



# Statlig program for forurensningsovervåking

## Rapport 652/96

Oppdragsgivere

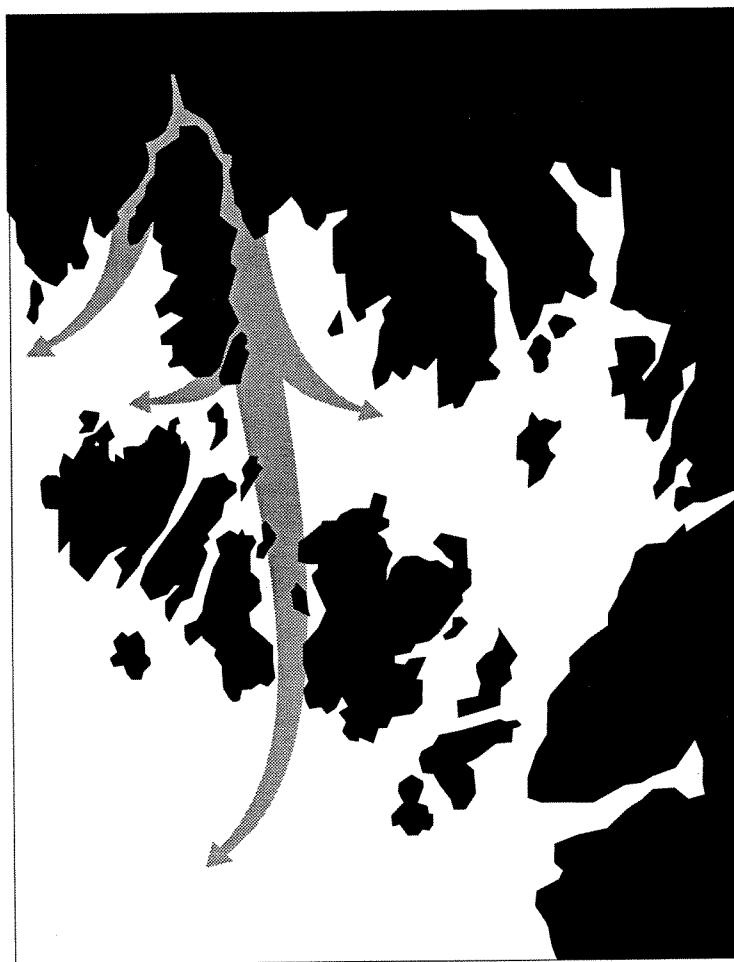
Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Overvåking av  
Hvaler-Singlefjorden og  
munningen av Iddefjorden  
1990 - 1994

Sedimenterende  
materiale og  
bunnsedimenter  
1994



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 04 30 33  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgt 55  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 32 56 40  
Telefax (47) 55 32 88 33

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. (Overvåkingsrapport nr. 652/96 TA 1327/1996)	Løpenr. (for bestilling) 3440-96	Dato 22.8.96
	Prosjektnr. Undernr. O-900349	Sider Pris 83
Forfatter(e) Aud Helland	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse
---	-------------------

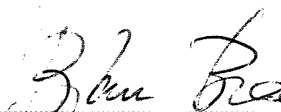
**Sammendrag**

Sedimenterende materiale i vannmassene innenfor Glommaestuariet var i 1994 moderat forurenset (klasse 2) av kadmium, krom, jern, bly og titan og markert forurenset av kobber (klasse 3). De største mengdene av metaller sedimenterer i Glommas munningsområde. Utslippene av metallene kobber, jern og titan fra industrien var hhv. 70, 40 og 25% lavere i 1994 enn i 1990. Det partikulære materialet i vannmassene hadde imidlertid et signifikant større overskudd av jern i 1994 enn i 1990. Kobber og titan var uendret. Bunnsedimentene i området var moderat forurenset av kadmium, krom, kobber, jern, kvikksølv, bly, titan, sink PAH og PCB. Markert forurensning (klasse 3) av kvikksølv og titan ble registrert i hhv. Leira og Belgen. Det ble registrert en signifikant reduksjon i innholdet av kvikksølv, kadmium, bly og sink fra 1980 til 1994. Nedgangen i kvikksølv og kadmium ble allerede registrert i 1990. For jern, kobber og krom var nivåene uendret. Bunnsedimentene vil vanskeligere reflektere ytterligere reduksjoner i utslippene av metaller fra industrien i området fordi utslippene nå utgjør en så liten andel i forhold til Glommas massetransport.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøovervåking	1. Environmental monitoring
2. Sedimenterende materiale	2. Settling matter
3. Bunnsedimenter	3. Sediments
4. Miljøgifter	4. Micro Pollutants

  
Aud Helland  
Prosjektleder

ISBN 82-577-2976-0

  
Bjørn Braaten  
Forskningsjef

Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen  
av Iddefjorden 1990 og 1994

Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994

## Forord

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) utarbeidet NIVA i 1989/1990 et programforslag for miljøundersøkelser i Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden for perioden 1989/1990-1994. Forslaget ble først utarbeidet som et høringsutkast og endelig fastlagt i programforslag av 9/5-90 (Berge 1990). Undersøkelsene har vært ledd i Statlig program for forurensningsovervåking administrert av SFT.

En betydelig innsats var planlagt gjennomført ved starten av programmet 1989/90 og ved avslutningen i 1994. Det ble fra SFT avgjort at en på bakgrunn av resultater fremkommet i første del av programperioden (Berge, 1991, Hektoen et al. 1992, Magnusson og Sørensen 1993 og foreløpige data fra perioden 89-93) skulle utarbeide et revidert program for 1994. Etter drøftelser med SFT og berørt industri ble det i det reviderte programforslag (Berge 1994) også utarbeidet forslag til spesialundersøkelser for Saugbrugsforeningen knyttet til utslippsreduksjonene som bedriften foretok 1991. Disse undersøkelser rapporteres imidlertid separat.

Overvåkingen av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden i perioden 1989-1994 har omfattet følgende fagelementer:

- i) Overflate og dypvann (Jan Magnusson).
- ii) Sedimentundersøkelser og sedimentfeller (Aud Helland).
- iii) Bløtbunnsfauna (Brage Rygg).
- iv) Gruntvannssamfunn (Fritjof Moy).
- v) Dykkerundersøkelser (Mats Walday)
- vi) Miljøgifter i organismer (John Arthur Berge)
- vii) Forurensningstilførsler (Gjertrud Holtan)
- viii) Sykdom på skrubbe (Halvor Hektoen)

Administrativ leder for prosjektet har vært John Arthur Berge.

På basis av overstående fagelementer ble det ved avslutningen av prosjektet ved årsskiftet 1995/96 utgitt følgende rapporter:

Magnusson, J. og Sørensen, K. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforhold i dypvannet 1993-1994. Niva-rapport no.3439-96.

Helland, Aud. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. Niva-rapport nr. 3440-96.

Rygg, B. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Bløtbunnsfauna 1994. Niva-rapport nr. 3441-96.

Moy, F. og Walday, M. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Hardbunnsundersøkelser 1992-1994. Niva-rapport nr. 3442-96.

---

Berge, J.A., Brevik, E., Godal, A. og Berglind, L. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer 1994 - en sammenligning med 80 årene. Niva-rapport nr. 3443-96.

Holtan, G. 1995. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Forurensningstilførsler 1970-93. Niva-rapport nr. 3444-96.

Berge, J.A., Helland, A., Holtan, G., Magnusson, J., Moy, F., Sørensen, K., Rygg, B. Walday, M. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989-1994. Konklusjonsrapport. Niva-rapport nr. 3445-96.

SFT har dekket 50 % av kostnadene for prosjektet mens den resterende del er finansiert av Borregaard Industries Ltd (20%), Kronos Titan A/S (15%), Saugbrugsforeningen (10%) og Greaker Industrier (5%).

Tidligere er det utkommet 3 rapporter i prosjektet (Berge, 1991, Hektoen et al. 1992, Magnusson og Sørensen 1993).

SFT har gitt følgende målformulering for programmet i uprioritert rekkefølge:

1. En beskrivelse av resipientens miljøtilstand. Undersøkelsen skal utformes slik at resultatene kan danne grunnlag for å foreslå tiltak.
2. Resipientens miljøkvalitet knyttes til egnethet for forskjellig bruk av området, jfr. vannkvalitetskriterier.
3. En ønsker en vurdering av de forskjellige forurensningskomponenters påvirkning av miljøkvaliteten og bruksverdien (jfr. vannkvalitetskriterier) i området. Hvilke forurensningskomponenter forringer miljøkvalitet og bruksverdi (jfr. vannkvalitetskriterier) mest? Hvor mye må de reduseres for å oppnå en gitt miljøkvalitet og bruksverdi.
4. Å vurdere eventuelle miljøforbedringer og forandringer av bruksverdi i perioden 1990 til 1994. Forandringer i miljøkvalitet siden den forrige undersøkelsen i 1980-83 skal også kartlegges.

Hvert enkelt delprosjekt dekker ikke alle målformuleringene.

Oslo, august 1996

*Aud Helland*

---

# Innhold

<b>Sammendrag .....</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning og målsetting .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Feltarbeid og metode .....</b>	<b>9</b>
2.1 Sedimentfeller.....	9
2.2 Bunnsedimenter .....	9
2.3 Analysemetoder .....	9
<b>3. Resultater og diskusjon .....</b>	<b>13</b>
3.1 Sedimentfeller.....	13
3.1.1 Fluks av partikulært materiale og miljøgifter .....	13
3.1.2 Kjemisk sammensetning av det partikulære materialet.....	15
3.2 Bunnsedimenter .....	22
3.2.1 Sedimentasjon.....	22
3.2.2 Karakterisering .....	22
3.2.3 Metaller .....	23
3.2.4 Polyklorerte bifenyler (PCB).....	33
3.2.5 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH).....	33
<b>4. Referanser .....</b>	<b>35</b>
<b>5. Vedlegg .....</b>	<b>38</b>
5.1 Posisjoner for utplassering av sedimentfeller 1994 .....	38
5.2 Posisjoner og vanddyp på sedimentstasjoner 1994 .....	39
5.3 Analysemetoder .....	40
5.4 Analyseresultater for sedimentfelle materialet samlet inn i Hvaler - Singlefjorden 1994.....	44
5.5 Andel sediment < 63µm .....	47
5.6 Kjemiske analyser, bunnsedimenter .....	48
5.7 Statistiske analyser av metalldata fra bunnsedimenter i 1980, 1990 og 1994.....	52
5.8 <sup>210</sup> Pb-Datering av sedimentkjerner fra Glommaestuariet.....	60

## Sammendrag

1. Undersøkelsen omfatter sedimenterende materiale og bunnsedimenter og er en videreføring av Statlig program for forurensningsovervåking av Hvaler - Singlefjorden som ble gjenopptatt i 1990. Området var også underlagt Statlig program, for forurensningsovervåking på 1980 tallet.
2. Fra 1980 til 1990 har det vært store reduksjoner i utlipp fra industri og kloakk til resipienten. Dette resulterte i store forbedringer av forurensningssituasjonen. Store deler av området som kunne betegnes som markert forurenset i 1980, var i 1990 moderat forurenset.
3. Målet med undersøkelsene var å vurdere forurensningstilstanden i resipienten og sammenligne denne med utviklingen fra 1980 til 1990. Videre bedømme hvilke forurensningselementer som gir dårligst miljøkvalitet og evt. vurdere hvilke reduksjoner som må til for å oppnå en gitt miljøkvalitet.
4. Undersøkelsen av sedimenterende materiale ble utført ved utplassering av sedimentfeller på 4 stasjoner. Disse stod ute i 5 perioder à ca. 30 dager fra mai til oktober 1994. Prøvene ble analysert for Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ti, TOC og TN.
5. Sedimentfelleundersøkelsene viste at utløpet av Glomma mottar de største mengdene med partikulært materiale hvilket også gir størst total sedimentasjon av metaller i dette området. Det sedimenterte 20 ganger mer titan ved utløpet av Glomma enn på stasjonen i Singlefjorden. De fleste metallene forekom med lavest konsentrasjon ved utløpet av Glomma, pga. stor fortykning med ikkeforurenset materiale. Titan derimot forekom med høyest konsentrasjon ved utløpet av Glomma (moderat forurenset). Konsentrasjonen av de ulike metallene tilsvarte klasse 2, moderat forurenset, med unntak av kobber som var markert forurenset, klasse 3, på alle stasjoner (snitt av 5 måleperioder).
6. Kobber, jern og titan konsentrasjonene ble sammenlignet med 1990 dataene. Normalisering av metalldataene mot aluminium viste et statistisk signifikant høyere forholdstall av jern/aluminium i 1994 enn i 1990, hvilket tyder på et større overskudd av jern i 1994 enn i 1990. Dette er ikke i overenstemmelse med utslippstall av jern fra industrien som var 40% lavere i 1994 enn i 1990. Forholdstallet lå begge årene på samme nivå som registreringer i Nordsjøen og Skagerrak. Det var ingen signifikant forskjell mellom titan / aluminium i 1990 og 1994 selv om tall fra industrien viste 25% lavere utslipp av titan i 1994 enn i 1990. Begge årene hadde Belgen den største belastningen av titan. Forholdet mellom kobber / aluminium var heller ikke signifikant forskjellig i 1990 og 1994, selv om industriutslippene av kobber var 10 ganger høyere i 1990 enn i 1994.
7. Prøvetaking av bunnsedimenter ble utført på 16 stasjoner innenfor Hvalerøyene. De øvre 0-1cm av sedimentene ble analysert for Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Pb, Ti, Zn, TOC og TN samt PAH, PCB og andel silt og leire.
8. De fleste stasjoner hadde finkornede sedimenter, tilnærmet 100% silt/leire med et innhold av TOC på 2 til 2,5%, hvilket er normalt for kystære områder. Stasjonene i elva eller i utløpsområdet hadde mer grovkornet sediment og et lavere TOC innhold. Andelen av terrestrisk organisk karbon var relativt lav og avtok i økende avstand til Glomma.
9. Ved tidligere undersøkelser ble metaller i bunnsedimentene analysert etter oppslutning med salpetersyre. Dette har gitt for lave verdier av spesielt titan, krom og jern. Ved foreliggende undersøkelser ble salpetersyreoppslutning og totaloppslutning med fluss-syre benyttet. Dette resulterte i at et større antall stasjoner kunne klassifiseres som moderat forurenset for flere av metallene. To stasjoner kunne klassifiseres som markert forurenset av metaller (klasse 3), øvrige stasjoner var moderat forurenset (klasse 2). Det var kvikksølv og titan som forekom med høyest konsentrasjon i henholdsvis Leira og i utløpet av Glomma. Etter at sedimentprøvene ble oppsluttet med salpetersyre kunne samtlige stasjoner karakteriseres

som lite forurenset av titan. Etter totaloppslutning med fluss-syre kunne alle stasjoner med unntak av stasjonen ved utløpet av Glomma (St. 3) karakteriseres som moderat forurenset. Ser man området under ett førte ikke totaloppslutning av bunnsedimentene til store endringer i klassifisering miljøkvaliteten, hvis man baserer denne på at miljøkvaliteten i et område ikke er bedre enn den parameteren som gir dårligst miljøkvalitet. I dette tilfelle kunne området klassifiseres som moderat forurenset basert på kobber både ved salpetersyreoppslutning og fluss-syreoppslutning.

10. Undersøkelser av bunnsedimentene viste en statistisk signifikant nedgang i innholdet av kvikksølv, kadmium, bly, sink fra 1980 til 1994. Nedgangen i kvikksølv og kadmium ble allerede registrert i 1990. Dette er i overensstemmelse med de store utslippsreduksjonene til området, særlig fra industrien. Foreliggende undersøkelser bekrefter den positive bedringen som ble registrert i 1990. For metallene jern, kobber og krom ble det ikke registrert signifikante reduksjoner fra 1980 til 1994, selv om reduksjoner i utslippene fra industri og kloakk er ytterligere redusert også de siste 5 år (Holtan, 1996).
11. Analyser av PCB på 7 stasjoner viste moderate overkonsentrasjoner (klasse 2). De høyeste verdiene ble registrert ved utløpet av Glomma. I 1983 ble det påvist høye konsentrasjoner av PCB i området, med mistanke om at Øraområdet kunne være en mulig kilde. Dette ble ikke verifisert i 1990. Undersøkelser av partikulært materiale i vannmassene under flommen i 1995 viste også høye konsentrasjoner av PCB ved utløpet av Glomma og ved Torbjørnskjær. Dette reiser igjen spørsmålet om det finnes en kilde til PCB i munningsområdet av Glomma.
12. Analyser av PAH på 2 stasjoner viste uendrede nivåer siden undersøkelsene i 1990. Konsentrasjonene ligger fortsatt på samme nivå som utenfor øyene.
13. <sup>210</sup>Pb-datering av sedimentkjerner fra området gir et anslag av hvor stor relativ endring i tilførselen av forurensningskomponentene som kan detekteres i bunnsedimentene ved prøvetaking hvert 3, 5 og 10 år. På stasjon 27 ytterst i Løperen vil man etter 5 år kunne registrere en 10% relativ endring i forurensningstilførselen. Ved å stoppe utslippene av kobber fra industrien i området vil dette kunne registreres i bunnsedimentene i løpet av de neste 5 år. Det er imidlertid bare kobber som utgjør en så stor andel i forhold til massetransporten i Glomma. Selv med en stopp i utslippene av Zn, Cd, Pb, Cr, Hg, Fe fra industrien i området vil ikke dette kunne registreres i bunnsedimentene de neste 5 til 10 år fordi massetransporten med Glomma er relativt mye større. Dette er forutsatt at alle metaller har like adsorpsjonsegenskaper til det partikulære materialet.



# 1. Innledning og målsetting

NIVA har utført undersøkelser i Hvalerområdet siden slutten av 1970-årene.

En av delundersøkelsene i overvåkingen omfattet partikulært materiale i vannmassene og bunnsedimentene (Næs, 1983).

I perioden 1980 til 1994 har det vært en betydelig reduksjon i industriutslippene av metaller fra Fredrikstad- og Sarpsborgområdet til Glomma. Metaller som jern, titan, sink og kvikksølv har avtatt gjennom hele perioden. Kobber, kadmium, krom og bly har avtatt jevnt i siste del av perioden, dvs. fra ca. 1990 fram til 1994 (Holtan, 1996).

På bakgrunn av disse reduksjonene ble overvåkingen gjenopptatt i 1990. Fra 1980 til 1990 ble det registrert en bedring i forurensningssituasjonen både for partikulært materiale i vannmassene og bunnsedimentene (Hektoen et al., 1992).

Foreliggende undersøkelser er en oppfølging av overvåkingen som ble igangsatt i 1990. Bakgrunnen for oppfølgingen er å få verifisert den positive utviklingen fra 1980 til 1990 og / eller eventuelt registrere ytterligere forandringer i forurensningssituasjonen som følge av ytterligere reduksjoner i industriutslippene fra 1990 til 1994.

Målet med foreliggende delundersøkelse er å gi svar på følgende punkter. Disse punktene er deler av den totale målformuleringen for overvåkingen av estuarier (jfr. Forord).

1. Beskrive resipientens miljøtilstand, som grunnlag for eventuelle tiltak.
2. Beskrive resipientens miljøtilstand knyttet til vannkvalitetskriterier. Den totale målformuleringen ønsker i tillegg å knytte resipientens miljøkvalitet til egnethet for forskjellig bruk av området. Det er imidlertid ikke utarbeidet egnethetskriterier for miljøgifter i sedimenter.
3. Vurdere de forskjellige forurensningskomponenters påvirkning av miljøkvaliteten og hvilke av komponentene som forringer miljøkvaliteten mest (jfr. vannkvalitetskriterier), for videre å vurdere hvor mye de må reduseres for å oppnå en gitt miljøkvalitet.
4. Å vurdere eventuelle miljøforbedringer i perioden 1990 til 1994 og siden den forrige undersøkelsen i 1980-83.

## 2. Feltarbeid og metode

### 2.1 Sedimentfeller

Sedimentfellerigger ble satt ut på de samme 4 stasjonene som i 1990. Stasjon 1: Ytre Løperen, stasjon 2: Belgen, stasjon 3: Ramsø, stasjon 4: Singlefjorden (Figur 1), posisjoner er gitt i vedlegg. Fellene hadde indre diameter på 10 cm, høyde på 100 cm og ble plassert ut på 20 m vanddyb (en rigg med to feller på hver stasjon). Natrium azide ble tilsatt for å hindre nedbrytning av organisk materiale i fellene. Fellene sto ute i 5 perioder fra 27 dager til 38 dager (Tabell 1).

Fellematerialet ble fraktet til NIVAs laboratorium hvor det ble skyllet tre ganger i destillert vann med sentrifugering mellom hver gang (3000 omdr. / min i 10 min) og deretter frosset ned før videre analyse.

Tabell 1. Datoer for utsetting og innhenting av sedimentfellerigger i Hvaler - Singlefjorden 1994.

Dato for utsetting	Dato for innhenting	Antall dager
26.4	9.6	38
9.6	6.7	27
6.7	4.8	29
4.8	5.9	32
5.9	11.10	36

### 2.2 Bunnsedimenter

Feltarbeid for innsamling av bunnsedimenter ble utført i Hvaler - Singlefjorden fra 18 - 21. mai 1994. Innsamlingen omfattet 16 stasjoner (Figur 2). Stasjonene var de samme som ved overvåkingen i 1990 og sediment-karakteristikken var tilsvarende som dengang. Posisjoner og vanddyb er gitt i vedlegg. Til innsamling av sedimentprøver ble det benyttet en Niemistö gravity corer. På enkelte stasjoner var det problemer å få tatt kjerner, enten pga. for sterk strøm i vannmassene eller for grove sedimenter, dette gjaldt vesentlig i elva. På disse stasjonene ble det benyttet en Day-grabb. De øverste 0-1 cm av sedimentet ble overført til prøveskåler. Skålene til analyse av organiske miljøgifter var vasket og brent ved 450°C i 12 t. Skålene til metallanalyser var av plast. Prøvene ble umiddelbart frosset ned og senere fraktet til NIVAs laboratorium i frossen tilstand for videre analyser.

### 2.3 Analysemetoder

Alle analyser ble utført på frysetørret materiale, alle verdier er oppgitt på tørrvektbasis.

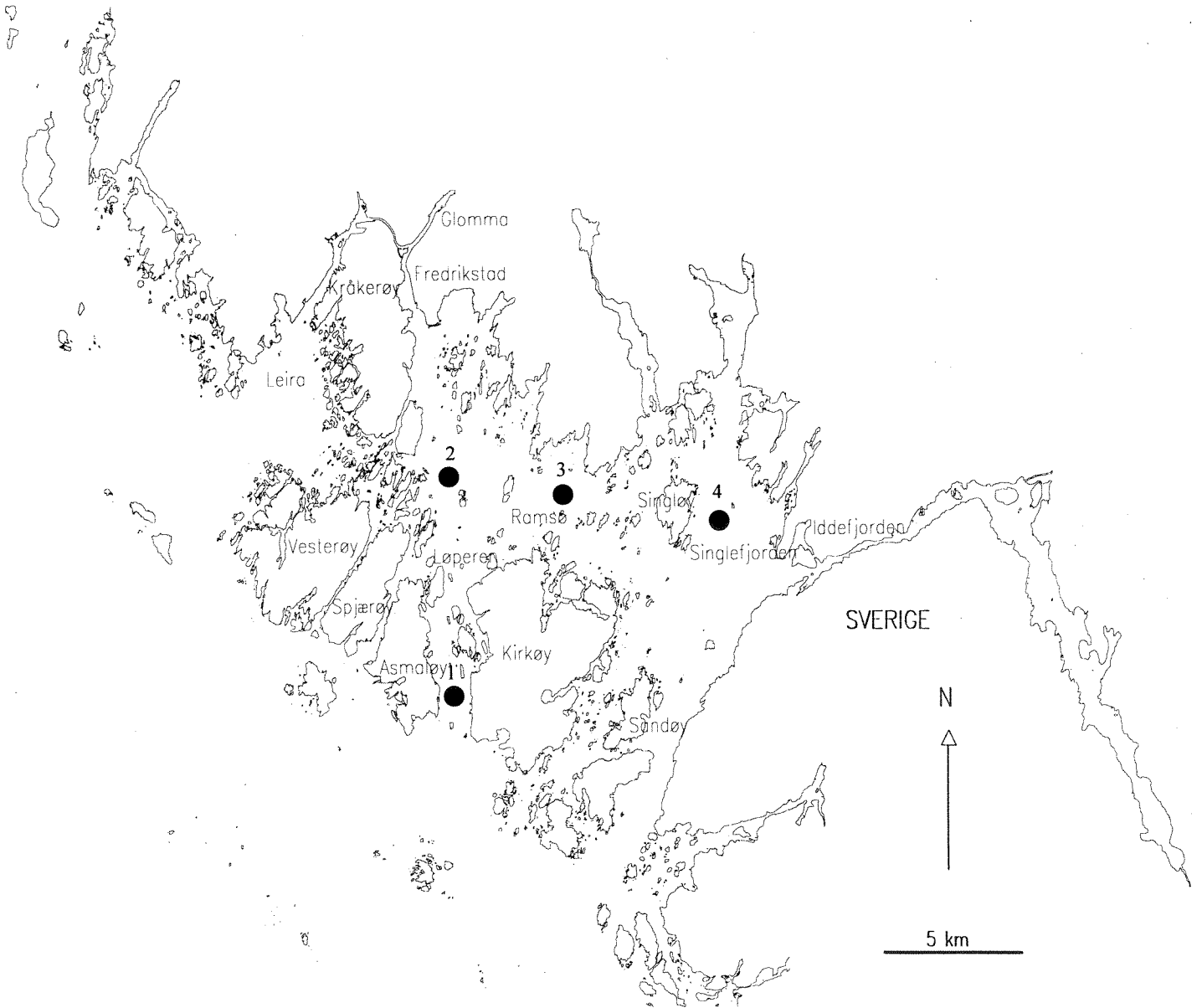
Alle prøver fra sedimentfelleriggene ble opparbeidet og veiet før to og to prøver fra hver stasjon ble slått sammen for videre analyse. Prøvene ble analysert for metallene aluminium (Al), kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), bly (Pb) og tian (Ti) samt innhold av total organisk karbon (TOC) og total nitrogen (TN). Metallene ble analysert etter totaloppslutning med fluss-syre. Spesifisering av analysemetoder er gitt i vedlegg. Avhengig av mengde

materiale i fellene var det ønskelig å analysere materialet for organiske miljøgifter. Det var imidlertid ikke nok materiale i fellene for slike analyser.

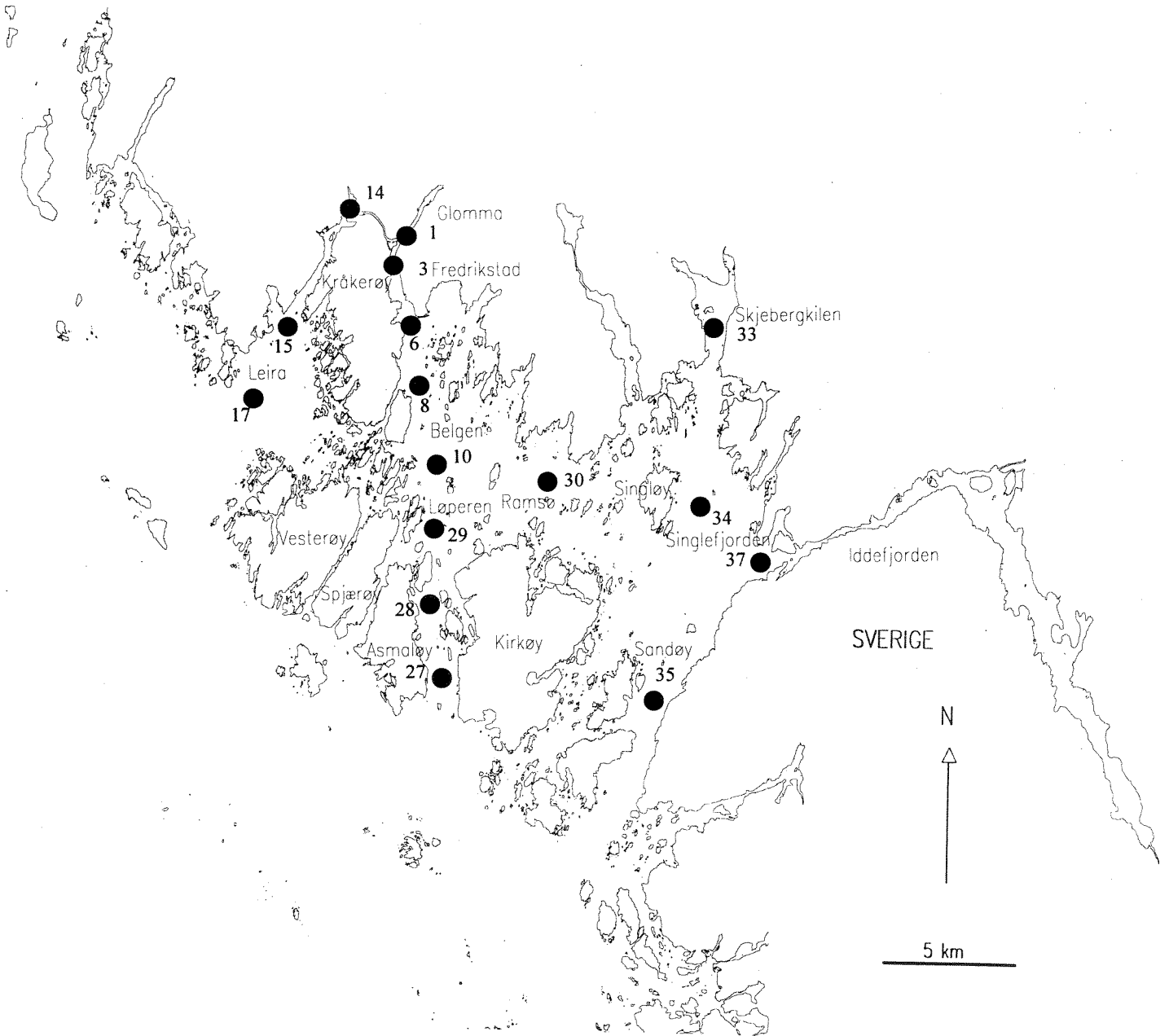
Bunnsedimentene ble analysert for metallene kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu), jern (Fe), kvikksølv (Hg), bly (Pb), titan (Ti), sink (Zn). Metallanalysene ble utført både etter oppløsning med fluss-syre og salpetersyre (Hg bare med salpetersyre). Analyser ble utført for bestemmelse av total organisk karbon (TOC), total nitrogen (TN) og bestemmelse av andel silt, leire i sedimentene. Sedimentene ble også analysert for polyklorerte bifenyler (PCB) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Spesifisering av analysemetoder er gitt i vedlegg.

Bestemmelse av andel silt og leire i sedimentene ble utført ved våtsikting (Endecote, 63 µm).

Ved bestemmelse av forurensningsgrad benyttes SFTs veiledning for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Rygg og Thèlin, 1993). Miljøkvalitetskriteriene er utarbeidet for bunnsedimenter og gjelder derfor ikke for sedimenterende materiale. Sedimenterende materiale vil normalt ha et høyere innhold av organisk karbon og en mindre mineralfraksjon enn bunnsedimenter, hvilket tilsier en høyere miljøgiftkonsentrasjon i forhold til bunnsedimentene. Det sedimenterende materialet vil med tiden bygge opp bunnsedimentene og gir følgelig et inntrykk av hvilke forhold man kan forvente med tiden. I mangel av egne kriterier for sedimenterende materiale benyttes i dette tilfellet kriteriene for bunnsedimenter.



Figur 1. Stasjoner for utplassering av sedimentfeller 1994



Figur 2. Stasjoner for prøvetaking av bunnsedimenter 1994

## 3. Resultater og diskusjon

### 3.1 Sedimentfeller

#### 3.1.1 Fluks av partikulært materiale og miljøgifter

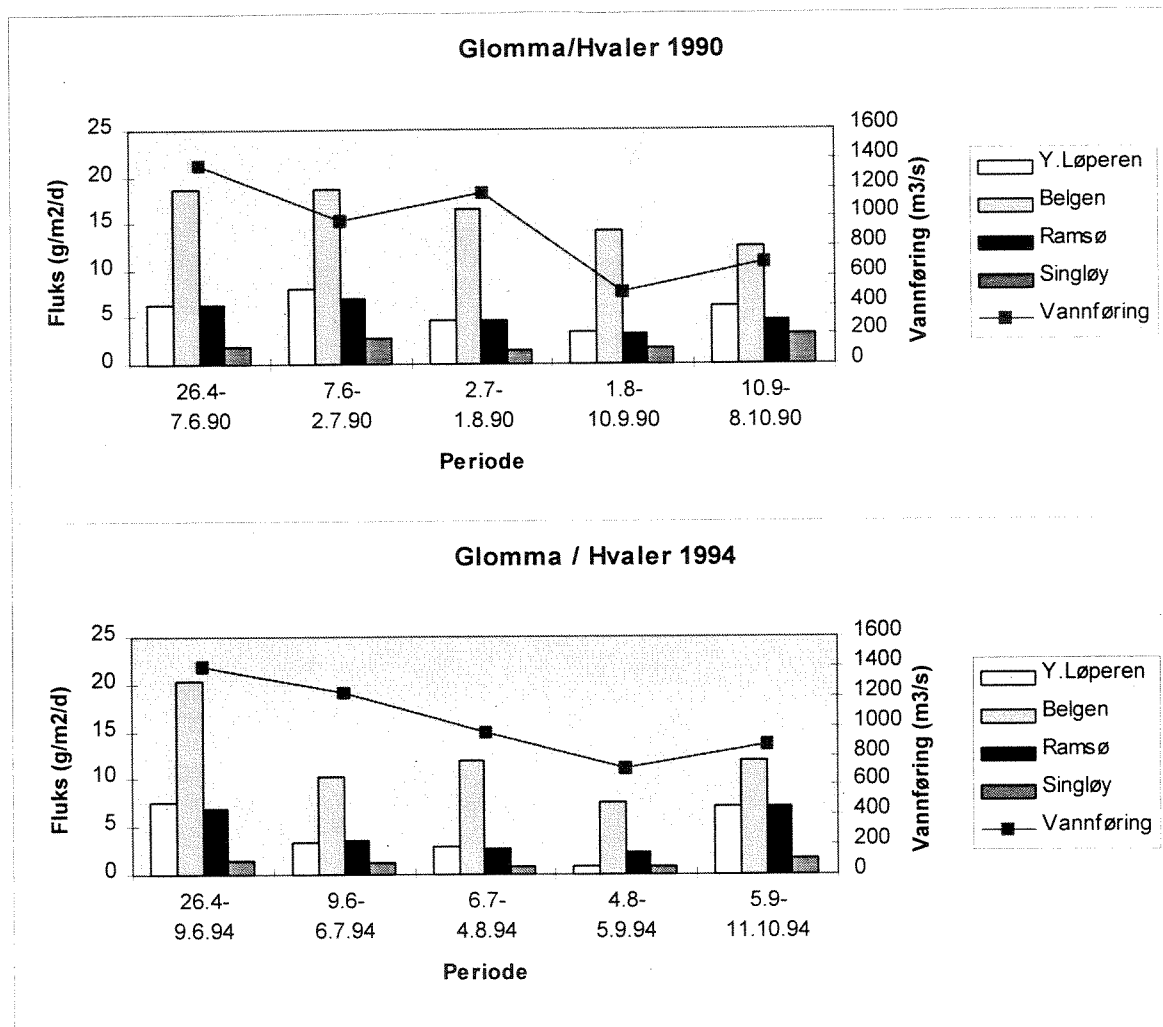
Mengden partikulært materiale fanget opp i fellene (fluks av partikulært materiale) varierte fra måned til måned med høyest fluks i mai (Figur 3). Fluksen reflekterer til en viss grad vannføring og tilførselene fra Glomma som var høyest i mai under vårflommen. Mengde partikulært materiale i Glommavannet er ofte større i starten av en flomperiode enn når flomtoppen nås. Dette gjelder særlig vårflommen (Holtan et al., 1991, 1995).

Høyest fluks i Glommaestuaret ble registrert ved Belgen (8 til 21 g/m<sup>2</sup>/d, se Tabell 2). Dette var i samsvar med registreringene i 1990. Dataene fra 1990 er tatt med i Tabell 2 for sammenligning. Det gjøres oppmerksom på at det i rapporten fra 1990 (Hektoen et al., 1992) ligger en systematisk regnefeil. Fluksberegningene i Hektoen et al., 1992 er alle for lave.

Den høye fluksen i området ved Belgen har sammenheng med flokkulering når ferskvannet treffer sjøvannet. Fluksen av partikulært materiale er lavere enn sedimentasjonen i området. Grove beregninger viser at sedimentfellene reflekterer anslagsvis 70% av sedimentasjonen i området, jfr. kap. 3.2.1 og Helland, 1996.

Stasjonen i Singlefjorden synes lite berørt av det partikulære materialet fraktet ut med Glomma både i 1990 og 1994. Dette vil variere med vindforholdene. I perioder med pålandsvind vil vannmassene presses nordøstover.

Den høye fluksen av partikulært materiale ved Belgen fører til at dette området også har den største totale tilførselen av metaller, total organisk karbon og nitrogen (Tabell 3). Tabell 3 viser klart avtagende fluks av metaller med økende avstand til munningen av Glomma. Det sedimenterte ca. 20 ganger mer titan pr. dag nær utløpet av Glomma ved Belgen, sammenlignet med Singlefjorden. Dette skyldes i vesentlig grad utslippene fra Kronos Titan A/S. For bly og kadmium sedimenterte det derimot henholdsvis bare 7 og 5 ganger mer ved Belgen enn i Singlefjorden. Ulike adsorberingsegenskaper til partikler med ulike karakter vil også ha en betydning. Dette er i overensstemmelse med tidligere antagelser, eksempelvis at bly er assosiert med mer finpartikulært materiale enn en del av de andre metallene, og derved fraktes lenger ut før sedimentering (Hektoen et al., 1992).



Figur 3. Fluks av partikulært materiale (g/m<sup>2</sup>/d) i fem perioder fra 26.4 - 8.10.90 og 11.10.94 i Hvaler Singlefjorden. Samt vannføring målt ved Sarpssfoss (m<sup>3</sup>/s) i de samme periodene.

Tabell 2. Fluks av partikulært materiale (g/m<sup>2</sup>/d) på 4 stasjoner over 5 perioder (april - oktober) i Glommaestuariet. Resultatene fra 1994 er sammenstilt med tidligere målinger i 1989 og 1990. I 1989 ble det ikke utført målinger på alle stasjonene. Gjennomsnittlig vannføring i Glomma (m<sup>3</sup>/s) ved Sarpssfoss er gitt for de samme 5 periodene i 1990 og 1994.

	1989					1990					1994				
Tids- periode:	28.4- 7.6	7.6- 5.7	21.7- 20.8	20.8- 12.9	20.8- 6.10	26.4- 7.6	7.6- 2.7	2.7- 1.8	1.8- 10.9	10.9- 8.10	26.4- 9.6	9.6- 6.7	6.7- 4.8	4.8- 5.9	5.9- 11.10
Belgen						18,7	18,6	16,6	14,2	12,4	20,5	10,2	12,0	7,6	12,0
Ramsø						6,4	7,1	4,6	3,2	4,6	6,9	3,6	2,8	2,3	7,2
Løperen	1,7	1,8	1,6	1,3	1,1	6,3	8,1	4,7	3,3	6,2	7,5	3,3	2,9	0,9	7,1
Singløy						1,9	2,7	1,5	1,7	3,1	1,5	1,3	0,9	0,9	1,7
Vannføring i Glomma						1355	974	1172	487	694	1405	1230	950	717	872

Tabell 3. Fluks av ulike målte parametere i felle materialet fra Hvaler - Singlefjorden 1994 (mg/m<sup>2</sup>/d).

	TOC	TN	Al	Fe	Ti	Cr	Pb	Cu	Cd
Belgen	369,8	50,6	968,5	719,4	76,6	1,4	0,7	2,7	3,7
Ramsø	176,4	25,4	359,0	307,4	16,5	0,6	0,3	0,7	1,0
Løperen	194,3	31,4	329,6	267,8	13,9	0,5	0,2	0,8	1,8
Singløy	105,3	17,2	79,8	70,2	3,9	0,1	0,1	0,2	0,7

### 3.1.2 Kjemisk sammensetning av det partikulære materialet.

Mesteparten av det partikulære materialet fraktet ut med Glomma er minerogent materiale, i hovedsak leirminerale. Dette kan man se av det høye innholdet av aluminium (6 - 8 %). Tilsvarende er også registrert tidligere i estuariet (Helland et al., 1990). Både kjemiske analyser og mikroskopering av partikulært materiale i vannmassene har vist en hovedvekt av uorganiske partikler. Det transporteres imidlertid også ut store mengder organisk karbon, men dette er vesentlig i løst form (Holtan et al., 1991, 1992). I 1994 var tilførselen av suspendert materiale 148000 tonn og organisk karbon 77500 tonn. I 1990 var tilførselene henholdsvis 300500 og 80450 tonn. I 1990 og 1991 ble det også utført analyser av løst organisk karbon (DOC). Disse viste at DOC utgjorde fra 84 -100% av total organisk karbon (Holtan et al., 1991). Observasjonene i 1991 av TOC i partikulær form viste et gjennomsnitt på bare 1%.

Miljøgifter knyttet til partikler utgjør en relativt liten andel av den totale partikulære transporten. Den store andelen minerogent materiale fortynner miljøgiftkonsentrasjonen. Derfor observeres de laveste konsentrasjonene av miljøgifter og organisk karbon i områdene med høyest sedimentasjon. Den totale mengden miljøgifter som sedimenterer vil imidlertid være avhengig av fluksen.

#### Organisk karbon og nitrogen

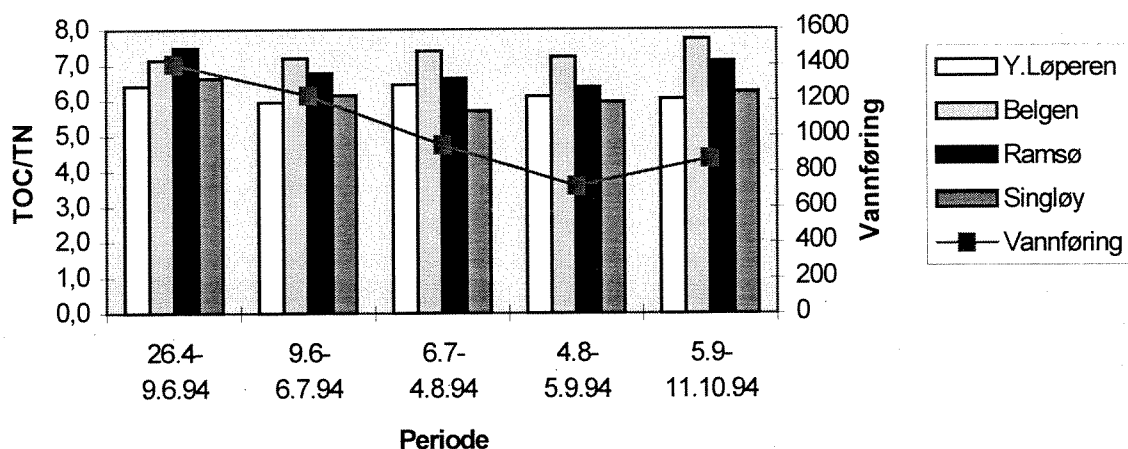
Innholdet av organisk karbon i felle materialet varierte fra 25 til 120 mg/g partikulært materiale, de fleste registreringene lå mellom 30 og 50 mg/g. Dette er noe høyere enn i bunnsedimenter hvor verdiene vanligvis ligger mellom 10 og 30 mg TOC/g sediment (Rygg, 1995). De lavere verdiene i bunnsedimentene skyldes nedbrytningen av organisk materiale over tid. Man skal også være klar over at partikulært materiale fanget opp i sedimentfeller lett kan gi et for høyt innhold av organisk karbon hvis fellene har fanget opp ulike typer organismer. Selv om disse fjernes før analyse kan de delvis ha gått i oppløsning, selv om konserveringsmiddel er tilsatt. Målinger i Glommavann har vist langt større konsentrasjonspredning, (fra <1 til over 300 mg organisk karbon / g partikulært materiale (Holtan et al., 1991)) enn det som er funnet i felle materialet.

De høyeste konsentrasjonene av organisk karbon og nitrogen i felle materialet ble registrert i Singlefjorden (Tabell 4). Dette har sannsynligvis sammenheng med den relativt lave fluksen med mindre fortynning av uorganisk materiale i dette området (jfr. Tabell 2).

Man skulle forvente et relativt stort innsalg av terrestrisk organisk materiale pga. Glommas tilførsler. C/N forholdet i felle materialet både i 1990 og 1994 viste imidlertid at det meste av det organiske materialet var av marin opprinnelse. I felle materialet fra 1990 varierte forholdet mellom 5 og 8 og i 1994 mellom 6 og 8 (tall for 1994 gitt i Figur 4). Marint plankton har et C/N-forhold på 5,8 på vektbasis (Redfield et al., 1963). Materialet fra Belgen hadde generelt det høyeste forholdstallet, med det største innslaget av terrestrisk organisk materiale. Dette er naturlig ut i fra avstanden til utløpet av Glomma. Under storflommen i 1995 ble det satt ut feller



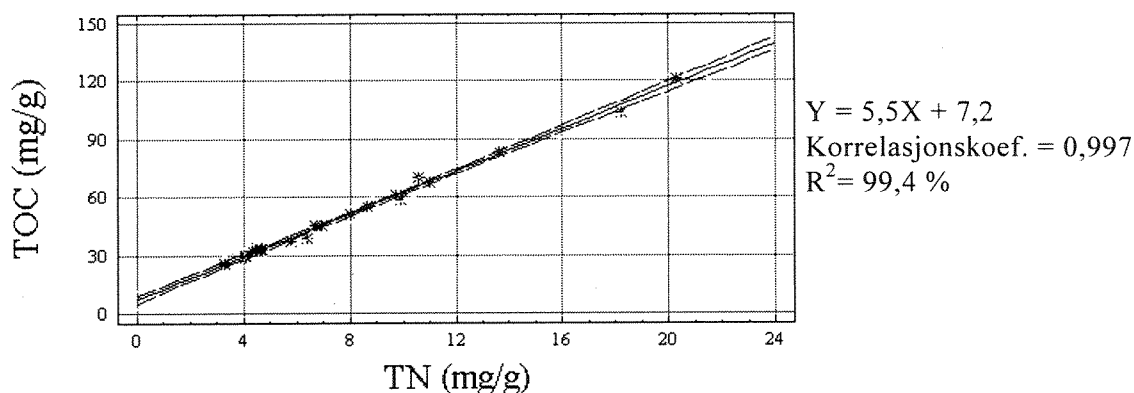
på flere stasjoner i en gradient til utløpet av Glomma. Disse viste klart at innslaget av terrestrisk organisk karbon avtok i økende avstand til Glomma (Helland, 1996). Den store andelen av marint organisk materiale kan forklares av at bare en liten del av det organiske materialet i Glommavannet forekommer i partikulær form (jfr. Holtan et al., 1991, 1992). I tillegg fraktes en stor andel av det partikulære materialet i Glommavannet ut forbi Hvalerøyene. Det marine organiske materialet har opphav både i egenproduksjonen i området og via den estuarine kompensasjonstrømmen som frakter inn materiale utenifra.



Figur 4. Forholdet mellom total organisk karbon og total nitrogen i felle materialet fra Glommaestuariet 1994, sammenholdt med vannføring registrert ved Sarpsfoss i de samme periodene.

Ved undersøkelsen i 1990 ble det vist en statistisk signifikant korrelasjon mellom total organisk karbon og nitrogen i felle materialet. Det ble vist at TOC var lineært assosiert med TN med et forholdstall (stigningskoeffisient) på 5,6. Det var bare 0,77% av TOC som ikke var assosiert med nitrogen. Analyser viser at det samme var tilfelle for felle materialet fra 1994, her var forholdstallet TOC/TN lik 5,5 og bare 0,72 % av TOC var ikke assosiert med nitrogen (Figur 5).

Dette viser at sammensetningen av felle materialet med hensyn på organisk karbon og nitrogen var tilnærmet identisk i 1990 og 1994.



Figur 5. Korrelasjon mellom total organisk karbon (TOC) og totalt nitrogen (TN) i felle materiale fra 1994.

### Metallinnhold

Innholdet av metaller i felle materialet fra hver innsamlingsperiode er gitt i vedlegg. Gjennomsnittskonsentrasjoner over de 5 innsamlingsperiodene er gitt i Tabell 4. Miljøkvaliteten av det sedimenterende materialet er gitt i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier for bunnsedimenter fordi det ikke er utarbeidet egne kriterier for sedimenterende materiale (jfr. kap. 2.3 og Tabell 5).

**Tabell 4.** Gjennomsnittskonsentrasjoner av alle analyserte parametre i sedimentfelle materiale innsamlet over 5 perioder i Hvaler-Singlefjorden 1994. (TOC, TN, Al, Fe er gitt i mg/g, øvrige i mg/kg)

Stasjon	TOC	TN	Al	Fe	Ti	Cr	Pb	Cu	Cd
Belgen	29,9	4,1	77,1	57,9	6535	114,6	48,5	178,4	0,27
Ramsø	41,8	6,2	77,3	66,8	3825	127,0	66,1	178,0	0,23
Y.Løperen	51,5	8,3	72,1	59,7	3610	119,8	51,0	211,2	0,39
Singløy	87,9	14,5	61,4	54,5	3140	104,8	81,8	173,4	0,58

Det var liten variasjon i konsentrasjonen av aluminium, jern og krom i felle materialet (Tabell 4). Innholdet var noe lavere i Singlefjorden enn på de øvrige stasjonene. Dette viser som nevnt tidligere at Singlefjorden er minst påvirket av Glommavannet. Jern inngår ikke i SFTs miljøkvalitetskriterier. En normal konsentrasjon av jern i marine kystnære sedimenter regnes å ligge under 40 mg Fe/g tørt sediment (Knutzen og Skei, 1990). Med dette som grunnlag kan det partikulære materialet i fellene klassifiseres som moderat forurenset, klasse II (Tabell 5). Konsentrasjonene av krom varierte mellom 105 og 127 mg, bly mellom 49 og 82 mg/kg og kadmium mellom 0,23 og 0,39 mg/kg (Tabell 4). Dette kan betegnes som moderat forurenset, tilsvarende SFTs klasse II. Kadmium konsentrasjonen lå like under nedre grense for klasse 2 på Ramsøflaket., "moderat forurenset". Innholdet av kobber varierte i snitt mellom 173 og 211 mg/kg, tilsvarende markert forurenset, klasse III.

Innholdet av titan i ikke-forurensede sedimenter regnes å ligge under 5000 mg/kg (Knutzen og Skei, 1990). Basert på dette hadde Belgen (6500 mg Ti/kg) en overkonsentrasjon av titan i forhold til de øvrige stasjonene, tilsvarende moderat forurenset, klasse II (Tabell 5). Det samme ble registrert ved undersøkelser i 1990 (Hektoen et al., 1992) og ved flommundersøkelsene i 1995 (Helland, 1996).

**Tabell 5.** Miljøkvalitet av partikulært materiale fra Glommaestuariet 1994 basert på SFTs miljøkvalitetskriterier for marine bunnsedimenter. (Romertall indikerer tilstandsklassene I = god, II = mindre god, III = nokså dårlig, IV = dårlig.)

Stasjon	TOC	Ti	Cr	Pb	Cu	Cd
Belgen	I	II	II	II	III	II
Ramsø	II	I	II	II	III	I
Y.Løperen	III	I	II	II	III	II
Singløy	IV	I	II	II	III	II

Leirpartiklene fraktet ut med Glomma kan foruten aluminium også ha en naturlig forekomst av de øvrige analyserte komponentene. Ved å se på forholdet mellom disse og aluminium kan man få et inntrykk av om eventuelle konsentrasjonsforskjeller er naturlig betinget eller om forhøyede verdier skyldes forurensning (normalisering). Litium er også et metall som ofte benyttes som

normaliseringsparametere i stedet for aluminium (Loring, 1991). Litium ble imidlertid ikke analysert i felle materialet.

### Utvikling i forurensnings-situasjonen fra 1990 - 1994.

Forholdet mellom jern og aluminium i felle materialet lå fra 0,75 til 0,89, med de fleste observasjonene rundt 0,85 (Tabell 6 og Figur 6). Ved undersøkelsene i 1990 ble det registrert noe lavere forholdstall (0,63 - 0,70), med de fleste observasjonene rundt 0,65 (Figur 6). En t-test viste statistisk signifikant forskjell mellom Fe/Al forholdene i felle materialet fra 1990 til 1994<sup>1</sup>. Dette tyder på et større overskudd av jern i 1994 enn 1990.

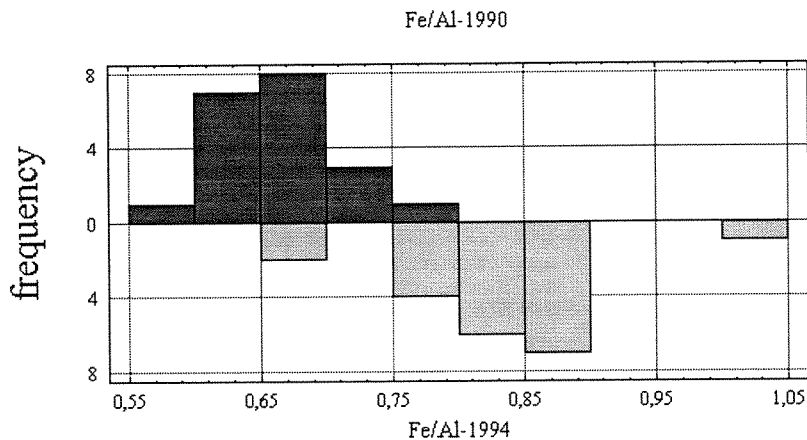
Jern / aluminium-forholdet i sedimenterende materiale vil være avhengig av partikkel-sammensetningen. Jern tilføres naturlig via aluminium-silikater og biologisk materiale. Andelen av biologisk bundet jern er størst i de øvre deler av vannmassene. Suspendert partikulært materiale (SPM) fra de øvre deler av vannmassene vil derfor ha en større andel biogent jern enn sedimenterende materiale som representerer et eldre materiale med en noe annen kjemisk sammensetning. Jern/aluminium-forholdet i SPM fra Skagerrak og Nordsjøen ligger mellom 0,56 - 0,95 Fe/Al (Eisma et al., 1984 og Hölemann og Wirth, 1988). Verdiene er ikke direkte sammenlignbare med sedimenterende materiale fordi SPM er mer finpartikulært enn felle materialet og endel vil aldri sedimentere. Undersøkelsene viser imidlertid at nivåene i det sedimenterende materialet ligger innenfor normalvariasjonen i SPM fra området.

Tilgjengelige oversikter for utslipp fra industrien i området viser at tilførselene av jern var omtrent den samme i 1990 som i 1994, men at det fra 1980 tallet til 1990 fant sted en betydelig reduksjon (Holtan, 1996). Analyser av jern i blæretang fra 1994 viste en betydelig høyere konsentrasjon nær Belgen enn i øvrige deler av estuariet (Berge 1996). Det finnes imidlertid ikke tilsvarende analyser fra 1990. Tang tar først og fremst opp metaller i løst form. Disse resultatene kan derfor ikke uten videre sammenlignes med sedimentfelle materialet. En annen faktor som også må tas i betraktning er at blæretang vokser i de øvre deler av strandsonen og reflekterer derfor en annen del av vannmassene enn sedimentfellene, som var utplassert på 20 m dyp.

Tabell 6. Forholdet mellom ulike metaller og aluminium (kadmium mot TOC) i felle materialet fra Hvaler - Singlefjorden 1994. Forholdstallene er basert på et gjennomsnitt i hver av de 5 måleperioder.

Stasjon	Fe/Al	Ti/Al	(Cr/Al)*10 <sup>-3</sup>	(Pb/Al)*10 <sup>-3</sup>	(Cu/Al)*10 <sup>-3</sup>	(Cd/TOC)*10 <sup>-5</sup>
Belgen	0,75	0,09	1,49	0,62	2,28	0,90
Ramsø	0,86	0,05	1,65	0,86	2,31	0,56
Y.Løperen	0,83	0,05	1,68	0,71	3,01	0,82
Singløy	0,89	0,05	1,71	1,34	2,71	0,67

<sup>1</sup> Sammenligning av gjennomsnittene, forutsatt lik varians: -0,1625 +/- 0,0391 (ved 95% konfidensintervall)



**Figur 6.** Forholdet mellom jern og aluminium i sedimentfelle materialet fra 1990 og 1994, alle stasjoner. Felle materialet viste også forskjeller mellom de ulike stasjonene basert på de ulike elementene. For å kunne vurdere om disse forskjellene var signifikante ble det benyttet en "Multiple range test" (Least Significant Differences (LSD) -test, Larsen og Marx, 1990). Testen viste at Belgen hadde et signifikant lavere Fe/Al forhold enn de øvrige stasjonene i 1994 (Tabell 7). I 1990 var det imidlertid ingen forskjeller mellom stasjonene. Jern/aluminiumforholdet vil variere alt etter vannføring i Glomma og hvor mye partikulært materiale denne fører. Mye leirpartikler vil fortynde et eventuelt utslipp av jern. Undersøkelser har vist at ved høye vannføringer er forholdet mellom Fe/Al tilnærmet det samme i overflatevann ved utløpet av Glomma og videre ut gjennom Løperen, mens ved lave vannføringer øker forholdstallet med økende avstand til Glommas munning (Næs og Skei, 1986).

**Tabell 7.** Resultater fra multiple range test (LSD-test), som tester om det er signifikante forskjeller mellom stasjonene i 1994 (x) og 1990 (o).

Stasjoner	Homogene grupper av stasjoner					
	x = 1994			o = 1990		
	Cd/TOC	Cu/Al	Pb/Al	Cr/Al	Fe/Al	Ti/Al
Belgen	x	x o	x	x	xo	xo
Ramsø	x	xo	x	x x	o x	x o
Løperen	x x	xo o	x	x	o x	x o
Singlefjorden	x	x o	x	x	o x	x o

x eller o som står i samme kolonne indikerer stasjoner uten signifikante forskjeller, mens x eller o som står i ulike kolonner indikerer stasjoner med signifikante forskjeller

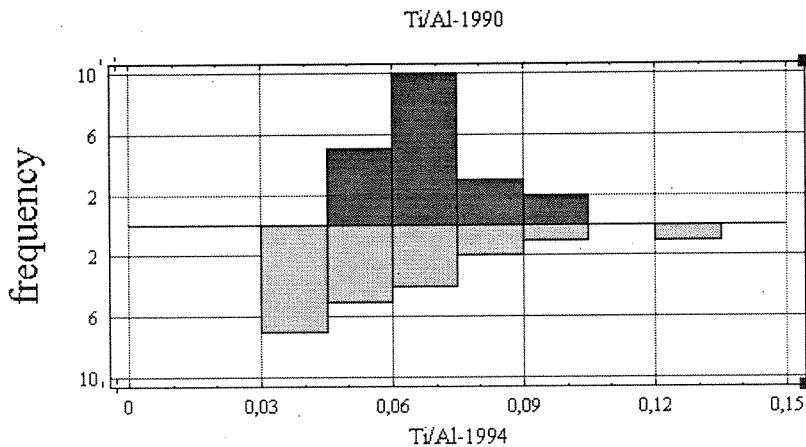
Forholdet mellom titan / aluminium lå i gjennomsnitt fra 0,05 til 0,09 (Tabell 6). I kvartære leirer i Sør-Norge er forholdet målt til 0,06 (Roaldset, 1972) og i suspendert partikulært materiale fra Nordsjøen er forholdet mellom 0,04 og 0,08 (Hölemann og Wirth, 1988). Forholdet i felle materialet ligger således omtrent likt med registreringene i Nordsjøområdet, men noe høyere enn i preindustrielle sedimenter. I 1994 lå de fleste observasjonene av titan/aluminium forholdet i felle materialet mellom 0,03 og 0,045, mens det i 1990 lå fleste mellom 0,06 og 0,075 (Figur 7). Det var imidlertid ingen statistisk signifikant forskjell mellom Ti/Al i 1990 og 1994<sup>2</sup> selv om utslippene av titan fra industriene var ca. 25% lavere i 1994 enn i 1994 (hhv. 289 og 383

<sup>2</sup> Sammenligning av gjennomsnittene, forutsatt lik varians:  $-0,0102 \pm 0,0126$  (ved 95% konfidensintervall)

tonn). Titan inngår ikke som overvåkingsparameter i Glommavann, man vet derfor ikke hvor stor industritilførselen utgjør av totaltransporten av titan i Glomma.

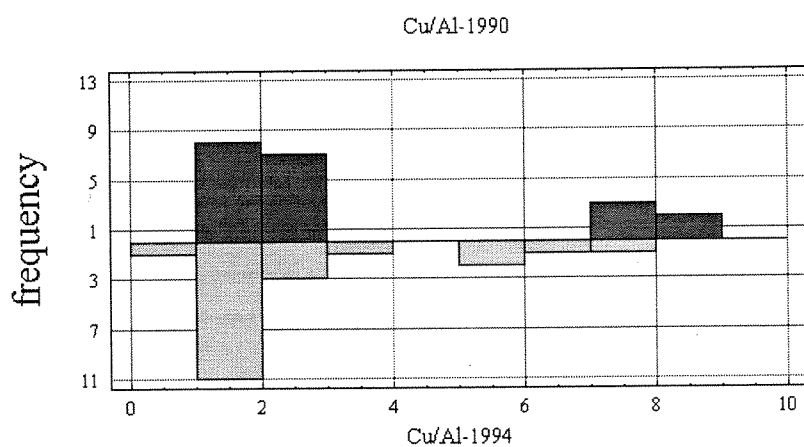
De høyeste forholdstallene mellom titan / aluminium ble registrert ved Belgen både i 1990 og 1994. Det samme ble registrert under flommen i 1995 (Helland, 1996). Forskjellene i 1994 mellom Belgen og de øvrige stasjonene var imidlertid ikke statistisk signifikant, det var de derimot i 1990 (Tabell 7). Dette tyder på at området rundt Belgen hadde en større antropogen tilførsel av titan i forhold til de øvrige stasjonene i 1990, men at tilførslene i 1990 til området sett under ett, ikke var forskjellig fra 1994.

Kobber var den parameterene som viste størst overkonsentrasjon i følge SFTs miljøkvalitetskriterier, jfr. tekst ovenfor. Dette var også tilfelle i 1990. Figur 8 viser at for de fleste observasjonene både i 1990 og 1994 lå forholdstallet mot aluminium mellom 0,002 og 0,003. Det var ingen statistisk signifikant forskjell mellom Cu/Al forholdet i 1990 og 1994<sup>3</sup>, selv om industriutslippene av kobber var 10 ganger høyere i 1990 enn i 1994. For observasjonene i 1994 var det heller ikke statistisk signifikante forskjeller mellom stasjonene. I 1990 var derimot Ramsø signifikant forskjellig fra Belgen og Singlefjorden men ikke fra Løperen, men Løperen var ikke forskjellig fra Belgen og Singlefjorden (Tabell 7).



Figur 7. Forholdet mellom titan og aluminium i sedimentfelle materialet fra 1990 og 1994, alle stasjoner.

<sup>3</sup> Sammenligning av gjennomsnittene, forutsatt lik varians: 0,8311 +/- 1,5340 (ved 95% konfidensintervall)



**Figur 8.** Forholdet mellom kobber og aluminium i sedimentfelle materialet fra 1990 og 1994, alle stasjoner (merk! forholdstallet skal multipliseres med  $10^{-3}$ )

For krom og bly var forholdet mot aluminium signifikant lavere i materialet fra Belgen sammenlignet med de øvrige stasjonene (Tabell 7). For krom lå gjennomsnittlig forhold for Cr/Al mellom  $1,5 \cdot 10^{-3}$  og  $1,7 \cdot 10^{-3}$  og Pb/Al mellom  $0,62 \cdot 10^{-3}$  og  $1,34 \cdot 10^{-3}$  (Tabell 6). Det samme var tilfelle for kadmium mot total organisk karbon, Belgen var signifikant forskjellig fra de øvrige stasjonene. Forholdet Cd/TOC varierte mellom  $0,4 \cdot 10^{-5}$  og  $1,5 \cdot 10^{-5}$  på alle stasjoner. Sammenligning med 1990 dataene kan ikke gjøres, da krom, bly og kadmium ikke ble analysert i materialet i 1990.

## 3.2 Bunn sedimenter

Alle rådata finnes i vedlegg.

### 3.2.1 Sedimentasjon

Det er tidligere utført datering av sedimentkjerner fra to områder i Hvaler - Singlefjorden, disse var stasjon 10 (Belgen) og 34 (Singlefjorden) (Figur 2) (Hektoen et al., 1992). Ved undersøkelsene i 1994 ble ytterligere 3 stasjoner datert, disse var stasjon 17 (Leira), 27 (ytre Løperen) og 30 (Ramsøflaket). Sedimentasjonsraten på de ulike stasjonene er vist i Tabell 8. Analysene viste høyest sedimentasjon ved Belgen (12 mm/år) og lavest sedimentasjon på Ramsøflaket (3mm/år). Høyest sedimentasjon i  $\text{g/m}^2/\text{år}$  ble registrert ytterst i Løperen (6135  $\text{g/m}^2/\text{år}$ ). I analyserapporten ble det påpekt at sedimentet fra Belgen hadde en stor grad av oppblanding i de øvre deler av kjernen. Denne ble derfor betraktet som et dårligere resultat enn den fra Singlefjorden (Hektoen et al., 1992). Dateringsrapporten konkluderte med rimelig gode resultater fra Leira, Løperen og Ramsøflaket. Av disse tre ble Leira betraktet som dårligst (stor oppblanding) og ytre Løperen som best (her ble alle dataene inkludert i modellen) (jfr. vedlegg 5.8). Sammenlignet med sedimentfelleregistreringene gir blydateringene større fluks av partikulært materiale på alle stasjoner. Beregninger har grovt anslått at partikulært materiale fanget opp i sedimentfeller utplassert i estuariet utgjør ca. 70 % av sedimentasjon basert på bly-210 dateringene (Helland, 1996). I forhold til sedimentfelleregistreringene burde Belgen kommet ut med høyest fluks ( $\text{g/m}^2/\text{år}$ ) av partikulært materiale, ytre Løperen og Ramsøflaket burde hatt lavere men innbyrdes tilnærmet lik fluks, mens Singlefjorden burde kommet ut med lavest fluks. Samlet ansees sedimentfelleregistreringene og blydateringene å gi et godt inntrykk av sedimentasjonen i området.

Tabell 8. Sedimenttilvekst (mm/år) basert på bly-210 datering av sedimentkjerner fra 5 stasjoner i Hvaler - Singlefjorden.

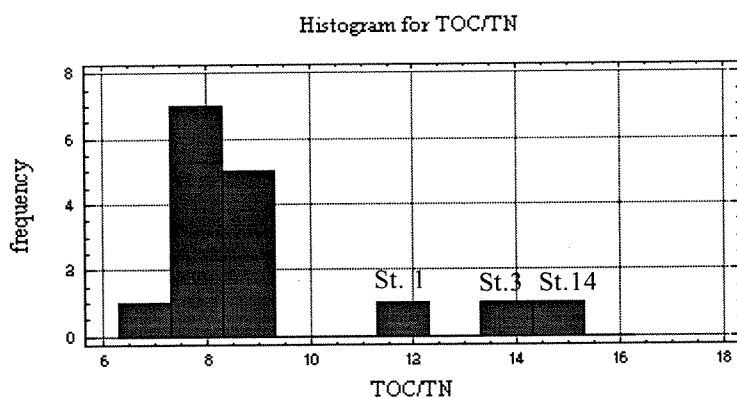
Stasjon	st. 10 Belgen	st. 17 Leira	st. 27 Y. Løperen	st. 30 Ramsø	st. 34 Singlefjorden
mm/år	12	5	9	3	8
$\text{g/m}^2/\text{år}$	2870	2564	6135	2051	3400

### 3.2.2 Karakterisering

Sedimentene på de fleste stasjonene bestod av silt eller leire, dvs. tilnærmet 100% av sedimentet hadde kornstørrelse  $< 63\mu\text{m}$  (jfr. vedlegg). Stasjon 1, 3 og 14 hadde et større innslag av mer grovkornet materiale, henholdsvis 73, 31 og 25 % av sedimentet hadde kornstørrelse  $< 63\mu\text{m}$ . Dette tilsvarer observasjonene fra undersøkelsene i 1990 med ett unntak. Stasjon 1 hadde finkornede sedimenter i 1990 og stasjon 6 hadde mer grovkornede (Hektoen et al., 1992). Stasjon 1, 3 og 14 ligger i elva og stasjon 6 i utløpet. Her vil bunn sedimentene variere over året avhengig av bunntransporten i elva. I perioder med lav vannføring vil materiale sedimentere i visse områder for senere å eroderes vekk ved høy vannføring.

Det var små variasjoner av organisk karbon i sedimentene. Verdiene lå for det meste mellom 2 og 2,5%. Stasjon 3 og 14 som hadde de mest grovkornede sedimentene hadde naturlig nok også det laveste innholdet av organisk karbon, henholdsvis 0,7 og 1,5%. Selv med en høy tilførsel av organisk materiale med Glomma har likevel sedimentene relativt lavt innhold av organisk karbon. Kystnære sedimenter har normalt et innhold av organisk karbon fra 1-3% (Rygg og Thèlin, 1993). Som nevnt under pkt. 3.1 foreligger det meste av det organiske materialet i Glommavannet i løst form, dette sammen med en stor grad av fortykning med minerogent materiale gir relativt lave TOC konsentrasjoner i sedimentene. Som for sedimentfelle materialet

kan man få et inntrykk av hvor stort innslag bunnsedimentene har av organisk karbon tilført fra land ved å se på forholdet mellom organisk karbon og nitrogen. C/N-forholdet i marint plankton ligger på ca. 6 (jfr. kap. 3.1.2). I bunnsedimenter vil forholdstallet være noe høyere. Generelt vil sedimenter med et høyt forholdstall bestå av en større andel organisk materiale fra land enn ett sediment med et lavt forholdstall. Et forholdstall på 10 er vanlig i kystnære bunnsedimenter. På de fleste stasjonene i Hvaler - Singlefjorden lå forholdet mellom 6 og 9 (Figur 9). Tre stasjoner i elva hadde forholdstall på ca. 12 (st. 1), 14 (st. 3) og 15 (st. 14). Det gjøres oppmerksom på at for stasjon 3 lå total nitrogen under deteksjonsnivå (<0,1 mgTN/g), denne ble satt til halve deteksjonsgrensen ved beregning av C/N-forholdene.



Figur 9. Fordeling av TOC/TN (vektbasis) i bunnsedimenter fra Hvaler -Singlefjorden 1994.

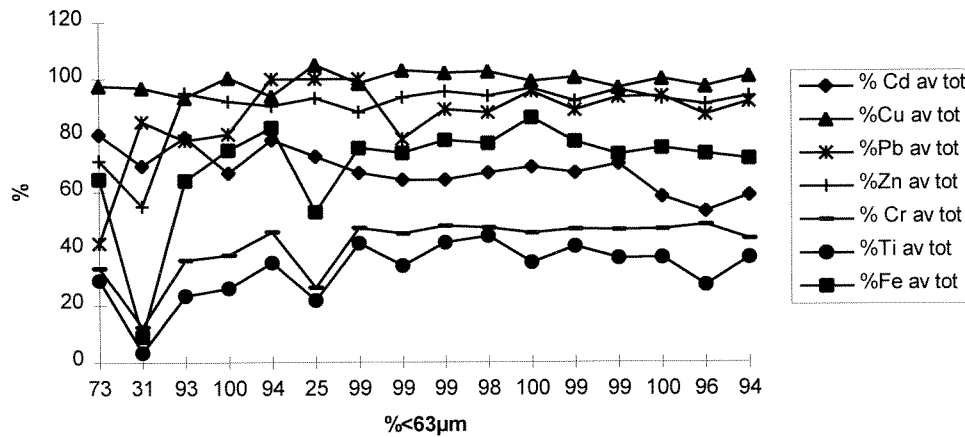
I 1990 lå forholdstallene mellom 7 og 10, dvs. det ble registrert noe høyere maksimumsverdier på de tre stasjonene i elva i 1994. De høyeste verdiene i 1990 lå også i eller ved utløpet av elva.

### 3.2.3 Metaller

Ved tidligere undersøkelser i Hvaler - Singlefjorden har sedimentene vært analysert for metaller etter opplutning med salpetersyre. Denne analysemetoden gir ikke totalinnholdet av metaller i sedimentene og vil spesielt gi for lave verdier av titan og krom. I de senere år har man gått over til totalopplutning med fluss-syre, og dette er i dag den metoden som anbefales ved sedimentundersøkelser (Loring og Rantala, 1992). Ved undersøkelsene i 1994 ble det derfor bestemt at man skulle utføre analyser både etter opplutning med salpetersyre og med fluss-syre. Man ønsket en parallelopplutning med salpetersyre for sammenligning med tidligere undersøkelser og en fluss-syreopplutning som basis for framtidige undersøkelser. Dette gir også et bedre samsvar med SFTs miljøkvalitetskriterier som er basert på totalopplutning av sedimentene. Sistnevnte metode gir en fullstendig nedbrytning av sedimentene, og dets mineralstruktur slik at alt av metaller i sedimentene blir oppluttet og tilgjengelig for analyse. Parallellanalyser av sedimentene viste at ved salpetersyreopplutning fikk man løst ut mindre enn 50% av totalt titan og krom, mindre enn 70% jern og kadmium, ca. 90% av bly og sink, mens for kobber fikk man løst ut tilnærmet alt (Figur 10). Figur 10 viser en sammenheng mellom silt- leirfraksjon i sedimentene har og andel av metaller som løses ut. En multipl regressjonsanalyse viste signifikant sammenheng mellom variasjonen av andel silt leire i sedimentene og hvor stor prosentandel man fikk løst ut ved salpetersyreopplutning mot totalopplutning med fluss-syre ( $p=0.003$ ,  $R^2 = 79\%$  justert for antall frihetsgrader). Sedimentene på stasjon 3 og 14 var grovkornet (ca. 30% <63 $\mu$ m) og Figur 10 viser at særlig titan, krom og jern vanskeligere lot seg løse ut av disse sedimentene, sammenlignet med de mer



finkornede. Dette er som forventet fordi en større andel av metallene sitter bundet i mineralstrukturen i grovkornede sedimenter.



Figur 10. Andel av totalt metallinnhold (%) som oppsluttes ved bruk av salpetersyre ved varierende innhold av silt og leire i sedimentet.

### Grad av forurensning, basert på SFTs miljøkvalitetskriterier

Tabell 9 og Tabell 10 viser metallinnholdet i sedimentene etter de to oppslutningsmetodene. I tabellene er det også vist hvilken grad av forurensning de ulike parameterene representerer i henhold til SFTs klassifisering av miljøkvalitet for marine sedimenter.

Som det fremgår av Tabell 9 forekommer de fleste metaller med konsentrasjoner tilsvarende klasse 1 eller 2, lite til moderat forurenset etter oppslutning med salpetersyre. Overgangen fra klasse 1 til 2 impliserer en økning på 1 til 4 ganger bakgrunnsnivå, dvs. opp til 200% og fra klasse 2 til 3, en økning på 4 til 20 ganger bakgrunnsnivå. De fleste av observasjonene i klasse 2 lå i nedre halvdel av konsentrasjonsintervallet. Dette betyr at en overgang fra salpetersyre til flussopplutning ikke gir store forskjeller i grad av forurensning basert på SFTs miljøkvalitetskriterier. Endel stasjoner som lå i klasse 1 etter salpetersyreopplutning gikk over i klasse 2 etter flussopplutning, mens stasjoner som lå i nedre del av klasse 2 forble i klasse 2. Ser man området under ett fører derfor ikke overgangen til en annen analysemetode til store endringer i klassifisering av miljøkvaliteten. Dette er også basert på at miljøkvaliteten i et område ikke er bedre enn den parameteren som gir dårligste miljøkvalitet. I dette tilfelle kunne hele området klassifiseres som moderat forurenset, basert på kobber. I tillegg var stasjon 14 i Vesterelva markert forurenset, basert på kvikksølv. Den største forskjellen mellom de to oppslutningsmetodene ble registrert i Østerelva på stasjon 3 som var lite forurenset (klasse 1) av titan etter salpetersyre (2 mg Ti/g). Stasjonen kunne klassifiseres som markert forurenset (klasse 3) etter fluss-syreopplutning (62,5 mg Ti/g). Det ble undersøkt, men utelukket at denne høye verdien kunne skyldes analysefeil. Stasjonen ligger nær Kronos Titan A/S og har tidligere også hatt de høyeste titanverdiene, opp i 20 mg/g sediment (Skei, 1987). Det er rimelig å anta at hvis totalopplutning var benyttet ved disse undersøkelsene ville verdiene vært tilsvarende høyere. De høye titanverdiene (opp i 6%) skyldes antageligvis forekomst av avfall fra Kronos Titan, eksempelvis ilmenitt ( $\text{FeTiO}_3$ ). Tabell 10 viser at også innholdet av jern var høyt på denne stasjonen.

**Tabell 9.** Innhold av metaller i bunnsedimenter fra Hvaler - Singlefjorden 1994. Analysene er utført etter oppslutning med salpetersyre. (Fe er gitt i %, Ti i mg/g, øvrige parametere i mg/kg tørrvekt)

Stasjoner	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Pb	Ti	Zn
G1	0,53	36,5	76	2,84	0,27	28,6	1,71	160
G3	0,09	19	39,2	1,22	0,21	19,6	2,09	50
G6	0,31	34,3	59,8	3,01	0,2	24,7	1,45	150
G8	0,18	41,6	58,7	4,04	0,21	25,8	1,47	150
G10	0,11	52,5	79,3	5,47	0,24	37	1,58	170
G14	0,16	16,8	68,2	1,54	0,7	31,8	0,57	110
G15	0,08	53,4	69,9	4,54	0,34	43,2	1,26	180
G17	0,09	58	62,7	4,87	0,45	62,9	1,36	210
G27	0,09	64	71,8	5,17	0,45	53,6	1,77	210
G28	0,08	64	75,8	5,33	0,4	46,1	1,91	200
G29	0,11	61,5	71,3	5,69	0,29	37,3	1,9	190
G30	0,1	69,9	89,4	5,76	0,46	54,2	2,04	230
G33	0,07	51,4	46,9	4,4	0,35	62,7	1,21	200
G34	0,07	53	45,5	4,76	0,34	67,6	1,11	200
G35	0,08	50,9	37,4	3,97	0,25	58,7	0,82	170
G37	0,10	43,4	45,4	3,44	0,34	71	0,96	180

Klassifikasjon etter SFTs miljøkvalitetskriterier (Fe og Ti etter Knutzen og Skei, 1990)

	klasse 1
	klasse 2
	klasse 3

**Tabell 10.** Innhold av metaller i bunnsedimenter fra Hvaler - Singlefjorden 1994. Analysene er utført etter oppslutning med fluss-syre. (Benevning og skravering som i Tabell 9)

Stasjoner	Cd	Cr	Cu	Fe	Pb	Ti	Zn
G1	0,66	110	78	4,4	68,0	5,9	225
G3	0,13	154	40,5	13,6	23,1	62,5	91
G6	0,39	95	64,0	4,7	31,6	6,2	158
G8	0,27	110	58,5	5,4	32,0	5,6	163
G10	0,14	114	84,5	6,6	37,0	4,5	188
G14	0,22	63,5	65,0	2,9	31,8	2,6	118
G15	0,12	113	71,0	6,0	43,2	3,0	204
G17	0,14	128	61,0	6,6	79,8	4,0	225
G27	0,14	133	70,5	6,6	60,2	4,2	220
G28	0,12	135	74,0	6,9	52,4	4,3	213
G29	0,16	135	72,0	6,6	39,1	5,4	197
G30	0,15	149	89,0	7,4	61,0	5,0	250
G33	0,10	110	48,5	6,0	67,2	3,3	208
G34	0,12	113	45,5	6,3	72,0	3,0	215
G35	0,15	105	38,5	5,4	67,2	3,0	187
G37	0,17	99,5	45,0	4,8	77,4	2,6	192

Klassifikasjon etter SFTs miljøkvalitetskriterier (Fe og Ti etter Knutzen og Skei, 1990)  
 Dette området kan ha store forflytninger av bunnsedimentene pga. flom og bunntransport.  
 Området representerer ikke et stabilt avsetningsmiljø. Toppsedimentene her kan derfor  
 representere gamle avsetninger som er omarbeidet og resedimentert. Selv om utslippene av titan  
 var 10 ganger høyere på 1980 tallet enn i 1990 årene gjenspeiles dette nødvendigvis ikke i  
 sedimentene i dette området.

#### Utvikling av forurensnings-situasjonen fra 1980 til 1990 til 1994

Fra 1980 til 1990 ble det registrert store bedringer i forurensnings-situasjonen i  
 bunnsedimentene, særlig for innholdet av kadmium og kvikksølv (Hektoen et al., 1992).  
 Eventuelle forbedringer i forurensnings-situasjonen fra 1990 til 1994 ble forventet å være  
 mindre åpenbar enn fra 1980 til 1990 fordi de største reduksjonene i utslipp fra industrien fant  
 sted fra 1980 til 1990. Det har imidlertid også vært en reduksjon i utslippene fra industrien for  
 samtlige av de undersøkte metallene fra 1990 til 1994. Eksempelvis var utslippene av kvikksølv  
 fra Borregaard Industries Ltd. på ca. 50 kg/år fra slutten av 1970 tallet fram til midten av 1980  
 tallet. I 1990 var industriutslippene til området redusert til ca. 10 kg og til 3,5 kg i 1994.  
 Utslippene av titanoksyd (TiO<sub>2</sub>) fra Kronos Titan A/S var på ca. 1500 tonn i 1970 og økte fram  
 til 3000 tonn i 1985. I 1990 var utslippene under 1000 tonn og i 1994 ca. 300 tonn.  
 Utslippshistorien til jern er omtrent tilsvarende fra 45000 tonn FeSO<sub>4</sub> i 1970 til maksimum i  
 underkant av 60000 tonn i 1977. I årene fra 1978 til 1988 lå utslippene på ca. 35000 tonn  
 FeSO<sub>4</sub>/år. Utslippene ble ytterligere redusert til 3000 tonn i 1990 til under 1000 tonn i 1994.  
 Utslippene fra industrien er nå vesentlig mindre enn den "naturlige" tilførselen fra Glomma  
 (Tabell 11).

**Tabell 11.** Massetransport av Cu, Zn, Cd, Pb, Cr og Hg i Glomma 1993 målt ved Sarpsfoss, og industriutslipp av de samme komponenter i 1993 (etter Holtan, 1996 og Berge et al., 1996).

Metall	Massetransport Glomma	Industriutslipp
Cu (t/år)	56	7
Zn (t/år)	128	0,7
Cd (t/år)	0,9	0,008
Pb (t/år)	12	0,1
Cr (t/år)	21	1
Hg (kg/år)	81	3
Fe (t/år)	6500	280

Figur 11 sammenstiller metalledataene fra 1980, 1990 og 1994. For å kunne vurdere om eventuelle forskjeller i metalledataene de ulike årene var signifikante ble det utført statistiske analyser. Det ble bare benyttet data fremkommet ved samme kjemiske analysemetode. For 1994-dataene ble derfor kun analysene etter salpetersyreoppløsning benyttet.

Variansanalyse og "multiple range test" (Fisher's least significant difference (LSD)) ble utført på de ulike metalledataene (vedlegg 5.7).

For kvikksølv ser man at hovedtyngden av observasjonene i 1980 lå over 0,8 mg Hg/kg, mens det meste av observasjonene i 1990 og 1994 lå under 0,4 mg Hg/kg (Figur 11). Reduksjonen i kvikksølvkonsentrasjonen fra 1980 til 1990 var statistisk signifikant. Det var imidlertid ingen signifikant bedring fra 1990 til 1994 (vedlegg 5.7). Det samme var tilfelle for kadmium.

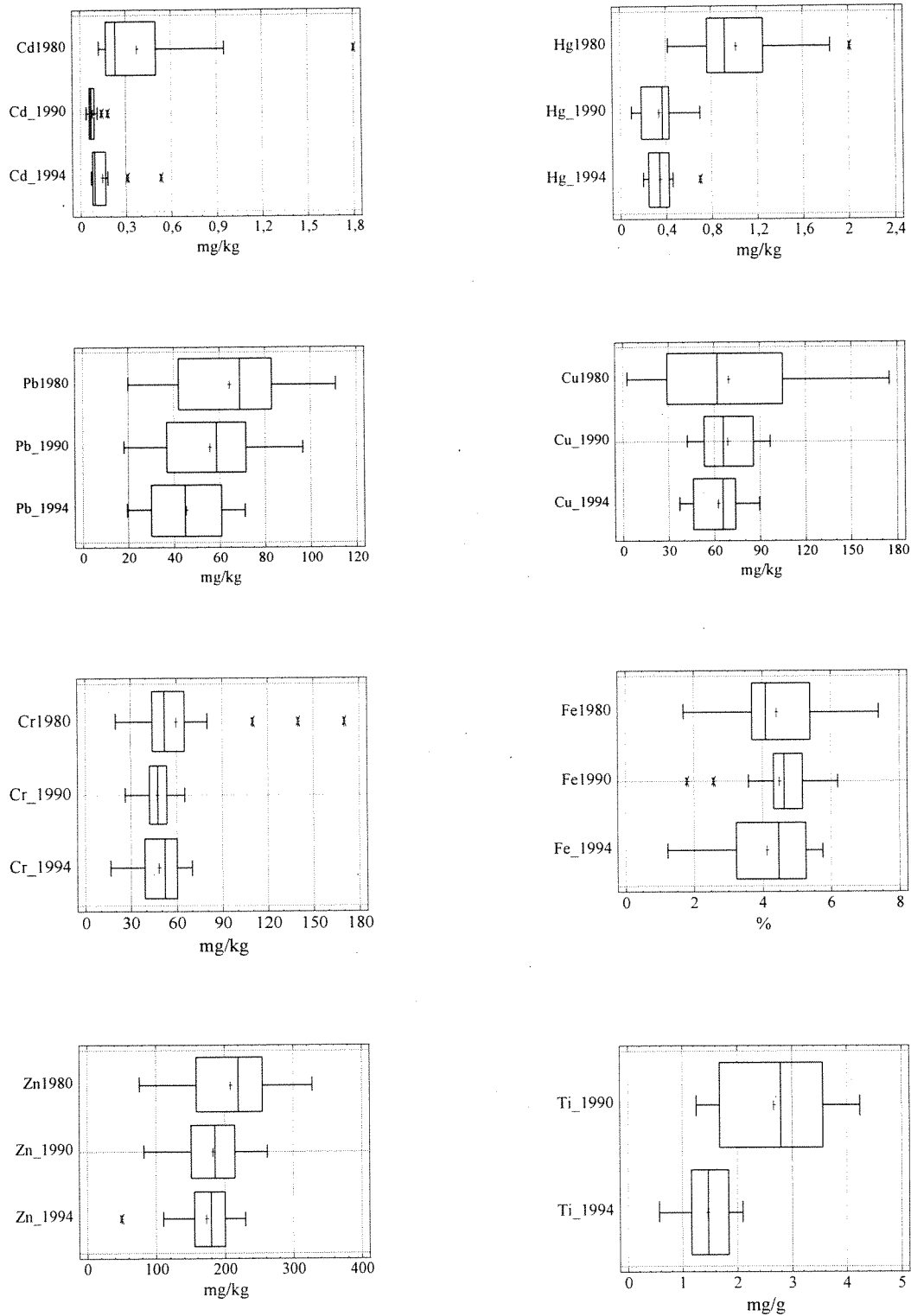
Hovedtyngden av observasjonene lå i 1980 over 0,25 mg Cd/kg, mens de i 1990 og 1994 lå under denne verdien. Reduksjonen fra 1980 til 1990 var statistisk signifikant, men det var ingen signifikant endring fra 1990 til 1994.

For jern var forholdet noe anderledes. I 1980 ble det generelt observert høyere maksimumverdier enn i 1990 og 1994 og gjennomsnittsverdien var lavest i 1994. Området sett under ett viste imidlertid ingen statistisk signifikant forskjell mellom 1980, 1990 og 1994 dataene. Bunn sedimentene viste således et annet forhold enn sedimentfelle materialet hvor det ble registrert en signifikant forskjell mellom 1994 og 1990 dataene. Dette kan skyldes at sedimentfelle materialet reflekterer tidsperioden fellene sto ute mens bunn sedimentene gir et integrert bilde av tilførselene over årene mellom prøvetakingen. Resultatene er derfor ikke direkte sammenlignbare. Tatt i betraktning de store utslippsreduksjonene som har funnet sted siden slutten av 1980 tallet ville man forventet en reduksjon i sedimentene ved prøvetaking i 1994. De høyeste verdiene ble registrert ytterst i Løperen ved alle de tre undersøkelsene. Dette viser at jern transporteres relativt langt før det sedimenterer hvilket sannsynliggjør at mye av partikulært bundet jern transporteres ut av estuariet. Undersøkelsene viste at bunn sedimentene hadde en svak overkonsentrasjon av jern. Felle materialet hadde et jerninnholdet både i 1990 og 1994 som lå på samme nivå som suspendert partikulært materiale fra Nordsjøen og Skagerrak. Et annet moment som kan ha betydning for de ulike resultatene er forskjeller i analysemetoden. Sedimentfelle materialet ble analysert etter totaloppslutning både i 1990 og 1994. Som diskutert over, løste salpetersyroppslutningen ut mindre enn 70% av totaljern fra bunn sedimentene. Hvor mye som ble løst ut var i stor grad avhengig av kornstørrelsen, og denne varierte mest i munningen av Glomma (jfr. teksten ovenfor). Det ligger derfor en usikkerhetsfaktor knyttet til de metallene som vanskeligst lar seg løse ut ved salpetersyreoppslutning. Denne usikkerheten kommer i tillegg til usikkerheten om hva overflatesedimentene i dette området virkelig representerer, om de representerer nye eller gamle resedimenterte avsetninger. Disse usikkerhetene er det ikke tatt hensyn til i de statistiske analysene.

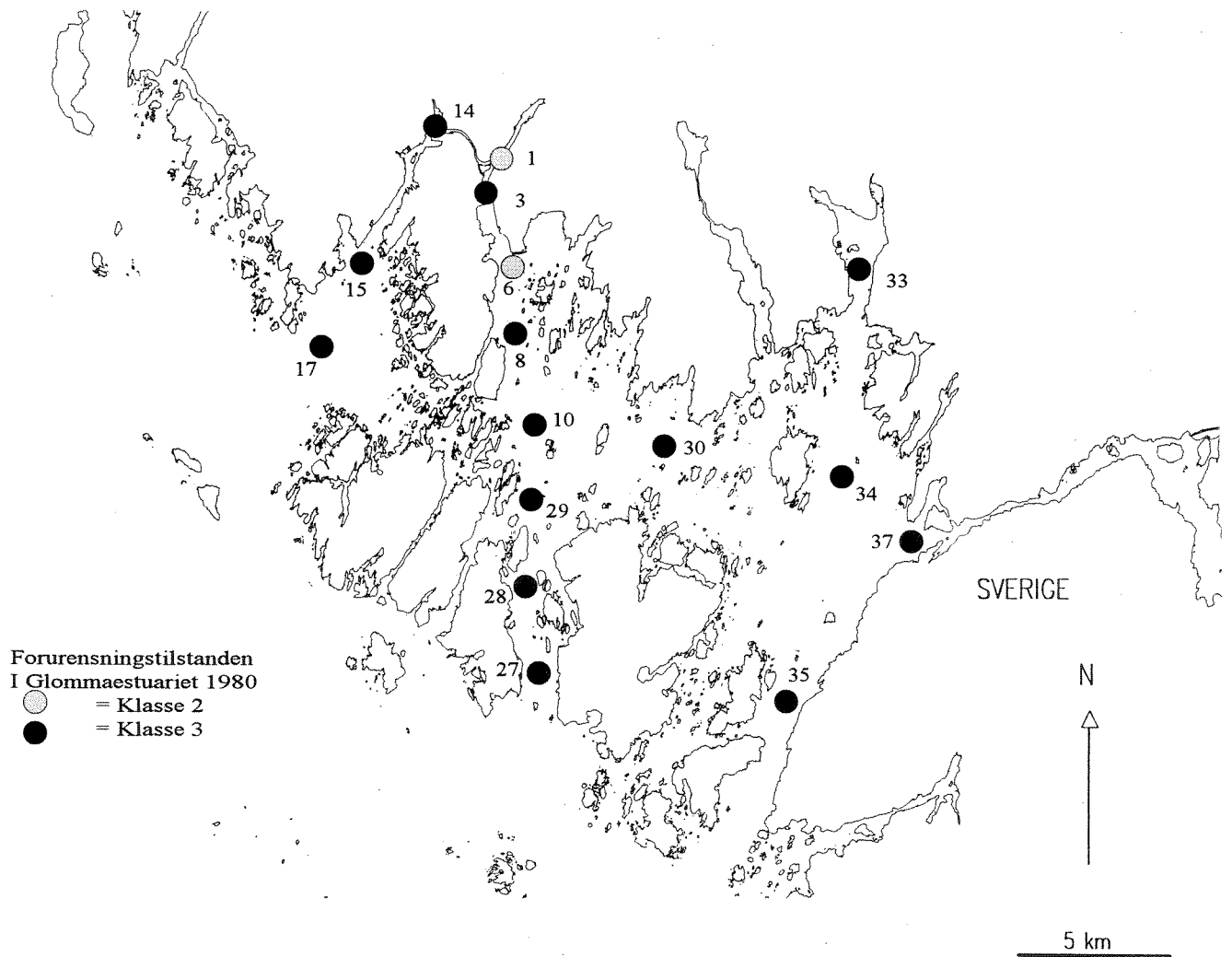
Analysene av bly viste en signifikant forskjell mellom forekomsten i 1994 og 1980, men ikke mellom 1994 og 1990 og heller ikke mellom 1990 og 1980. Dette tyder på en generell reduksjon av bly i sedimentene fra 1980. Det er ikke heftet så stor usikkerhet til blydataene som for jern, da de kjemiske analysene viste at salpetersyreoppslutning løser ut ca. 90% av totalbly.

Av Figur 11 samt vedlegg 5.7 ser man at innholdet av sink har blitt signifikant redusert fra 1980 til 1994. Det var ingen forskjell mellom 1990 og 1994. Halvparten av alle observasjoner lå fra 150 - 200 mg Zn/kg i 1994, mens de i 1980 lå fra 150 til 260 mg Zn/kg. Sink løstes omtrent likt ut ved salpetersyreoppslutning som bly (90% av totalen), det er derfor heller ikke for sink heftet så stor usikkerhet til dataene som for jern.

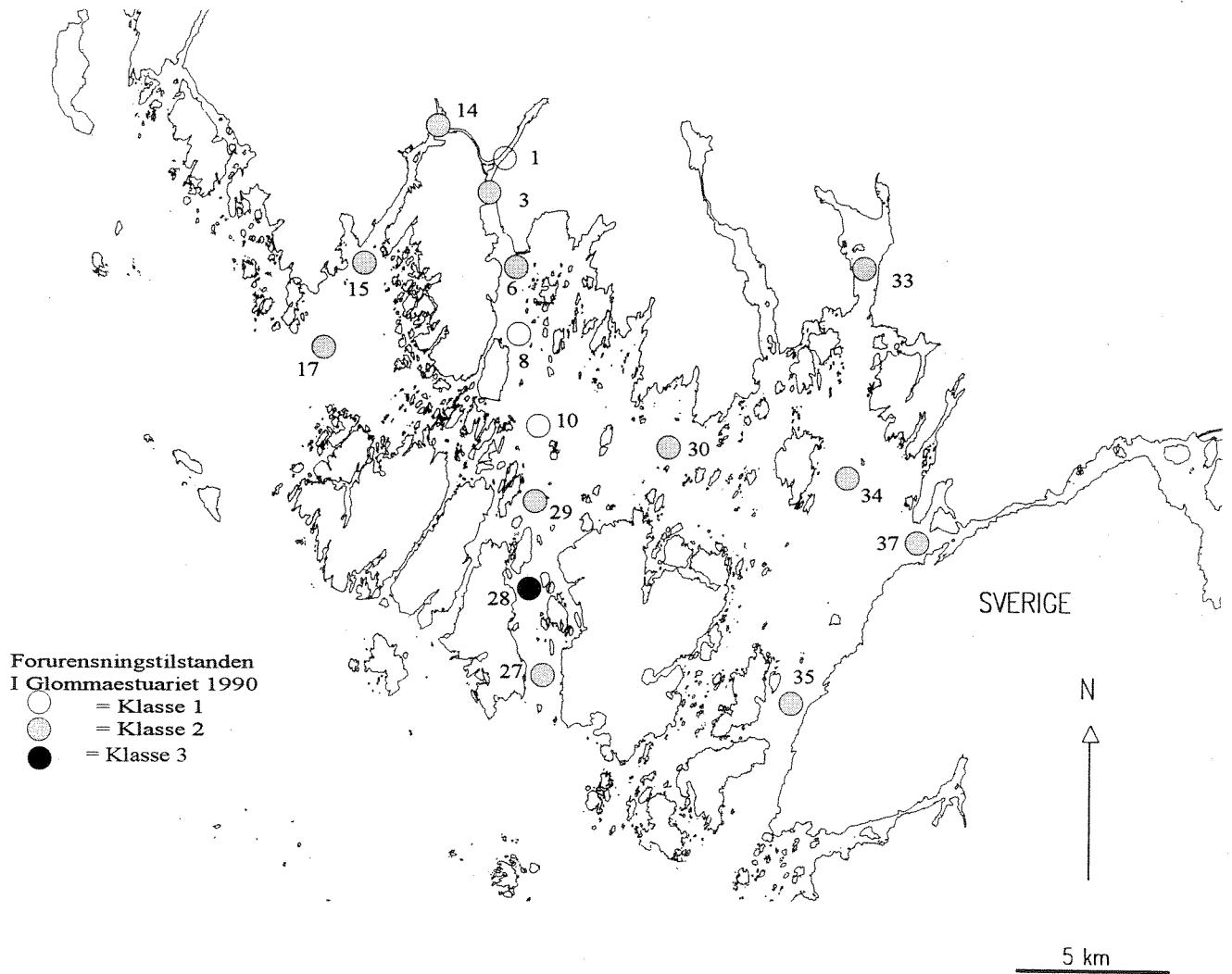
Kobber og krom skilte seg fra de øvrige metallene. Figur 11 viser at det var større spennvidde mellom kobberdataene i 1980 enn i 1990 og 1994, med langt høyere maksimumsverdier i 1980. Gjennomsnittsverdiene lå omtrent likt i de tre datasettene. Det samme gjaldt tildels for krom. De statistiske analysene viste imidlertid ingen signifikante forskjeller mellom datasettene fra 1980, 1990 og 1994. Resultatene for kobber var i overensstemmelse med sedimentfelle materialet som heller ikke viste signifikante forskjeller mellom 1990 og 1994 dataene. Som for jern bør det ikke legges for stor vekt på analysene av krom, da salpetersyreoppslutning bare løser ut 40% av total krom.



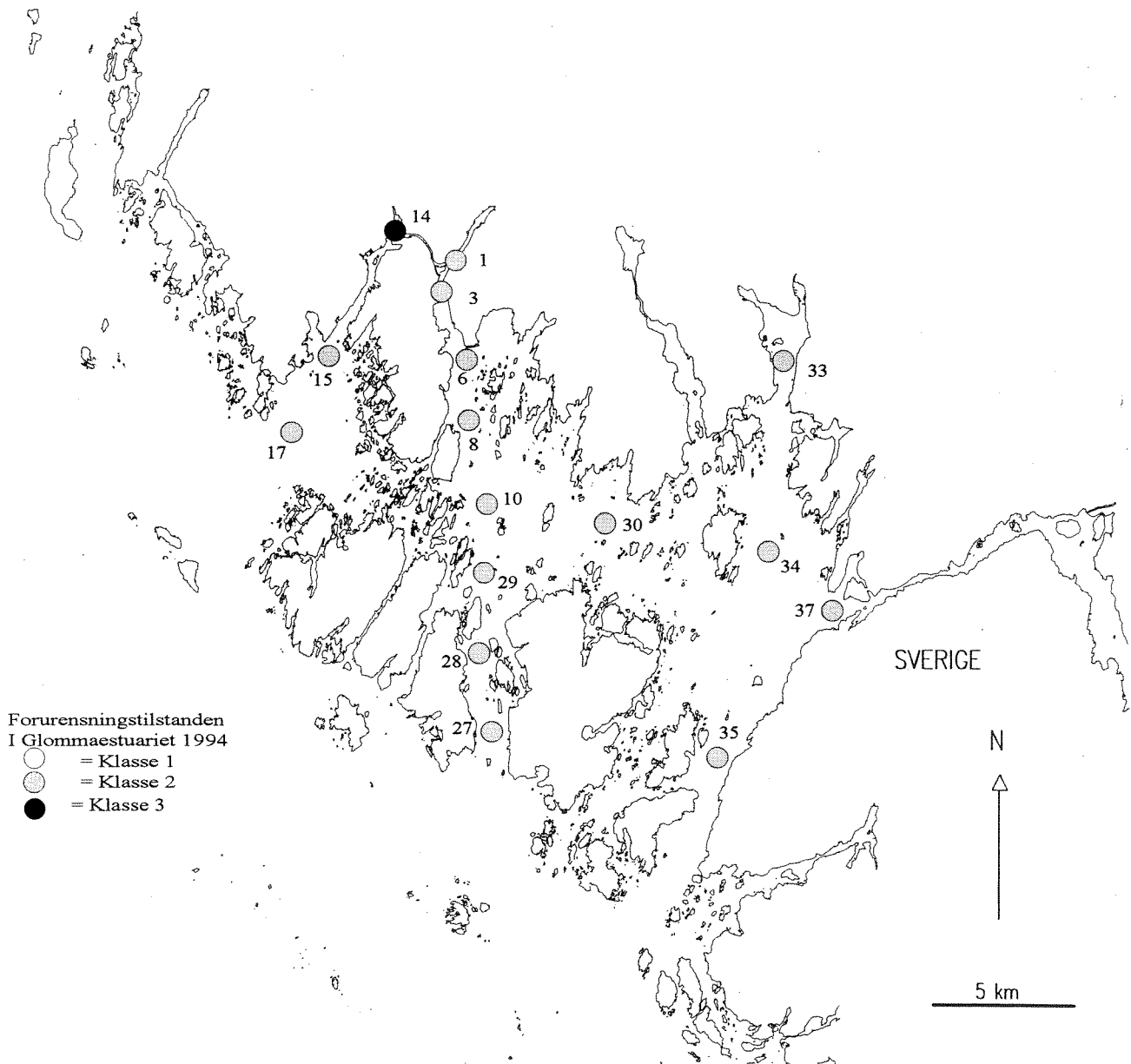
**Figur 11.** Sammenstilling av dataene fra 1980, 1990 og 1994. Dataene innefor boksen representerer 25-75% kvartiler. Loddrett strek i boks representerer medianverdien og krysset middelværdien.



**Figur 12.** Klassifisering av miljøkvaliteten av bunnsedimenter i Hvaler - Singlefjorden i 1980, basert på forekomst av kvikksølv. (Klassifisering etter SFTs miljøkvalitetskriterier).



**Figur 13.** Klassifisering av miljøkvaliteten av bunnsedimenter i Hvaler - Singlefjorden i 1990, basert på forekomst av kvikksølv. (Klassifisering etter SFTs miljøkvalitetskriterier).



**Figur 14.** Klassifisering av miljøkvaliteten av bunnsedimenter i Hvaler - Singlefjorden i 1994, basert på forekomst av kvikksølv. (Klassifisering etter SFTs miljøkvalitetskriterier).



Titan ble ikke analysert i 1980. Sammenligner man 1990 og 1994 dataene var det en statistisk signifikant reduksjon i titaninnholdet fra 1990 til 1994. Figur 11 viser at halvparten av alle observasjonene i 1990 lå under 2 mg Ti/g, mens de i 1994 lå over 2 mg Ti/g sediment. Titan var det metallet som sammen med krom vanskeligst lot seg løse ut med salpetersyre, bare 30% av total-titan ble løst ut. Som nevnt under diskusjonen om jern, bør derfor heller ikke titan resultatene tillegges for stor vekt. For titan har dette støtte i sedimentfelle materialet som både i 1990 og 1994 ble analysert etter totaloppslutning. De statistiske analysene viste ingen signifikant forskjell mellom titaninnholdet de to årene.

Undersøkelser av bunnsedimentene har vist en statistisk signifikant nedgang i innholdet kvikksølv, kadmium, bly, sink fra 1980 til 1994. Nedgangen i kvikksølv og kadmium ble allerede registrert i 1990. Dette er i overensstemmelse med de store utslippsreduksjonene til området, særlig fra industrien. Undersøkelsene bekrefter den positive bedringen som ble registrert i 1990 (Figur 13 og Figur 14). For metallene jern, kobber og krom ble det ikke registrert signifikante reduksjoner fra 1980 til 1994, selv om reduksjoner i utslippene fra industri og kloakk er ytterligere redusert også de siste 5 år (Holtan, 1996).

En av målsettingene med undersøkelsene er å vurdere hvor mye utslippene av miljøgifter må reduseres for å oppnå en gitt miljøkvalitet. Som nevnt over kan området generelt karakteriseres som moderat forurenset, klasse 2. Verdiene i klasse 2 er satt 1 til 4 ganger høyere enn nivåene i diffust belastede områder, dvs. områder uten punktkilder. Gjennomsnittsverdiene i Hvaler - Singlefjorden ligger i nedre halvdel av klasse 2, dvs. ca. 2 ganger høyere enn områder uten punktkilder, kvikksølv og titan ligger noe høyere (Tabell 12). De to enkeltforekomstene av verdier i klasse 3 kan skyldes tilfældigheter, f.eks. omarbeiding av gamle mer forurensete sedimenter.

Rapporten omfattende  $^{210}\text{Pb}$ -datering av sedimentkjerner fra området (jfr. kap. 3.2.1) gir et anslag av hvor stor relativ endring i tilførselen av forurensningskomponentene som kan detekteres i bunnsedimentene ved prøvetaking hvert 3, 5 og 10 år. På stasjon 27 ytterst i Løperen som i rapporten er beregnet å ha størst sedimentasjon (av stasjon 17, 27 og 30) og derved den stasjonen hvor man raskest vil kunne registrere endringer i tilførselene, vil man etter 5 år kunne registrere en 10% relativ endring i forurensningstilførselen (forutsett et relativt standard avvik lik 10% på de kjemiske analysene) (jfr. vedlegg 5.8). Ved å stoppe utslippene av kobber fra industrien i området vil dette kunne registreres i bunnsedimentene i løpet av de neste 5 år (jfr. Tabell 11). Det er imidlertid bare kobber som utgjør en så stor andel i forhold til massetransporten i Glomma. Selv med en stopp i utslippene av de øvrige komponentene gitt i Tabell 11 (Zn, Cd, Pb, Cr, Hg, Fe) vil ikke dette kunne registreres i bunnsedimentene de neste 5 til 10 år fordi massetransporten med Glomma er relativt mye større. Dette er forutsatt at alle metaller har like adsorpsjonsegenskaper til det partikulære materialet.

Det bør presiseres at en halvering av utslippene, inklusive Glommas transport ikke nødvendigvis fører til en halvering av nivåene i sedimentene. Forekomsten av metaller i sedimentene er avhengig av en rekke faktorer som fortykning av annet ikkeforurenset materiale, mineralpartikler, organisk materiale osv. Forekomsten vil også være avhengig av adsorpsjonsegenskapene til de ulike metallene og transportforholdene i resipienten som igjen er avhengig av bl.a. ulike hydrografiske forhold. Generelt er sedimentasjonen avhengig av transport og oppholdstid av partikler i vannmassene i estuariet. Dette er et svært komplisert fagområde hvor vi per i dag fortsatt mangler kunnskap. Tatt i betraktning Norges forpliktelser som Nordsjøland med å dokumentere våre utslipp til Nordsjøen og Skagerrak, er det påkrevet at vi bør øke vår kunnskap om hva norske elver virkelig tilfører Nordsjøen og Skagerrak og hvor

mye av elvetilførselene som blir liggende lagret i fjorder og estuarier. NIVA er fom. 1997 igang med et nytt instituttprogram "Transport og omsetning av næringsalter og organisk stoff i fjorder og estuarier" som forsøker å belyse disse spørsmålene.

**Tabell 12.** Gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller i sedimenter (total-opplutning), alle stasjoner i Hvaler - Singlefjorden 1994. Sammenstilt med konsentrasjonsintervallet i SFTs miljøkvalitetskriterier klasse 2. Titan og Jern inngår ikke i miljøkvalitetskriteriene (angitt med kursiv), nivåene er basert på 1-4 ganger over diffusbakgrunnsnivå (etter Knutzen og Skei, 1990). (Benevning tilsvarende som i **Tabell 9**)

Parameter	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Pb	Ti	Zn
Gjennomsnitt	0,20	116,7	62,8	6,3	0,34	52,7	7,8	191
konsentrasjon (n=16)								
SFTs klasse 2	0,25-1	70-300	35-150	<i>4-16</i>	0,15-0,6	30-120	<i>5-15</i>	150-700

### 3.2.4 Polyklorerte bifenyler (PCB)

Det ble analysert for polyklorerte bifenyler (PCB) på 7 stasjoner og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) på 2 stasjoner i Hvaler - Singlefjorden, rådata finnes i vedlegg.

Innholdet av PCB ( $\Sigma 7$ -Dutch) varierte fra 4,1 til 7,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (

Figur 15). Det var ingen statistisk signifikante forskjeller mellom de ulike stasjonene, basert på de ulike PCB-kongenerene (Multipel range-test, 95% LSD). Stasjon 6 og 8 nær utløpet av Glomma hadde de høyeste konsentrasjonene og noe høyere innhold av PCB-28 sammenlignet med de øvrige stasjonene. PCB-28 faller ut som en "outlier" (merket \* i

Figur 16). PCB-118 og -153 er merket som "outliers" på stasjon 27 og stasjon 37.

Ved undersøkelsen i 1990 lå alle PCB-kongenerene under deteksjonsnivå som varierte fra 0,3 - 0,96  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .  $\Sigma 7$ -Dutch varierte da fra <2,5 - <6,7  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Den gangen ble  $\Sigma 7$ -Dutch multiplisert med 1,5. Dette var basert på forekomster i biologisk materiale (Marthinsen et al., 1991), i mangel av en tilsvarende faktor for sedimenter. Det finnes fortsatt ingen fullgod faktor for sedimenter, men i den senere tid er det blitt vanlig å multiplisere med en faktor på 2 for sedimenter. Dette er basert på De Voogt og Brinkman (1989) som har vist at  $\Sigma 7$ -Dutch i miljøet utgjør fra 40 - 60 % av den kommersielle PCB-blandingen i kilden.

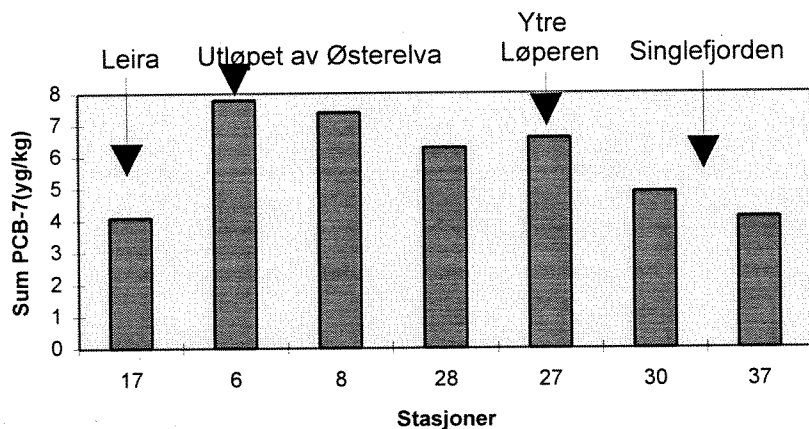
For å kunne sammenligne PCB-konsentrasjonene med SFTs miljøkvalitetskriterier multipliseres  $\Sigma 7$ -Dutch her med en faktor 2. Dette betyr at forekomsten av sum-PCB på stasjonene i Hvaler-Singlefjorden ligger fra 8 til 16  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Dette tilsvarer klasse 2 i SFTs miljøkvalitetskriterier, moderat forurenset. Under flommen i Glomma 1995 ble det registrert høye konsentrasjoner av PCB i partikulært materiale fra sedimentfeller utplassert i området. Det var særlig området ved utløpet av Glomma og Torbjørnskjær som pekte seg ut (Helland, 1996). I 1983 ble det også registrert høye PCB-konsentrasjoner i sedimentene nær utløpet av Glomma. Dengang ble det reist spørsmål om kilden kunne ligge i Øra-området (Næs, 1983). Samlet gir undersøkelsene grunn til igjen å reise spørsmålet om det finnes en PCB-kilde ved Glommas munning, og om denne er årsak til forekomstene ved Torbjørnskjær (jfr. Helland, 1996).

### 3.2.5 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

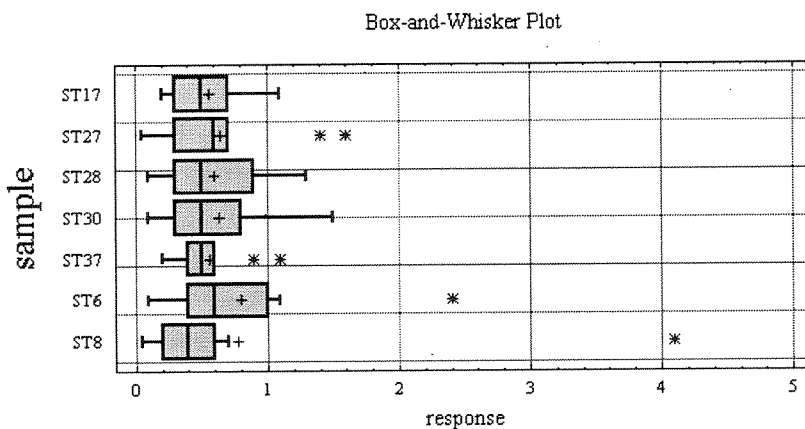
Innholdet av PAH i sedimenter ble analysert fra de samme to stasjonene som i 1990, stasjon 8 i Løperen og stasjon 17 i Leira. Konsentrasjonene i 1990 var henholdsvis 885 og 1200  $\mu\text{g}$  PAH/kg tørt sediment med en KPAH (potensielt kreftfremkallende PAH) på 6 og 30 % (Hektoen et al., 1992). Dette var ikke vesentlig forskjellig fra undersøkelsene i 1980. Ved foreliggende undersøkelser var verdiene henholdsvis 634 og 1284  $\mu\text{g}$  PAH/kg sediment, med 21 og 39 % KPAH. Dette tilsvarer SFTs miljøkvalitetskriterier klasse 2, moderat forurenset.

Sedimentundersøkelser utenfor Hvalerøyene i 1989 viste konsentrasjoner på ca. 1500µg PAH/kg sediment med KPAH opp i 40% (Helland et al., 1990).

Undersøkelsene viser små eller ingen forandringer fra 1980 fram til 1994, og forholdene innenfor øyene ser ut til å være de samme som utenfor øyene.



Figur 15. Forekomst av PCB ( $\Sigma$ 7-Dutch µg/kg) på 7 stasjoner i Hvaler - Singlefjorden 1994.



Figur 16. Box and Whisker Plot av de ulike PCB-kongenerene i sedimentprøver fra 7 stasjoner i Hvaler - Singlefjorden 1994. (Loddrett strek i boks representerer medianverdien, krysset middelverdien og stjerne "outliers")

## 4. Referanser

- Berge, J.A., 1990. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-94. Programforslag av 9/5-90 utarbeidet for Statens forurensningstilsyn av NIVA, 42 s.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-/Kosterområdet. NIVA-rap. 2669
- Berge, J.A., 1994. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-94. Revidert utgave for 1994-95. Programforslag av 3/1-94 utarbeidet for Statens forurensningstilsyn av NIVA 40s.
- Berge, J.A., Brevik, E., Godal, A. og Berglind, L. 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer 1994. Niva-rapport nr. 3443-96, 146s.
- 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, debenzodioxines and related products. Elsevier Science Publishers B:V. 1989 (Biomed. Div.)
- Eisma D., Skei, J., Westerlund, S., Magnusson, B., Næs, K. og Sørensen K., 1984. ICES Working Group in Marin Sediments. In relation to pollution and published documents. Rostock Meeting.
- 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. NIVA-rap. O-90034-2,3,9,7, L.Nr. 2791. 95s.
- Helland, A., 1996. Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuarieret og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. NIV-rap. O-900342, L.nr. 664/96.
- Helland, A., Næs, K. og Skei, J., 1990. Undersøkelser av partikler i vannmassen, sedimentasjon og bunnsedimenter i svensk/norsk grensefarvann. NIVA-rap. O-89055, L.nr. 2494, 117 s.
- Hölemann, J. og Wirth, H., 1988. Concentration, major element ratios and scanning electron microscopy of suspended particulate matter from the North Sea, spring 1986. Mitt. Geol.-Palaeont. Inst. Univ. Hamburg, heft 65.
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1991. Paris Convention. Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990. NIVA-rap. O-90001, 103s
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1992. Paris Convention. Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991. NIVA-rap. O-90001
- Holtan, G., Berge, D., Holtan, H. og Hopen, T., 1995. Paris Convention. Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1994. NIVA-rap. O-90001, 136s.

- Holtan, G., 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989 - 1994. Forurensningstilførsler 1970 - 1993. NIVA-rap. O-94061, L.nr., 3444-96, 81 s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterer for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rap. O-862602, L.nr. 2540, 139 s.
- Larsen, R.J. og Marx, M.L., 1990. Statistics. Prentice-Hall inc. ISBN-0-13-844085-9, 829 s.
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. ICES J.mar.-Sci, 48: 101-115.
- Loring, D.H., og Rantala, R.T.T., 1992. Manual for geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Mar.Chem.Div. Bedford Inst. - Ocean., Canada. 63 s.
- Magnusson, J. og Sørensen, K., 1993. Overvåking av Hvaler, Singlefjorden og Ringdalsfjorden 1990-91. Hydrografi, hydrokjemii, tungmetaller i vann og fjernanalyse. NIVA-rap. O-900341, L.nr. 2918, 59s.
- Marthinsen, I., Staveland, G., Skaare, J.U., Ugland, K.I. og Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female Flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river i Norway. I: Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20, 353-360.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-81. NIVA-rap. O-8000303, L.nr. 1553.
- Næs, K. og Skei, J., 1986. Pollutant transport and sedimentation in the Glomma estuary, southern Norway, Rapp. P.-v.Réun.Cons.int.Explor.Mer, 186: 352-360.
- Pederstad, K. 1982. Sedimentologiske, mineralogiske og geokjemiske undersøkelser av sedimenter fra Oslofjorden og Skagerrak. Upubl. Dr. scient. oppg. i geologi v. Univ. Oslo, 149 s.
- Redfield, A., B.Ketchum and F.Richards, 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.
- Roaldset, E., 1972. Mineralogy and geochemistry of Quarternary clays in the Numedal area, southern Norway. Norsk Geol. Tidsskr. 52: 335-369.
- Rygg, B., 1995. Vanlige konsentrasjoner av organisk karbon (TOC) i sedimenter i norske fjorder og kystfarvann. NIVA-rap. E-862602, L.nr. 3364-95, 8s.
- Rygg, B. og Thèlin, I., 1993. Klassifikasjon av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02, 20s.

Skei, J., 1987. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet og bunnsedimenter i nedre Glomma (Greåker-Løperen), april-september 1986. NIVA-rap. O-86063, L.nr. 1981, 153 s.

## 5. Vedlegg

### 5.1 Posisjoner for utplassering av sedimentfeller 1994

Stasjon	Grader Nord	Grader Øst	Dyp (m)
Løperen, st. 1	59 02,728	10 58,334	66
Belgen, st. 2	59 07,134	10 58,292	56
Ramsø, st. 3	59 06,947	11 03,054	35,5
Singlefjorden, st. 4	59 06,726	11 09,673	98

## 5.2 Posisjoner og vanddyp på sedimentstasjoner 1994

Stasjoner	Vanddyp m	Grader Nord	Grader Øst
G6	12	59.162834	10.955100
G29	48	59.106167	10.973534
G28	56	59.072666	10.965500
G27	67	59.055401	10.970917
G17	34	59.146000	10.852333
G8	54	59.145035	10.963350
G10	54	59.122200	10.968567
G1	21	59.210499	10.962000
G3	11	59.194332	10.948500
G30	34	59.113384	11.055200
G35	147	59.025002	11.120000



## 5.3 Analysemetoder

### 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 ( $\mu\text{g/l}$ ).

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 absorbanse med kjente kalibreringsløsningers absorbanse.

#### 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 grafittøret.

**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  $\mu\text{l}$ ), konserverert med salpetersyre, overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodsløse lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.

#### **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 10-4. METALLER, SALPETERSYREOPPSLUTNING I MIKROBØLGEOVN**

Denne metode skal anvendes ved oppslutning av biologisk materiale med salpetersyre i mikrobølgeovn. Metoden brukes for alle metaller unntatt Titan.

**Prinsipp:** En innveid prøve tilsatt salpetersyre oppsluttes i lukket beholder i mikrobølgeovn. 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 4-2. KVIKKSØLV, KALDDAMP ATOMABSORPSJON, SLAM etc.

Denne metoden skal anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørring i varmeskap bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølvforbindelser og fordamping av metallisk kvikksølv. Dersom man allikevel velger denne metoden, må temperaturen ikke overstige 80 °C. Deteksjonsgrensen for avløpsvann er 0.1 µg/l, og for faste prøver ved innveining av 1 g tørket materiale 0.01 µg/g.

**Prinsipp:** En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksideres til toverdig kvikksølv i ioneform ( $Hg^{++}$ ). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvartskvyetten hvor absorpsjonen måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

#### 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  $N_2$ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og  $N_2$ - og  $CO_2$ -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.

#### 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 forstyrende 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.

## 5.4 Analyseresultater for sedimentfelle materialet samlet inn i Hvaler - Singlefjorden 1994.

TOCmg/g	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94	5.9- 11.10.94
	Y.Løperen	37,2	58,9	55,4	67,2	38,7
	Belgen	29,3	33,1	31,8	29,6	25,5
	Ramsø	33,7	45,4	45,7	51,0	33,4
	Singløy	70,4	83,6	104,0	121,0	60,6
	mgTOC/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	280,1	196,0	160,3	61,7	273,5
	Belgen	599,9	337,7	380,6	225,0	306,0
	Ramsø	230,9	164,7	127,0	119,0	240,2
	Singløy	104,2	111,2	96,7	112,6	101,6
TNmg/g	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94	5.9- 11.10.94
	Y.Løperen	5,8	9,9	8,6	11,0	6,4
	Belgen	4,1	4,6	4,3	4,1	3,3
	Ramsø	4,5	6,7	6,9	8,0	4,7
	Singløy	10,6	13,6	18,2	20,3	9,7
	mgTN/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	43,7	32,9	24,9	10,1	45,2
	Belgen	83,9	46,9	51,5	31,2	39,6
	Ramsø	30,8	24,3	19,2	18,7	33,8
	Singløy	15,7	18,1	16,9	18,9	16,3
Al mg/g	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94	5.9- 11.10.94
	Y.Løperen	83,6	68,0	69,8	63,7	75,2
	Belgen	81,2	74,8	76,6	75,5	77,2
	Ramsø	83,6	77,6	73,3	73,4	78,7
	Singløy	70,7	61,3	56,6	51,6	66,8
	mg Al/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	629,5	226,3	202,0	58,5	531,5
	Belgen	1662,5	763,2	916,9	573,9	926,3
	Ramsø	572,7	281,6	203,7	171,2	566,1
	Singløy	104,7	81,5	52,6	48,0	112,0
mg Fe/ g	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94	5.9- 11.10.94
	Y.Løperen	64,8	56,0	57,8	56,8	63,0
	Belgen	57,0	58,0	53,8	58,0	62,8
	Ramsø	68,0	66,0	65,4	65,2	69,2
	Singløy	63,4	49,2	57,6	45,0	57,4
	mg Fe/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	488,0	186,4	167,2	52,1	445,3
	Belgen	1167,0	591,8	644,0	440,9	753,5
	Ramsø	465,8	239,5	181,7	152,1	497,7

	Singløy	93,9	65,4	53,5	41,9	96,2
mg Ti /kg	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94	5.9- 11.10.94
	Y.Løperen	2825,0	5800,0	2725,0	4250,0	2450,0
	Belgen	5400,0	7800,0	6325,0	9200,0	3950,0
	Ramsø	3650,0	4650,0	2350,0	5525,0	2950,0
	Singløy	3250,0	2875,0	3875,0	2750,0	2950,0
	mg Ti/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
Y.Løperen		21,3	19,3	7,9	3,9	17,3
Belgen		110,6	79,6	75,7	69,9	47,4
Ramsø		25,0	16,9	6,5	12,9	21,2
Singløy		4,8	3,8	3,6	2,6	4,9
mg Cr/kg		Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	117,0	107,0	132,0	117,0	126,0
	Belgen	107,0	115,0	109,0	115,0	127,0
	Ramsø	116,0	128,0	126,0	124,0	141,0
	Singløy	117,0	101,0	101,0	87,0	118,0
	mg Cr/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
Y.Løperen		0,9	0,4	0,4	0,1	0,9
Belgen		2,2	1,2	1,3	0,9	1,5
Ramsø		0,8	0,5	0,4	0,3	1,0
Singløy		0,2	0,1	0,1	0,1	0,2
mg Pb/kg		Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	58,6	55,9	38,9	42,8	59,0
	Belgen	100,0	37,5	32,4	35,3	37,3
	Ramsø	61,4	72,4	61,8	70,2	64,6
	Singløy	103,0	81,4	84,2	70,2	70,2
	mg Pb/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
Y.Løperen		0,4	0,2	0,1	0,0	0,4
Belgen		2,0	0,4	0,4	0,3	0,4
Ramsø		0,4	0,3	0,2	0,2	0,5
Singløy		0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Cu mg/kg		Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
	Y.Løperen	83,5	82,5	533,0	196,0	161,0
	Belgen	430,0	185,0	96,5	91,5	89,0
	Ramsø	93,5	453,0	137,0	113,0	93,5
	Singløy	458,0	75,0	159,0	92,5	82,5
	mg Cu/m2/d	Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94
Y.Løperen		0,6	0,3	1,5	0,2	1,1
Belgen		8,8	1,9	1,2	0,7	1,1
Ramsø		0,6	1,6	0,4	0,3	0,7
Singløy		0,7	0,1	0,1	0,1	0,1
mg Cd/kg		Stasjon	26.4- 9.6.94	9.6- 6.7.94	6.7- 4.8.94	4.8- 5.9.94

---

	Y.Løperen	0,4	0,3	0,4	0,4	0,5
	Belgen	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2
	Ramsø	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2
	Singløy	0,4	0,7	0,5	0,9	0,5

---

mg Cd/m <sup>2</sup> /d	Stasjon	26.4-	9.6-	6.7-	4.8-	5.9-
		9.6.94	6.7.94	4.8.94	5.9.94	11.10.94
	Y.Løperen	2,9	0,8	1,3	0,3	3,5
	Belgen	9,0	2,7	3,2	1,6	2,0
	Ramsø	1,8	0,8	0,6	0,7	1,3
	Singløy	0,6	0,9	0,4	0,8	0,8

---

**5.5 Andel sediment < 63 $\mu$ m**

Stasjon	% <63
1. 0-1cm.	72,74
3. 0-1cm.	31,07
6. 0-1cm.	93,21
8. 0-1cm.	99,50
10. 0-1cm	93,62
14. 0-1cm	25,12
15. 0-1cm	99,45
17. 0-1cm	98,92
27. 0-1cm	99,41
28. 0-1cm	98,45
29. 0-1cm	99,53
30. 0-1cm	99,37
33. 0-1cm	99,47
34. 0-1cm	99,85
35. 0-1cm	95,99
37. 0-1cm	94,49



## **5.6 Kjemiske analyser, bunnsedimenter**



Fortsetter i bredde;

Analysevariabel Enhhet ==> Metode ==>	Zn/F-Sm µg/g E10-2
PtNr PrDato Merking	
001 940518 HVALERSED St6 0-1cm x3	158
002 940518 St8 0-1cm x3	163
003 940520 St17 0-1cm x3	225
004 940519 St27 0-1cm x2	220
005 940519 St28 0-1cm x3	213
006 940519 St30 0-1cm grabb	250
007 940520 St37 0-1cm x3	192

OBS !!! Metoder som er markert med "!!!", er foreløpig ikke akkreditert.

Kontaktperson : AUD Prosjektnr : O 900349 stikkord : HVALERSED  
 Rekvissjonsnr: 1995-00324 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 950601  
 Rekvissjon registrert : 950220

Analysevariabel Enhhet ==> Metode ==>	TN/F µg/mg TS G6	TOC/F µg/mg TS G6	Cd-Sm µg/g E2	Cd/F-Sm µg/g E10-2	Cr-Sm µg/g E2	Cr/F-Sm µg/g E10-2	Cu-Sm µg/g E2	Cu/F-Sm µg/g E10-2	Fe/F-Sm mg/g E10-2	Fe/fl-Sm mg/g E1	Hg-Sm µg/g E4-2*	Pb-Sm µg/g E2	Pb/F-Sm µg/g E10-2	Ti-Sm µg/g	Ti/F-Sm µg/g E10-2	Zn-Sm mg/g E1
PtNr PrDato Merking																
001 940519 HVALERSED St3 0-1cm A11	<1.0	9.5	0.10	0.18	19.0	121	37.9	41.5	76.6	13.8	0.23	14.9	26.0	1870	48000	0.07
002 940519 St3 0-1cm B1 grabb	<1.0	9.3	0.10	0.15	17.7	112	47.5	54.5	73.2	11.4	0.19	30.9	26.3	1910	49800	0.06
003 940519 St29 0-1cm B	2.7	20.8	0.10	0.13	60.4	133	73.7	75.0	66.6	53.2	0.30	36.5	39.1	1910	5450	0.19

Fortsetter i bredde;

Analysevariabel Enhhet ==> Metode ==>	Zn/F-Sm µg/g E10-2
PtNr PrDato Merking	
001 940519 HVALERSED St3 0-1cm A11	98
002 940519 St3 0-1cm B1 grabb	88
003 940519 St29 0-1cm B	199

OBS !!! Metoder som er markert med "!!!", er foreløpig ikke akkreditert.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : HVALERSED  
 Oppdragsnr. : 900349  
 Prøver mottatt : 20.2.95  
 Lab.kode : HAB 2-3  
 Jobb nr. : 95/26  
 Prøvetype : Sedimenter  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 17.7.95  
 Analytiker : Brg

1: St.8 0-1 x 3  
 2: St.17 0-1 x 3  
 3:  
 4:  
 5:  
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	102	99				
2-M-Naf.	56	75				
1-M-Naf.	48	65				
Bifenyl	14	12				
2,6-Dimetylnaftalen	13	20				
Acenaftylene	11	6				
Acenaften	5	11				
2,3,5-Trimetylnaftalen	6	8				
Fluoren	4	5				
Fenantren	20	35				
Antracen	11	15				
1-Metylfenantren	12	15				
Fluoranten	34	69				
Pyren	26	51				
Benz(a)antracen*	11	39				
Chrysen/trifenylene	35	56				
Benzo(b)fluoranten*	48	172				
Benzo(j,k)fluoranten*	16	46				
Benzo(e)pyren	25	71				
Benzo(a)pyren*	23	59				
Perylene	52	68				
Ind. (1,2,3cd)pyren*	37	158				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	*)	31				
Benzo(ghi)perylene	25	98				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	634	1284				
Derav KPAH(*)	135	505				
%KPAH	21.3	39.3				
%Tørrstoff						

\*) ikke analysert p.g.a.problem med integrering.

\* 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 : Hvaler sediment  
 Oppdragsnr. : 900349  
 Prøver mottatt : 20.02.95  
 Lab.kode : HAB1-6  
 Jobb.nr. : 95/26  
 Prøvetype : Sed.  
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt  
 Dato : 8.08.95  
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: HAB1, St.6, 0-1cm  
 2: HAB2, St.8, 0-1cm  
 3: HAB3, St.17, 0-1cm  
 4: HAB4, St.27, 0-1cm  
 5: HAB5, St.28, 0-1cm  
 6: HAB6, St.30, 0-1cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	<0.1	0.6	0.9	0.7	0.6
a-HCH	0.1	0.1	0.1	s.0.7	0.1	0.1
HCB	0.7	0.4	0.6	1.3	1.2	1.1
g-HCH	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	<0.1
PCB 28	2.4	4.1	0.7	mask	0.9	0.8
PCB 52	0.6	0.3	0.3	0.4	0.3	0.3
OCS	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 101	0.8	0.5	0.5	0.7	0.6	0.6
p,p-DDE	0.4	0.4	0.4	0.6	0.6	0.6
PCB 118	1	0.6	1	1.4	1.2	1.3
p,p-DDD	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
PCB 153	1.1	0.7	1.1	1.6	1.3	1.5
PCB 105	0.4	0.2	0.4	0.6	0.5	0.5
PCB 138	1.3	0.8	s.1.3	1.9	1.6	s.1.8
PCB 156	0.2	0.1	0.2	0.3	0.1	0.2
PCB 180	0.6	0.4	0.5	0.6	0.4	0.4
PCB 209	0.1	<0.1	0.3	0.1	0.1	0.1
SUM PCB	8.5	7.7	5	7.6	7	5.7
SUM SEVEN DUTCH PCB	7.8	7.4	4.1	6.6	6.3	4.9
%Fett						
%Tørrstoff						

s. = Suspekt verdi.



## 5.7 Statistiske analyser av metalldata fra bunnsedimenter i 1980, 1990 og 1994

### Kadmium

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1,21011	2	0,605056	10,60	0,0001
Within groups	3,76751	66	0,0570835		
Total (Corr.)	4,97762	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 10,5995, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is less than 0,05, there is a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level. To determine which means are significantly different from which others, select Multiple Range Tests from the list of Tabular Options.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Cd_1990	16	0,08	X
Cd_1994	16	0,145	X
Cd1980	37	0,374324	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Cd1980 - Cd_1990	*0,294324	0,14273
Cd1980 - Cd_1994	*0,229324	0,14273
Cd_1990 - Cd_1994	-0,065	0,168653

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. An asterisk has been placed next to 2 pairs, indicating that these pairs show statistically significant differences at the 95,0% confidence level. At the top of the page, 2 homogenous groups are identified using columns of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

**Kvikksølv**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	7,77288	2	3,88644	42,36	0,0000
Within groups	6,0549	66	0,0917409		
Total (Corr.)	13,8278	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 42,3632, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is less than 0,05, there is a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level. To determine which means are significantly different from which others, select Multiple Range Tests from the list of Tabular Options.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Hg_1990	16	0,335625	X
Hg_1994	16	0,34375	X
Hg1980	37	1,0127	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Hg1980 - Hg_1990	*0,677078	0,180943
Hg1980 - Hg_1994	*0,668953	0,180943
Hg_1990 - Hg_1994	-0,008125	0,213806

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. An asterisk has been placed next to 2 pairs, indicating that these pairs show statistically significant differences at the 95,0% confidence level. At the top of the page, 2 homogenous groups are identified using columns of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.



**Bly**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	4166,35	2	2083,17	4,31	0,0174
Within groups	31909,5	66	483,477		
Total (Corr.)	36075,8	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 4,30874, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is less than 0,05, there is a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level. To determine which means are significantly different from which others, select Multiple Range Tests from the list of Tabular Options.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Pb_1994	16	45,3	X
Pb_1990	16	55,7563	XX
Pb1980	37	64,3784	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Pb1980 - Pb_1990	8,62213	13,1356
Pb1980 - Pb_1994	*19,0784	13,1356
Pb_1990 - Pb_1994	10,4562	15,5213

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. An asterisk has been placed next to 1 pair, indicating that this pair shows a statistically significant difference at the 95,0% confidence level. At the top of the page, 2 homogenous groups are identified using columns of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

**Kobber**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	601,656	2	300,828	0,22	0,8022
Within groups	89809,0	66	1360,74		
Total (Corr.)	90410,6	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 0,221076, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is greater than or equal to 0,05, there is not a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD			
	Count	Mean	Homogeneous Groups
Cu_1994	16	62,3312	X
Cu_1990	16	68,675	X
Cu1980	37	69,5405	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Cu1980 - Cu_1990	0,865541	22,0368
Cu1980 - Cu_1994	7,20929	22,0368
Cu_1990 - Cu_1994	6,34375	26,0392

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. There are no statistically significant differences between any pair of means at the 95,0% confidence level. At the top of the page, one homogenous group is identified by a column of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

**Krom**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	2436,23	2	1218,12	2,33	0,1056
Within groups	34560,3	66	523,641		
Total (Corr.)	36996,6	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 2,32624, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is greater than or equal to 0,05, there is not a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Cr_1990	16	47,3531	X
Cr_1994	16	48,1375	X
Cr1980	37	59,6486	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Cr1980 - Cr_1990	12,2955	13,6703
Cr1980 - Cr_1994	11,5111	13,6703
Cr_1990 - Cr_1994	-0,784375	16,1531

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. There are no statistically significant differences between any pair of means at the 95,0% confidence level. At the top of the page, one homogenous group is identified by a column of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

**Jern**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	1,2329	2	0,61645	0,37	0,6936
Within groups	110,597	66	1,67571		
Total (Corr.)	111,83	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 0,367873, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is greater than or equal to 0,05, there is not a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Fe_1994	16	4,12812	X
Fe1980	37	4,41081	X
Fe1990	16	4,49188	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Fe1980 - Fe1990	-0,0810642	0,773324
Fe1980 - Fe_1994	0,282686	0,773324
Fe1990 - Fe_1994	0,36375	0,913775

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. There are no statistically significant differences between any pair of means at the 95,0% confidence level. At the top of the page, one homogenous group is identified by a column of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

**Sink**

ANOVA Table

Analysis of Variance					
Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Between groups	17534,7	2	8767,37	2,93	0,0606
Within groups	197803,0	66	2997,02		
Total (Corr.)	215338,0	68			

The StatAdvisor

The ANOVA table decomposes the variance of the data into two components: a between-group component and a within-group component. The F-ratio, which in this case equals 2,92536, is a ratio of the between-group estimate to the within-group estimate. Since the P-value of the F-test is greater than or equal to 0,05, there is not a statistically significant difference between the means of the 3 variables at the 95,0% confidence level.

Multiple Range Tests

Method: 95,0 percent LSD

	Count	Mean	Homogeneous Groups
Zn_1994	16	172,5	X
Zn_1990	16	182,813	XX
Zn1980	37	208,838	X

Contrast	Difference	+/- Limits
Zn1980 - Zn_1990	26,0253	32,7044
Zn1980 - Zn_1994	*36,3378	32,7044
Zn_1990 - Zn_1994	10,3125	38,6442

\* denotes a statistically significant difference.

The StatAdvisor

This table applies a multiple comparison procedure to determine which means are significantly different from which others. The bottom half of the output shows the estimated difference between each pair of means. An asterisk has been placed next to 1 pair, indicating that this pair shows a statistically significant difference at the 95,0% confidence level. At the top of the page, 2 homogenous groups are identified using columns of X's. Within each column, the levels containing X's form a group of means within which there are no statistically significant differences. The method currently being used to discriminate among the means is Fisher's least significant difference (LSD) procedure. With this method, there is a 5,0% risk of calling each pair of means significantly different when the actual difference equals 0.

## Sammenligning av titan 1990 og titan 1994

### Kolmogorov-Smirnov Test

-----

Estimated overall statistic DN = 0,5625  
Two-sided large sample K-S statistic = 1,59099  
Approximate P value = 0,0126594

### The StatAdvisor

-----

This option runs a Kolmogorov-Smirnov test to compare the distributions of the two samples. This test is performed by computing the maximum distance between the cumulative distributions of the two samples. In this case, the maximum distance is 0,5625, which you can see visually by selecting Quantile Plot from the list of Graphical Options. Of particular interest is the approximate P-value for the test. Since the P-value is less than 0,05, there is a statistically significant difference between the two distributions at the 95,0% confidence level.

## 5.8 $^{210}\text{Pb}$ -Datering av sedimentkjerne fra Glommaestuariet



**Rapport til:**

**Norsk Institut for Vannforskning  
(NIVA)**

**$^{210}\text{Pb}$ -Datering af seks sediment-  
kerner fra Iddefjorden  
og Glomma estuariet**

**Sagsbehandler:**

**Akad.ing. Arne Jensen**

**Sag nr.: 900108**

**Dato: 1995-12-12/msm**



## INDHOLDSFORTEGNELSE

1.	INDLEDNING	1
2.	ANALYSEMETODE	1
3.	CIC- og CRS-DATERING	2
4.	BESTEMMELSE AF AKKUMULATIONS-RATER FOR TØRSTOF	2
4.1	Model	2
4.2	Resultater	3
4.3	Kommentarer	5
5.	DETEKTERING AF ÆNDRINGER I FORURENINGSBELASTNINGEN	9
6.	KONKLUSION	10
7.	REFERENCER	11

BILAG 1 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 1 FRA IDDEFJORDEN

BILAG 2 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 2 FRA IDDEFJORDEN

BILAG 3 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 3 FRA IDDEFJORDEN

BILAG 4 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 30 FRA HVALER

BILAG 5 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 17 FRA HVALER

BILAG 6 FIGURER OG RÅDATA FOR ST. NO. 27 FRA HVALER

BILAG 7 KONCENTRATIONEN AF  $^{210}\text{Pb}$  NED IGENNEM SEDIMENTSØJLEN.

## 1. INDLEDNING

Vandkvalitetsinstituttet har for NIVA, Aud Helland, foretaget bly-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) datering af seks sedimentkerner udtaget fra Iddefjorden og Glomma estuariet i Ydre Oslofjord ved Hvaler. Kernerne blev opskåret af rekvirenten i 1,0 cm tykke skiver for de øverste 10 cm og derunder i 2,0 cm tykke skiver. De tørrede prøver er blevet leveret til VKI sammen med oplysninger om tørstofprocenten og saliniteten ved havbunden.

$^{210}\text{Pb}$  isotopen i sedimenter hidrører dels fra atmosfærisk deposition (unsupported  $^{210}\text{Pb}$  = UPB) and dels fra radioaktiv henfald af radon i sedimentet (supported  $^{210}\text{Pb}$  = SPB).  $^{210}\text{Pb}$ -isotopen tilføres atmosfæren ved henfald af radon-222, som diffunderer ud af jorden. Disse isotoper er en del af uran-238's henfaldskæde.  $^{210}\text{Pb}$  isotopen har en halveringstid på 22,3 år. Baggrundsværdien for  $^{210}\text{Pb}$  bestemmes ud fra mængden af supported  $^{210}\text{Pb}$ , som er uafhængig af sedimentationen. Bestemmelsen af supported  $^{210}\text{Pb}$  sker fra de dybere lag i sedimentet, hvor koncentrationen er konstant, idet al unsupported  $^{210}\text{Pb}$  er henfaldet. Alderen af en sedimentkerne og sedimentakkumulationsraten bestemmes ved måling af  $^{210}\text{Pb}$ -koncentrationen i forskellige sedimentlag.

## 2. ANALYSEMETODE

$^{210}\text{Pb}$  måles i sedimentskiverne ved  $\alpha$ -spektrometri på VKI. I ca. 10 sedimentskiver (normalt 1-2 cm tykkelse) jævnt fordelt ned igennem sedimentkernen måles  $^{210}\text{Pb}$ -koncentrationen indirekte ved at måle koncentrationen af  $^{210}\text{Po}$  (polonium) med  $\alpha$ -spektrometri. Det tørrede sediment (ca. 0,5 g) destrueres med en blanding af salt- og salpetersyre, hvorefter  $^{210}\text{Po}$  elektrolyseres over på en sølvplade.  $^{210}\text{Po}$ -aktiviteten på sølvpladerne måles derefter ved  $\alpha$ -spektrometri. Alle prøverne bliver tilsat  $^{208}\text{Po}$  for at bestemme det kemiske udbytte. Kalibreringen udføres ved at behandle en  $^{210}\text{Pb}$ -standard på samme måde som prøverne.  $^{210}\text{Pb}$ -aktiviteten forudsættes at være i ligevægt med  $^{210}\text{Po}$ -aktiviteten. Den anvendte metode er beskrevet i ref. /1/.

### 3. CIC- OG CRS-DATERING

Ud fra UPB aktivitetsprofilen af sedimentkernen bestemmes alderen af de forskellige sedimentlag under den forudsætning, at  $^{210}\text{Pb}$  ikke er mobilt i sedimentkernen. Beregningerne kan udføres efter to modeller med forskellige forudsætninger. CIC-metoden (Constant Initial Concentration) forudsætter, at koncentrationen af UPB i det deponerende stof er konstant med tiden for lokaliteten.

Kernerne dateres normalt ved hjælp af CRS-metoden (Constant Rate of Supply af  $^{210}\text{Pb}$ ), som forudsætter, at fluxen til sedimentet af UPB er konstant med tiden for lokaliteten. Principperne for CIC- og CRS-datering af sedimentkerner er nærmere beskrevet i ref. /1/. Tørstofprocenterne er korrigeret for saltindhold, idet der er anvendt en salinitet på 30 ‰ på prøverne fra Iddefjorden (st. 1 og 2) og 34 ‰ for de fire andre prøver. Af hensyn til modelberegningerne er der ved interpolation foretaget beregninger af procent tørstof i hver 1 cm skive.

### 4. BESTEMMELSE AF AKKUMULATIONS-RATER FOR TØRSTOF

På grundlag af  $^{210}\text{Pb}$ -koncentrationen (UPB) på tørstofbasis ned igennem sedimentsøjlen bestemmes akkumulationsraten af sedimentet ( $\text{g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ) ved anvendelse af nedenstående model, ref. /2 og 3/.

#### 4.1 Model

Fordelingen af unsupported  $^{210}\text{Pb}$  i en sedimentkerne kan matematisk beskrives ved advektions-diffusionsligningen:

$$(1) \quad \frac{dA}{dt} = D \frac{d^2A}{dz^2} - \omega \frac{dA}{dz} - \lambda A$$

hvor

A = koncentration af  $^{210}\text{Pb}$  (dpm/g)

D = blandingskoefficient ( $\text{cm}^2/\text{år}$ )

- $z$  = dybde fra overfladen (cm)  
 $\omega$  = lineær akkumulationsrate (cm/år)  
 $\lambda$  = henfaldskonstanten for  $^{210}\text{Pb}$  (år $^{-1}$ )  
 $t$  = tiden (år)

Denne ligning løses, idet man forudsætter stationære sedimentationsforhold ( $dA/dt = 0$ ). Blandingsintensiteten  $D$  antages at følge en halv gaussisk fordeling, ref. /2/:

$$(2) \quad D = D_0 e^{-\frac{z^2}{2\sigma^2}}$$

hvor  $D_0$  er blandingsintensiteten i sedimentoverfladen og  $\sigma$  er den effektive blandingsdybde. Blandingsparametrene er fundet ved at optimere løsningen af ligning (1) i forhold til det målte  $^{210}\text{Pb}$  profil.

## 4.2 Resultater

Bilag 1B-6B viser alle resultaterne, som anvendes til dateringsberegningerne, inkl. bestemmelserne af  $^{210}\text{Pb}$ . Figurerne i bilag 7 viser total koncentrationen af  $^{210}\text{Pb}$  ned igennem sedimentsøjlen. Ved CRS-metoden er sedimentets alder som funktion af dybden under sedimentoverfladen blevet bestemt. Resultaterne ses i figur 1 i bilagene 1A-6A.

I figur 2 i bilagene 1A-6A er vist dels de målte koncentrationer af  $^{210}\text{Pb}$  (unsupported  $^{210}\text{Pb}$ ) og dels den optimerede løsning af ligning (1) for de seks sedimentkerner som funktion af massedybden ( $\text{g}/\text{cm}^2$ ). Løsningen af ligning (1) er baseret på det antal snit, som er vist i tabel 1. Meget ofte er den øverste del af sedimentsøjlen opblandet på grund af bioturbation og måske trawling. Opblanding kan også være forårsaget af det anvendte prøvetagningsudstyr. For at opnå den optimale modelløsning kan der derfor være udelukket nogle af de øverste snit i modelberegningerne. Dette bevirker, at akkumulationsraten bestemmes på snittene derunder. Blandingskoefficienten,  $D_0$ , og den effektive blandingsdybde,  $\sigma$ , bestemmes ved en iterativ beregning over hele sedimentsøjlen. Tabel 2 giver en oversigt over de opnåede resultater.

**Tabel 1. Antal snit af kernen inkluderet i beregningerne.**

Stationsnavn	Bilags-no.	Antal snit inkl. i model	Antal snit excl. i modeloptimering	Eventuelle bemærkninger
Iddefjorden, st. no. 1	1	22	3 (0-3 cm)	
Iddefjorden, st. no. 2	2	22	0	
Iddefjorden, st. no. 3	3	12	2 (0-2 cm)	
Hvaler, st. no. 30	4	30	4 (0-4 cm og 6-9 cm)	
Hvaler, st. no. 17	5	40	13 (0-12 cm og 28-30 cm)	
Hvaler, st. no. 27	6	40	0	

**Tabel 2. Akkumulationsrater, blandingskoefficient, effektiv og reel blandingsdybde.**

Stationsnavn	Akkumulationsrate		Blandingskoefficient cm <sup>2</sup> /år	Blandingsdybde		Kvalitet af datering
	Masse g/m <sup>2</sup> /år ± s.d. (% CV)	Lineær mm/år (dybde 0-2 cm)		Effektiv model cm	Reel cm	
Iddefjorden, st. no. 1	875 ± 272 (31)	3,4	3,5	0,9	1,8- 2,7	**
Iddefjorden, st. no. 2	817 ± 37 (4,5)	3,5	12	0,2	0,4- 0,6	***
Iddefjorden, st. no. 3	848 ± 31 (3,7)	1,3	43	0,9	1,8- 2,7	**
Hvaler, st. no. 30	2.051 ± 77 (3,8)	3,3	12	1,7	3,4- 5,1	**
Hvaler, st. no. 17	2.564 ± 5 (0,2)	4,6	525	4,1	8,2- 12,3	**
Hvaler, st. no. 27	6.135 ± 845 (13,8)	8,7	6.434	0,3	0,6- 0,9	**

s.d. = standard deviation \*\*\* fin datering, \*\* rimelig datering, \*dårlig datering

## 4.3 Kommentarer

### 4.3.1 Generelle kommentarer

Figur 1 (i bilagene) for de forskellige kerner viser normalt en lineær akkumulationsrate i den øverste del af sedimentkernen (0-5 cm eller mere) med en meget lille standardafvigelse på de estimerede aldre (de vandrette linier viser 68% prædiktionsinterval). Hældningen ændres normalt under denne dybde samtidigt med, at standardafvigelsen stiger.

Ved konstant sedimentationsrate bør sammenhængen imellem  $^{210}\text{Pb}$  koncentrationen (UPB) som funktion af massedybden være lineær (figur 2 i bilagene). Er dette tilfældet, kan resultaterne af dateringen tolkes med relativ stor sikkerhed, idet dette normalt bevirker, at der findes en god sammenhæng imellem sedimentets dybde og alder (figur 1 i bilagene).

Den optimale løsning til steady state modellen (figur 2 i bilagene) passer normalt med de målte værdier af UPB. Når dette er tilfældet beskriver den beregnede akkumulationsrate derfor sedimentationen i den anførte tidsperiode. Afvigelser fra den lineære sammenhæng ses ofte i den øverste del af profilet og indikerer forstyrrelser i sedimentoverfladen, f.eks. bioturbation. Normalt, findes en lineær sammenhæng under den forstyrrede zone. Sedimentakkumulationsraten ( $\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ ) beregnes på den lineære, uforstyrrede del af kernen.

### 4.3.2 Specifikke kommentarer til hver datering

#### Iddefjorden, st. no. 1

Bilag 7 viser et konstant indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste 3 cm og næsten konstant indhold under 21 cm dybde. Figur 1 i bilag 1A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.

Af bilag 1A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene ikke passer særligt godt med de observerede værdier. For at få målingerne til at passe bedre med modellen har det været nødvendigt at anvende en lavere værdi for supported

$^{210}\text{Pb}$  end den målte koncentration i det dybeste lag (49-50 cm). Den beregnede akkumulationsrate beskriver sedimentationen i den anførte tidsperiode med en høj variationskoefficient på 31%. Der er nogen opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er 0,9 cm og med en lav blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til 1,8-2,7 cm dybde. Dateringen betragtes som værende rimelig.

#### Iddefjorden, st. no. 2

Bilag 7 viser et jævnt faldende indhold af  $^{210}\text{Pb}$  ned til 30 cm dybde. Figur 1 i bilag 2A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.

Af bilag 2A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene passer fint med de observerede værdier. Den beregnede akkumulationsrate beskriver derfor sedimentationen i den anførte tidsperiode med en lav variationskoefficient på 4,5%. Der er meget lidt opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er 0,2 cm og med en lav blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til kun 0,4-0,6 cm dybde. Dateringen betragtes som værende meget fin.

#### Iddefjorden, st. no. 3

Bilag 7 viser et næsten konstant indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste 1-3 cm med noget lavere indhold i overfladen og derunder faldende indhold til 15 cm dybde, hvorefter det bliver næsten konstant. Figur 1 i bilag 3A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en meget stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.

Af bilag 3A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene passer nogenlunde med de observerede værdier. Imidlertid er de to øverste snit udelukket i modelberegningerne. Dette betyder, at akkumulationsraten er blevet bestemt på basis af fire målinger, hvorfor den er relativt usikkert bestemt, hvilket også gælder for aldersbestemmelsen. Der er nogen opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er

0,9 cm; men med en relativ høj blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til 1,8-2,7 cm dybde. Dateringen betragtes som værende rimelig.

#### Hvaler, st. no. 30

Bilag 7 viser et konstant indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste 5 cm. Fra 13 cm er indholdet jævnt faldende. Figur 1 i bilag 4A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en megen stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.

Af bilag 4A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene passer fint med de observerede værdier. Imidlertid er de øverste fire snit udelukket i modelberegningerne sammen med  $^{210}\text{Pb}$ -målinger i 6-7 og 8-9 cm, da det ikke var muligt at få modellen til at passe uden at udelade disse snit. Det kunne tyde på, at sedimentationsforholdene har været anderledes i en periode for 20-50 år siden. For at få målingerne til at passe bedre med modellen har det desuden været nødvendigt at anvende en højere værdi for supported  $^{210}\text{Pb}$  end den målte koncentration i det dybeste lag (39-40 cm). Sedimentakkumulationsraten er derfor beregnet på de nederste fire snit. Den beregnede akkumulationsrate beskriver sedimentationen i den anførte tidsperiode med en variationskoefficient på kun 4%. Der er en del opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er 1,7 cm med en relativ lav blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til 3,4-5,1 cm dybde. Dateringen betragtes som værende rimelig, selv om det har været nødvendigt at udelade nogle data. Det er dog meget normalt at udelukke de øverste snit i kernen på grund af opblanding.

#### Hvaler, st. no. 17

Bilag 7 viser et næsten konstant indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste 14 cm og derunder jævnt faldende indhold, hvilket kan tyde på en meget kraftig opblanding. Figur 1 i bilag 5A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en meget stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.



Af bilag 5A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene passer fint med de observerede værdier. Imidlertid er de 13 øverste snit udelukket i modelberegningerne sammen med  $^{210}\text{Pb}$ -målinger i 28-30 cm, da det ikke var muligt at få modellen til at passe uden at udelade disse snit. For at få målingerne til at passe bedre med modellen har det desuden været nødvendigt at anvende en lavere værdi for supported  $^{210}\text{Pb}$  end den målte koncentration i det dybeste lag (39-40 cm). Sedimentakkumulationsraten er derfor beregnet på de tre nederste snit. Dette betyder, at den akkumulationsraten er blevet bestemt på basis af tre målinger, hvorfor den er relativt usikkert bestemt, hvilket også gælder for aldersbestemmelsen. Der er megen opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er 4,1 cm og med en høj blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til 8,2-12,3 cm dybde. Dateringen betragtes som værende rimelig.

#### Hvaler, st. no. 27

Bilag 7 viser et konstant indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste 2 cm, hvorefter det stiger i 2-4 cm dybde. Fra 8-20 cm dybde er  $^{210}\text{Pb}$ -indholdet næsten konstant og derunder falder det jævnt. Figur 1 i bilag 6A viser alderen på sedimentkernen som funktion af dybden bestemt ved CRS-metoden. På det dybeste snit er der en megen stor usikkerhed på aldersbestemmelsen.

Af bilag 6A, figur 2, ses det, at den tilpassede steady state model af sedimentationsforholdene passer nogenlunde med de observerede værdier. Modelberegningerne viste, at den bedste løsning inkluderede alle dataene. For at få målingerne til at passe bedre med modellen har det været nødvendigt at anvende en lavere værdi for supported  $^{210}\text{Pb}$  end den målte koncentration i det dybeste lag (49-50 cm). Den beregnede akkumulationsrate beskriver sedimentationen i den anførte tidsperiode med en variationskoefficient på 14%. Der er kun lidt opblanding i de øverste lag, idet den lineære blandingsdybde er 0,3 cm; men med en meget høj blandingskoefficient. Da blandingsdybden er beregnet som en halv gaussisk fordeling, svarer opblandingen til 0,6-0,9 cm dybde. Dateringen betragtes som værende rimelig, selv om  $^{210}\text{Pb}$  indholdet varierer en del i den øverste del af sedimentsøjlen.

Generelt indikerer disse tre dateringer fra Hvaler i Glomma estauriet, at  $^{210}\text{Pb}$  ikke alene tilføres ved atmosfærisk deposition; men at et meget stort bidrag kommer via elven.

## 5. DETEKTERING AF ÆNDRINGER I FORURENINGSBELASTNINGEN

På grundlag af de udførte dateringer er der foretaget en modelberegning over de udtagne sedimentprøvers følsomhed til at beskrive eventuelle ændringer i tilførslerne af forurenede stoffer til sedimentet. Den anvendte metode er beskrevet i /4/.

I tabel 3 er vist resultaterne af disse beregninger for de daterede prøver. Der er anvendt følgende input i modelberegningerne:

- dybde af overfladesedimentprøven (10 mm anvendt);
- sedimentakkumulationsraten;
- blandingsparametrene  $D_0$  og  $\sigma$ ;
- antal år imellem prøvetagningerne er valgt til henholdsvis 3, 5 og 10 år.
- der regnes med en relativ analysereproducerbarhed (% RSD) på 10 %, hvilket svarer til den reproducerbarhed, som kan opnås på ét laboratorium, f.eks. ved at bestemme indholdene af en række tungmetaller i sedimenter afhængigt af tungmetal og metoder. Hvis der forventes en højere RSD, skal den relative ændring i inputfluxen multipliceres med denne faktor (en %RSD på 20% betyder, at fluxen skal multipliceres med to).

På dette grundlag beregnes i modellen, hvor stor en relativ ændring i inputfluxen der kan detekteres efter henholdsvis 3, 5 og 10 år. Disse resultater er vist i tabel 3. Under disse forudsætninger vil det - med prøvetagning og analyser foretaget hvert femte år - være muligt at bestemme stigninger i inputfluxene på 10 og 55 % på fem af stationerne, Iddefjorden (st. no. 1, 2 og 3) og Hvaler (st. no. 30 og 27). På den sidste station ved Hvaler vil ændringer på 70 % kunne detekteres ved prøvetagning hvert femte år. Forskellene i fluxene skyldes forskelle i sedimentakkumulationsraterne og blanding i den øverste del af sedimentsøjlerne. Når så små ændringer i inputflux kan detekteres i følge modellen, selv om der er megen opblanding, er det forårsaget af de høje sedimentakkumulationsrater.

**Tabel 3. Mulighed for detektering af ændring i inputflux med en relativ standard afvigelse på 10% på de kemiske analyser.**

Station navn	% relativ ændring i input-flux		
	År imellem prøvetagning		
	3	5	10
Iddefjorden, st. no. 1	25	20	15
Iddefjorden, st. no. 2	15	10	10
Iddefjorden, st. no. 3	90	55	30
Hvaler, st. no. 30	40	30	20
Hvaler, st. no. 17	105	70	40
Hvaler, st. no. 27	15	10	10

## 6. KONKLUSION

På den ene af sedimentkernerne fra Iddefjorden, st. no. 2, er der blevet udført en fin datering. Dateringen af sedimentkernerne fra de fem andre stationer er udført med et rimelig resultat, især set i lyset af de relative konstante indhold af  $^{210}\text{Pb}$  i de øverste dele af sedimentkernerne. Der tilføres uden tvivl i Glomma estauriet en relativ stor og varierende mængde af  $^{210}\text{Pb}$  med elven, hvilket vanskeliggør modelberegningerne. For flere af sedimentkernerne har det været nødvendigt at anvende en anden værdi for supported  $^{210}\text{Pb}$  end den dybeste koncentration for at få modellen til at passe med de målte værdier. Masseakkumulationsraten er næsten konstant på de tre positioner i Iddefjorden. På stationerne i Glomma estauriet er akkumulationsraterne meget høje.

På grundlag af dateringsresultaterne er sedimentstationernes egnethed til at detektere ændringer i forureningsbelastningen blevet vurderet. Ved sedimentprøvetagning hvert femte år indikerer følsomhedsanalysen, at det er muligt at detektere ændringer i inputfluxen på 10-55% på fem af stationerne.

## 7. REFERENCER

- /1/ Pheiffer Madsen, P. and Sørensen, J., 1979. Validation of the Lead-210 Dating Method. *J. Radioanal. Chem.* **54**, 39-48.
- /2/ Christensen, E. R., 1982. A Model for Radionuclides in Sediment Influenced by Mixing and Compaction. *J. of Geophysical Research* **87**, 566-572.
- /3/ Christensen, E. R. & Bhunia, P.K., 1986. Modeling Radiotracers in Sediments: Comparison with Observations in Lakes Huron and Michigan. *J. of Geophysical Research* **91**, 8559-8571.
- /4/ Larsen, B. & Jensen, A., 1989. Evaluation of the Sensitivity of Sediment Stations in Pollution Monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* **20**, 556-560.

## **BILAGSDEL**



Hvaler, st. no. 30

Depth (cm)

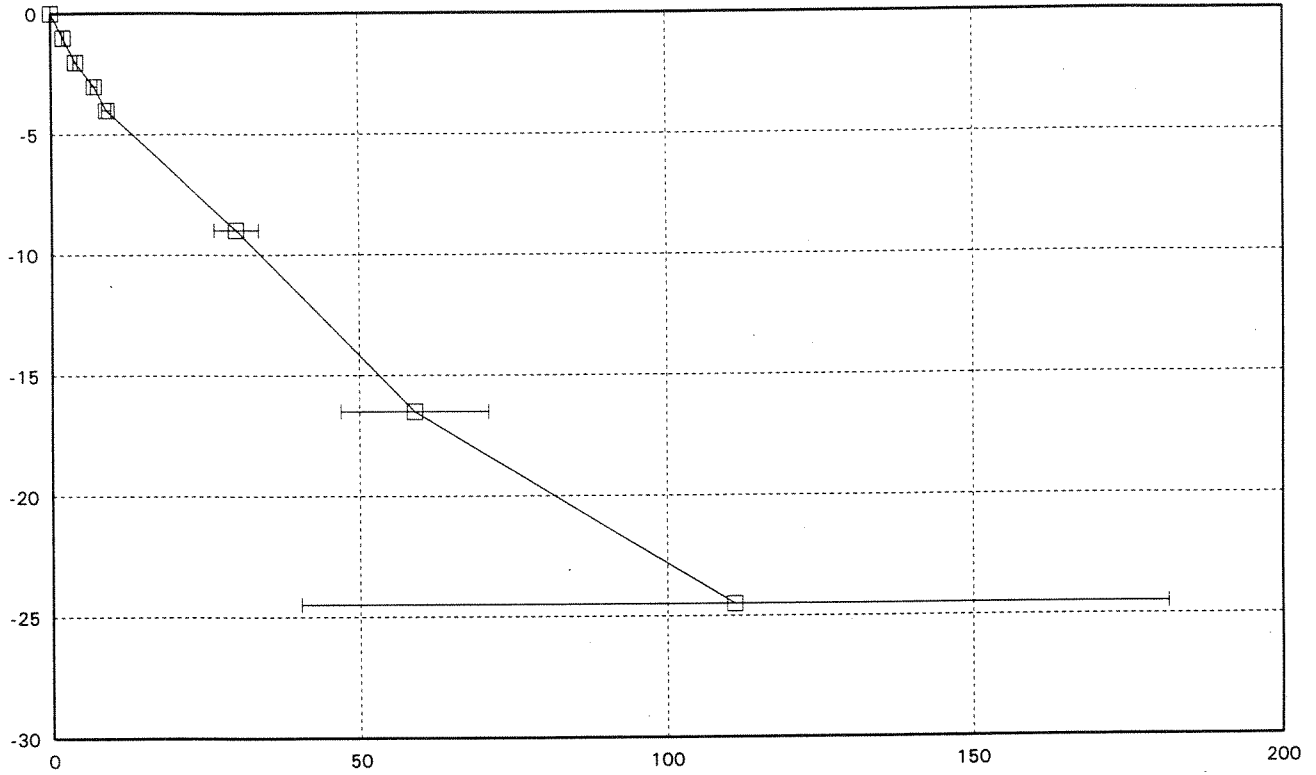


Figure 1. Years from 1995 (including 68% prediction interval)

Unsupported Pb-210 (dpm/g)

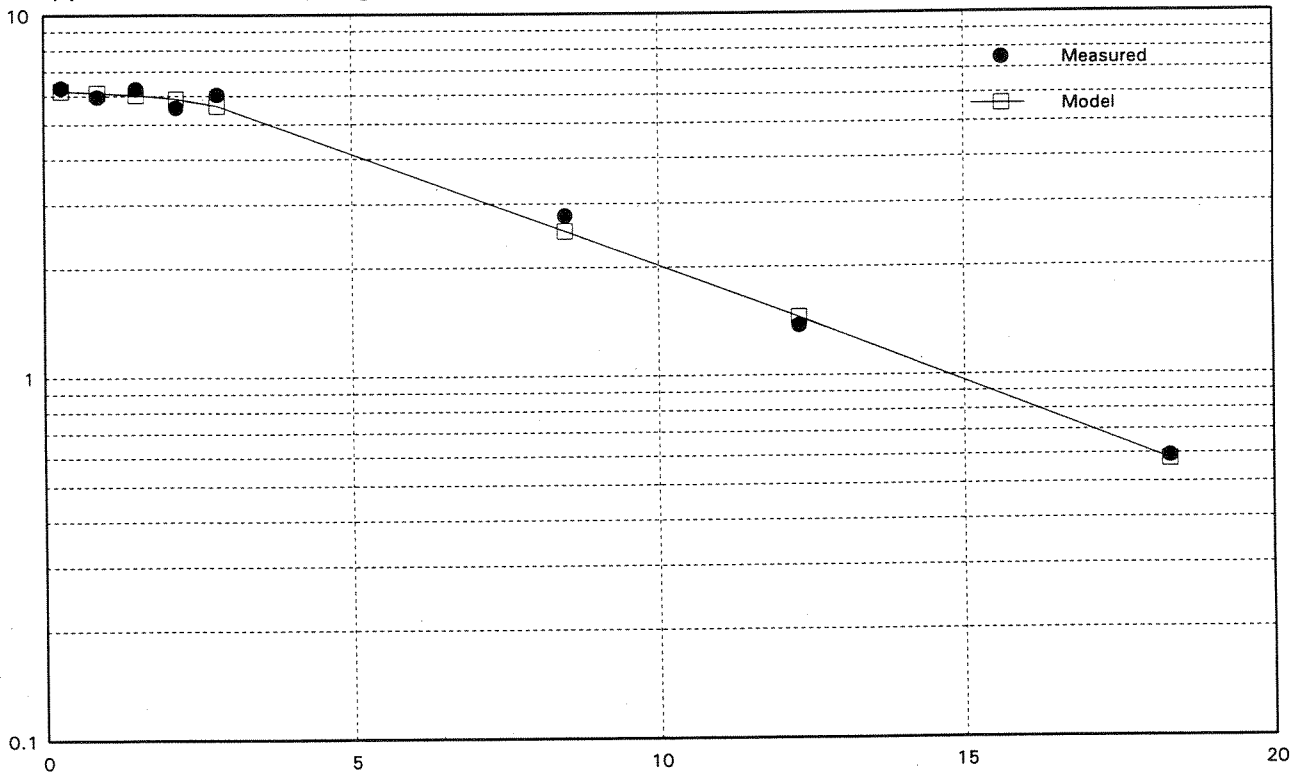


Figure 2. Mass depth (g/cm²)

SAG NR 900108-D33  
 DATO 30. nov. 1995  
 BETEGNELSE Hvaler, st. no. 30  
 OPERATØR AJE

BILAG 4B

I	T	B	TS	GL	TPB	STPB	TRV	TV	MD	LD	UPB	SUPB
cm	cm	cm	% vv	% ts	dpm/g	dpm/g	g/cm3	g/cm2	g/cm2	cm	dpm/g	dpm/g
1	0	1	42.30	IM	10.30	0.33	0.567	0.57	0.28	0.50	6.30	0.37
2	1	2	44.27	IM	9.96	0.30	0.603	0.60	0.87	1.50	5.96	0.34
3	2	3	46.13	IM	10.27	0.32	0.638	0.64	1.49	2.50	6.27	0.36
4	3	4	47.89	IM	9.56	0.31	0.672	0.67	2.14	3.50	5.56	0.35
5	4	5	47.37	IM	10.04	0.33	0.662	0.66	2.81	4.50	6.04	0.37
6	5	6	47.89	IM	IM	IM	0.672	0.67	3.48	5.50	IM	IM
7	6	7	48.09	IM	5.33	0.24	0.676	0.68	4.15	6.50	1.33	0.29
8	7	8	47.68	IM	IM	IM	0.668	0.67	4.82	7.50	IM	IM
9	8	9	39.51	IM	6.84	0.27	0.518	0.52	5.42	8.50	2.84	0.32
10	9	10	48.92	IM	IM	IM	0.692	0.69	6.02	9.50	IM	IM
11	10	11	45.97	IM	IM	IM	0.635	0.63	6.68	10.50	IM	IM
12	11	12	43.03	IM	IM	IM	0.580	0.58	7.29	11.50	IM	IM
13	12	13	43.85	IM	IM	IM	0.595	0.60	7.88	12.50	IM	IM
14	13	14	44.68	IM	6.78	0.27	0.610	0.61	8.48	13.50	2.78	0.31
15	14	15	45.25	IM	IM	IM	0.621	0.62	9.10	14.50	IM	IM
16	15	16	45.82	IM	IM	IM	0.632	0.63	9.72	15.50	IM	IM
17	16	17	46.39	IM	IM	IM	0.643	0.64	10.36	16.50	IM	IM
18	17	18	46.96	IM	IM	IM	0.654	0.65	11.01	17.50	IM	IM
19	18	19	46.54	IM	IM	IM	0.646	0.65	11.66	18.50	IM	IM
20	19	20	46.13	IM	5.38	0.22	0.638	0.64	12.30	19.50	1.38	0.27
21	20	21	45.30	IM	IM	IM	0.622	0.62	12.93	20.50	IM	IM
22	21	22	44.47	IM	IM	IM	0.607	0.61	13.55	21.50	IM	IM
23	22	23	44.53	IM	IM	IM	0.608	0.61	14.15	22.50	IM	IM
24	23	24	44.58	IM	IM	IM	0.609	0.61	14.76	23.50	IM	IM
25	24	25	44.42	IM	IM	IM	0.606	0.61	15.37	24.50	IM	IM
26	25	26	44.27	IM	IM	IM	0.603	0.60	15.97	25.50	IM	IM
27	26	27	43.60	IM	IM	IM	0.590	0.59	16.57	26.50	IM	IM
28	27	28	42.92	IM	IM	IM	0.578	0.58	17.15	27.50	IM	IM
29	28	29	43.18	IM	IM	IM	0.583	0.58	17.73	28.50	IM	IM
30	29	30	43.44	IM	4.59	0.18	0.588	0.59	18.32	29.50	0.59	0.24
31	30	31	44.72	IM	IM	IM	0.611	0.61	18.92	30.50	IM	IM
32	31	32	46.01	IM	IM	IM	0.636	0.64	19.54	31.50	IM	IM
33	32	33	45.76	IM	IM	IM	0.631	0.63	20.18	32.50	IM	IM
34	33	34	45.51	IM	IM	IM	0.626	0.63	20.80	33.50	IM	IM
35	34	35	40.13	IM	IM	IM	0.529	0.53	21.38	34.50	IM	IM
36	35	36	34.75	IM	IM	IM	0.439	0.44	21.86	35.50	IM	IM
37	36	37	42.10	IM	IM	IM	0.563	0.56	22.37	36.50	IM	IM
38	37	38	49.44	IM	IM	IM	0.703	0.70	23.00	37.50	IM	IM
39	38	39	50.01	IM	IM	IM	0.714	0.71	23.71	38.50	IM	IM
40	39	40	50.57	IM	2.33	0.14	0.726	0.73	24.43	39.50	-1.67	0.22

ANTAL LINIER = 30 PRØVEINTERVAL = 1.00 CM (0-10 cm)  
 SPB = 4.00 DPM/G PRØVEINTERVAL = 2.00 CM (10-40 cm)  
 SSPB = 0.16 DPM/G  
 PRØVETAGNING = 1995 SEDIMENTATIONSRATE = 2051 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSDYBDE = 1.7 CM STANDARDAFVIGELSE = 77 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSINT. = 12 CM\*\*2/YEAR LINEÆR AKK. RATE (TOP) = 3.3 MM/YEAR

SPB : SUPPORTED PB-210 SSPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ SPB  
 IM : IKKE MÅLT STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB  
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT TRV : TØR RUMVÆGT  
 I : INDEX TV : TØR VÆGT  
 T, B: DYBDE TOP OG BUND MD : MASSE DYBDE  
 TS : TØRSTOF LD : LINIÆR DYBDE  
 GL : GLØDETAB UPB : UNSUPPORTED PB-210  
 TPB : TOTAL PB-210 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB

\*\*\*\*\*





Hvaler, st. no. 17

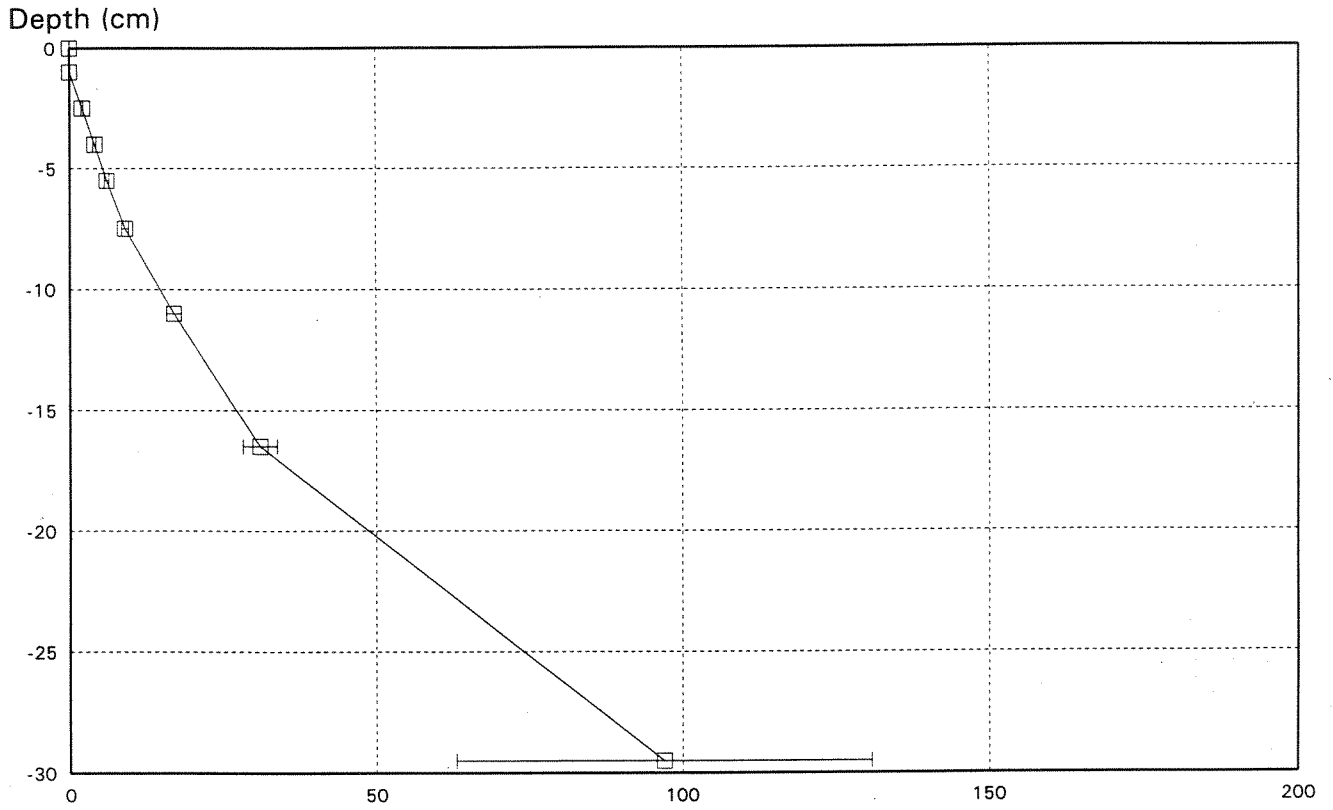


Figure 1. Years from 1995 (including 68% prediction interval)

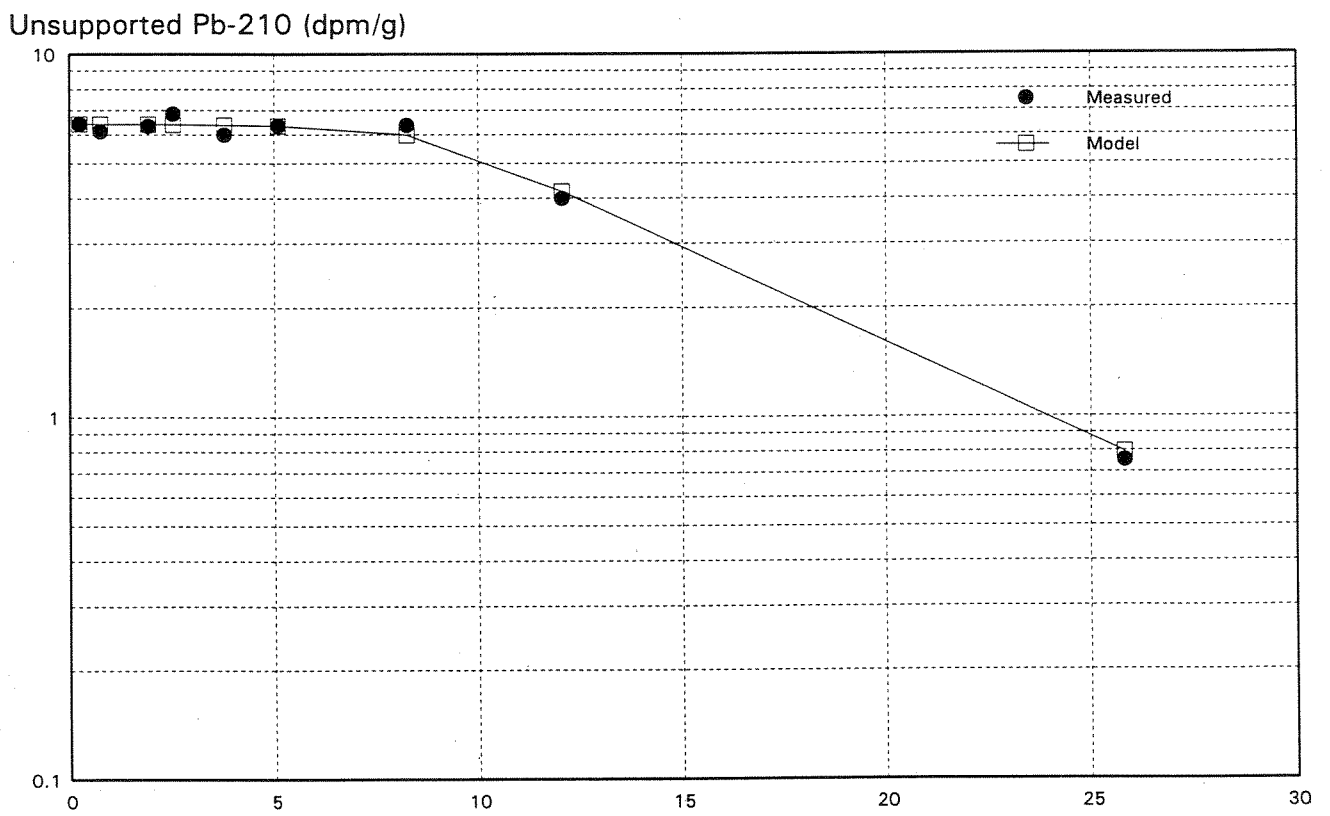


Figure 2. Mass depth (g/cm<sup>2</sup>)

SAG NR 900108-D34  
 DATO 7. dec. 1995  
 BETEGNELSE Hvaler, st. no. 17  
 OPERATØR AJE

BILAG 5B

I	T	B	TS	GL	TPB	STPB	TRV	TV	MD	LD	UPB	SUPB
cm	cm	cm	% vv	% ts	dpm/g	dpm/g	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>2</sup>	g/cm <sup>2</sup>	cm	dpm/g	dpm/g
1	0	1	37.34	IM	7.67	0.47	0.481	0.48	0.24	0.50	6.42	0.48
2	1	2	41.27	IM	7.37	0.27	0.549	0.55	0.76	1.50	6.12	0.28
3	2	3	43.23	IM	IM	IM	0.584	0.58	1.32	2.50	IM	IM
4	3	4	45.20	IM	7.58	0.28	0.620	0.62	1.92	3.50	6.33	0.30
5	4	5	44.06	IM	8.09	0.36	0.599	0.60	2.53	4.50	6.84	0.37
6	5	6	46.23	IM	IM	IM	0.640	0.64	3.15	5.50	IM	IM
7	6	7	45.72	IM	7.25	0.31	0.630	0.63	3.79	6.50	6.00	0.32
8	7	8	46.03	IM	IM	IM	0.636	0.64	4.42	7.50	IM	IM
9	8	9	50.78	IM	7.60	0.36	0.730	0.73	5.10	8.50	6.35	0.37
10	9	10	47.37	IM	IM	IM	0.662	0.66	5.80	9.50	IM	IM
11	10	11	45.30	IM	IM	IM	0.622	0.62	6.44	10.50	IM	IM
12	11	12	43.23	IM	IM	IM	0.584	0.58	7.04	11.50	IM	IM
13	12	13	44.27	IM	IM	IM	0.603	0.60	7.64	12.50	IM	IM
14	13	14	45.30	IM	7.62	0.45	0.622	0.62	8.25	13.50	6.37	0.46
15	14	15	44.94	IM	IM	IM	0.615	0.62	8.87	14.50	IM	IM
16	15	16	44.58	IM	IM	IM	0.609	0.61	9.48	15.50	IM	IM
17	16	17	45.61	IM	IM	IM	0.628	0.63	10.10	16.50	IM	IM
18	17	18	46.65	IM	IM	IM	0.648	0.65	10.74	17.50	IM	IM
19	18	19	47.16	IM	IM	IM	0.658	0.66	11.39	18.50	IM	IM
20	19	20	47.68	IM	5.24	0.26	0.668	0.67	12.05	19.50	3.99	0.28
21	20	21	47.37	IM	IM	IM	0.662	0.66	12.72	20.50	IM	IM
22	21	22	47.06	IM	IM	IM	0.656	0.66	13.38	21.50	IM	IM
23	22	23	47.63	IM	IM	IM	0.667	0.67	14.04	22.50	IM	IM
24	23	24	48.20	IM	IM	IM	0.678	0.68	14.71	23.50	IM	IM
25	24	25	48.04	IM	IM	IM	0.675	0.67	15.39	24.50	IM	IM
26	25	26	47.89	IM	IM	IM	0.672	0.67	16.06	25.50	IM	IM
27	26	27	47.78	IM	IM	IM	0.670	0.67	16.73	26.50	IM	IM
28	27	28	47.68	IM	IM	IM	0.668	0.67	17.40	27.50	IM	IM
29	28	29	49.33	IM	IM	IM	0.701	0.70	18.08	28.50	IM	IM
30	29	30	50.99	IM	2.33	0.16	0.735	0.73	18.80	29.50	1.08	0.19
31	30	31	50.23	IM	IM	IM	0.719	0.72	19.53	30.50	IM	IM
32	31	32	49.47	IM	IM	IM	0.704	0.70	20.24	31.50	IM	IM
33	32	33	49.97	IM	IM	IM	0.714	0.71	20.95	32.50	IM	IM
34	33	34	50.47	IM	IM	IM	0.724	0.72	21.67	33.50	IM	IM
35	34	35	49.75	IM	IM	IM	0.709	0.71	22.38	34.50	IM	IM
36	35	36	49.02	IM	IM	IM	0.695	0.69	23.09	35.50	IM	IM
37	36	37	48.61	IM	IM	IM	0.686	0.69	23.78	36.50	IM	IM
38	37	38	48.20	IM	IM	IM	0.678	0.68	24.46	37.50	IM	IM
39	38	39	48.25	IM	IM	IM	0.679	0.68	25.14	38.50	IM	IM
40	39	40	48.30	IM	2.00	0.12	0.680	0.68	25.82	39.50	0.75	0.16

ANTAL LINIER = 40 PRØVEINTERVAL = 1.00 CM (0-10 cm)  
 SPB = 1.25 DPM/G PRØVEINTERVAL = 2.00 CM (10-40 cm)  
 SSPB = 0.10 DPM/G  
 PRØVETAGNING = 1995 SEDIMENTATIONSRATE = 2564 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSDYBDE = 4.1 CM STANDARDAFVIGELSE = 5 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSINT. = 525 CM\*\*2/YEAR LINEÆR AKK. RATE (TOP) = 4.6 MM/YEAR

SPB : SUPPORTED PB-210 SSPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ SPB  
 IM : IKKE MÅLT STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB  
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT TRV : TØR RUMVÆGT  
 I : INDEX TV : TØR VÆGT  
 T , B : DYBDE TOP OG BUND MD : MASSE DYBDE  
 TS : TØRSTOF LD : LINIÆR DYBDE  
 GL : GLØDETAB UPB : UNSUPPORTED PB-210  
 TPB : TOTAL PB-210 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB



Hvaler, st. no. 27

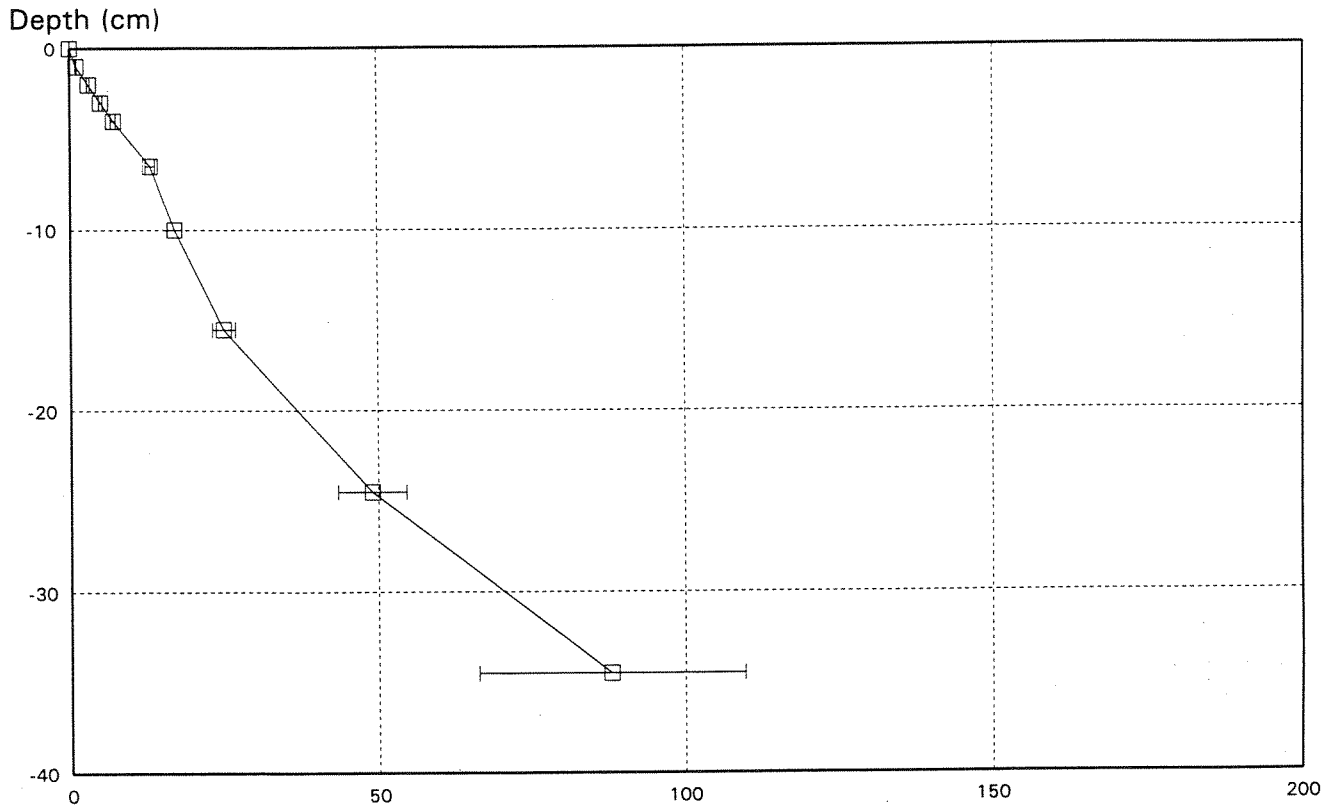


Figure 1. Years from 1995 (including 68% prediction interval)

Unsupported Pb-210 (dpm/g)

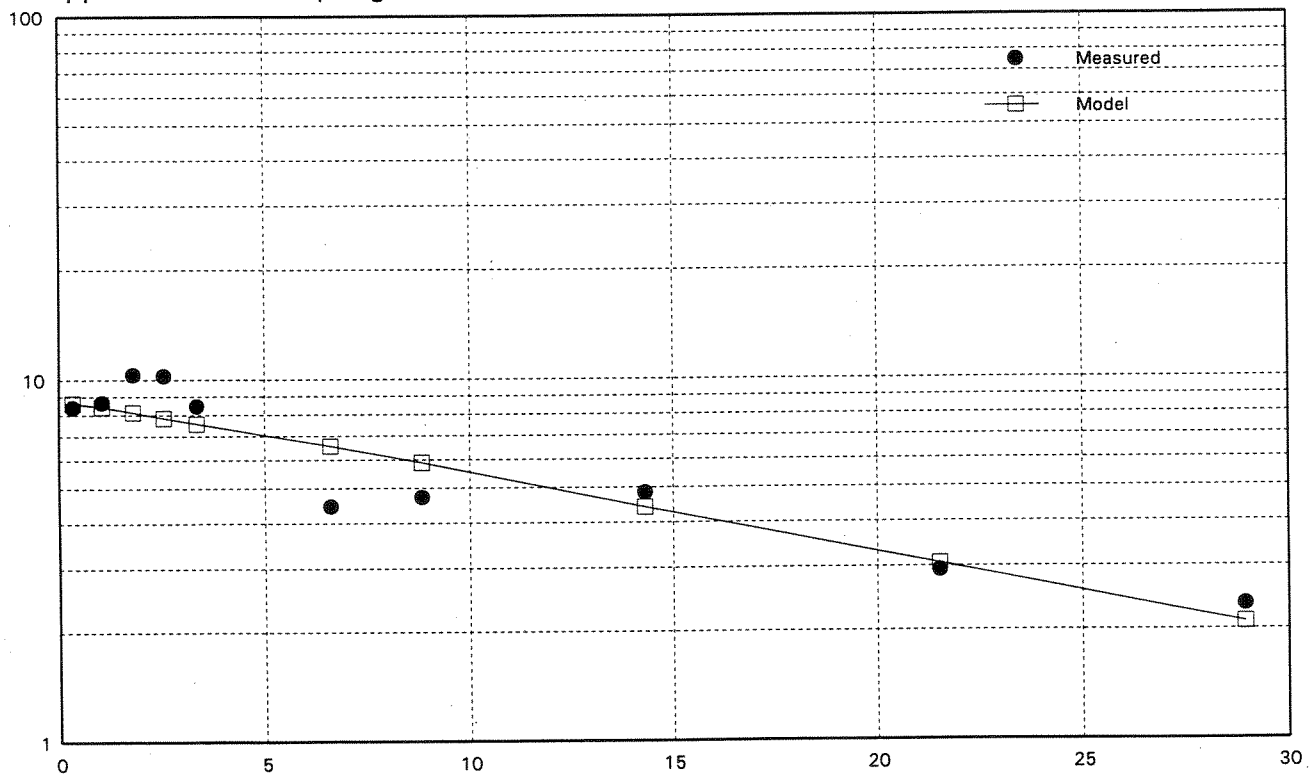


Figure 2. Mass depth (g/cm²)

SAG NR 900108-D35  
 DATO 11. dec. 1995  
 BETEGNELSE Hvaler, st. no. 27  
 OPERATØR AJE

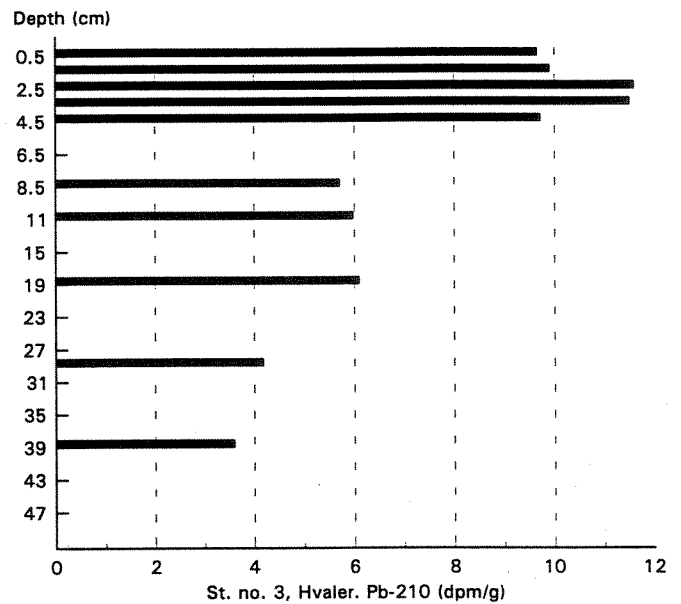
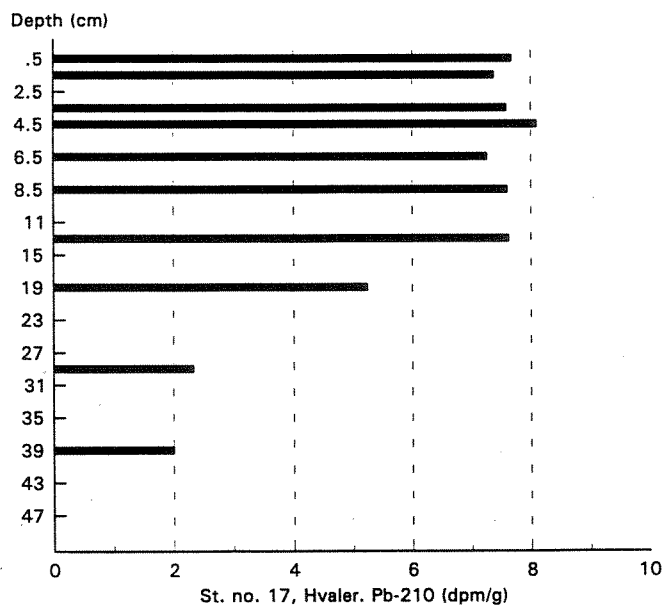
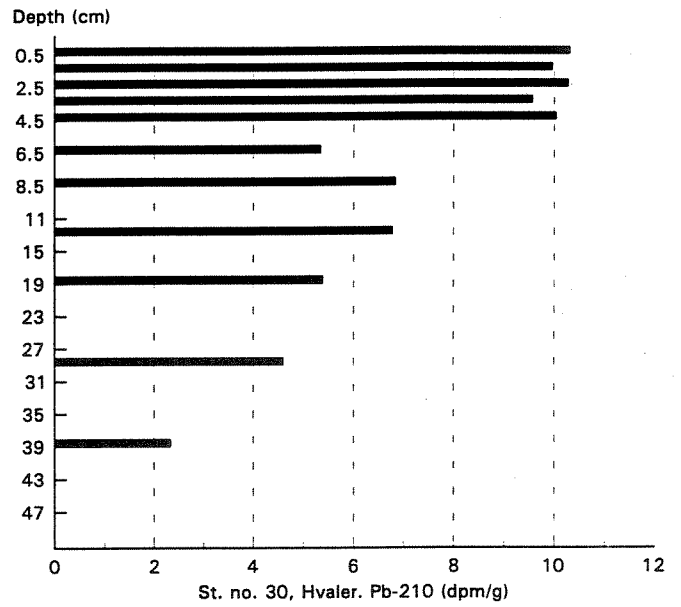
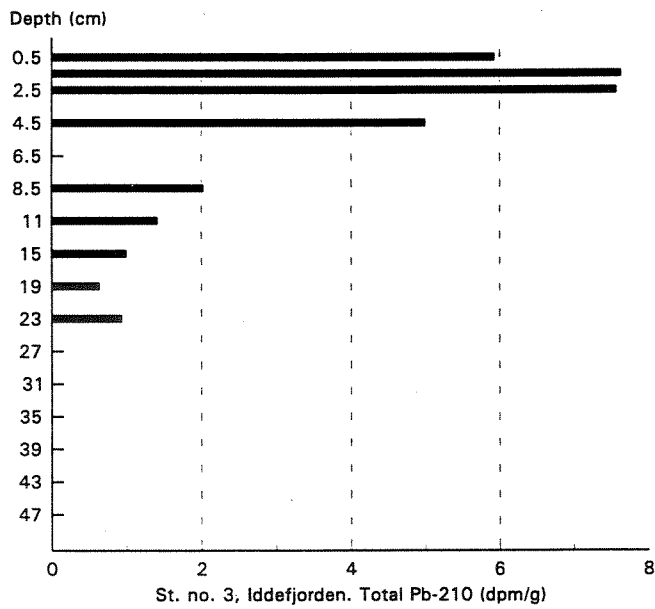
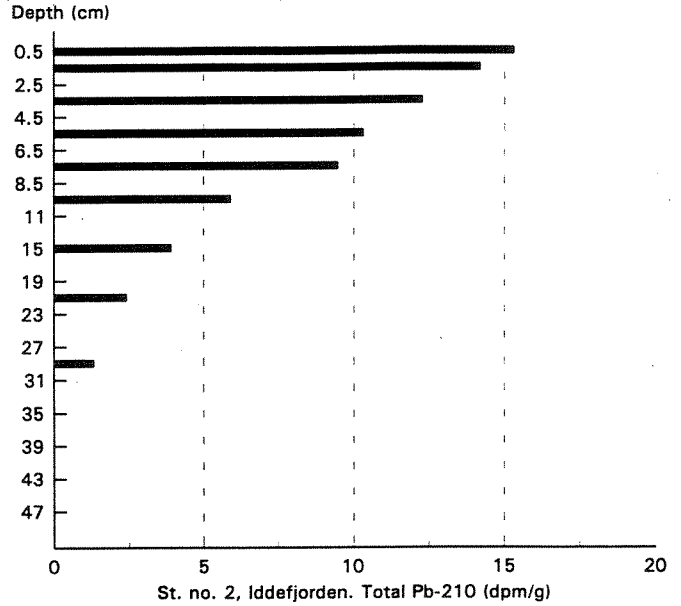
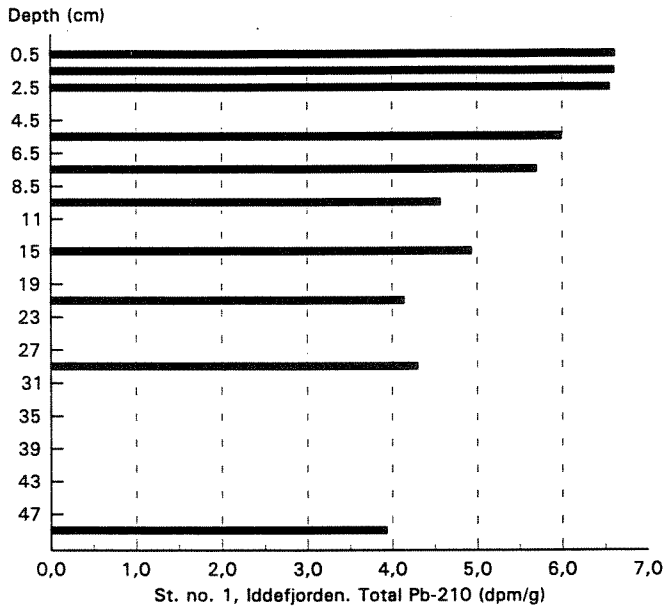
BILAG 68

I	T	B	TS	GL	TPB	STPB	TRV	TV	MD	LD	UPB	SUPB
cm	cm	cm	% vv	% ts	dpm/g	dpm/g	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>2</sup>	g/cm <sup>2</sup>	cm	dpm/g	dpm/g
1	0	1	47.58	IM	9.65	0.37	0.666	0.67	0.33	0.50	8.40	0.38
2	1	2	52.44	IM	9.90	0.38	0.765	0.77	1.05	1.50	8.65	0.39
3	2	3	51.40	IM	11.58	0.46	0.743	0.74	1.80	2.50	10.33	0.47
4	3	4	52.02	IM	11.49	0.50	0.756	0.76	2.55	3.50	10.24	0.51
5	4	5	56.37	IM	9.71	0.45	0.852	0.85	3.36	4.50	8.46	0.46
6	5	6	53.57	IM	IM	IM	0.790	0.79	4.18	5.50	IM	IM
7	6	7	54.61	IM	IM	IM	0.812	0.81	4.98	6.50	IM	IM
8	7	8	54.50	IM	IM	IM	0.810	0.81	5.79	7.50	IM	IM
9	8	9	53.57	IM	5.70	0.40	0.790	0.79	6.59	8.50	4.45	0.41
10	9	10	53.57	IM	IM	IM	0.790	0.79	7.38	9.50	IM	IM
11	10	11	50.47	IM	IM	IM	0.724	0.72	8.13	10.50	IM	IM
12	11	12	47.37	IM	5.97	0.38	0.662	0.66	8.83	11.50	4.72	0.40
13	12	13	47.89	IM	IM	IM	0.672	0.67	9.49	12.50	IM	IM
14	13	14	48.40	IM	IM	IM	0.682	0.68	10.17	13.50	IM	IM
15	14	15	48.09	IM	IM	IM	0.676	0.68	10.85	14.50	IM	IM
16	15	16	47.78	IM	IM	IM	0.670	0.67	11.52	15.50	IM	IM
17	16	17	48.35	IM	IM	IM	0.681	0.68	12.20	16.50	IM	IM
18	17	18	48.92	IM	IM	IM	0.692	0.69	12.89	17.50	IM	IM
19	18	19	49.85	IM	IM	IM	0.711	0.71	13.59	18.50	IM	IM
20	19	20	50.78	IM	6.09	0.32	0.730	0.73	14.31	19.50	4.84	0.34
21	20	21	50.63	IM	IM	IM	0.727	0.73	15.04	20.50	IM	IM
22	21	22	50.47	IM	IM	IM	0.724	0.72	15.76	21.50	IM	IM
23	22	23	50.21	IM	IM	IM	0.719	0.72	16.48	22.50	IM	IM
24	23	24	49.95	IM	IM	IM	0.713	0.71	17.20	23.50	IM	IM
25	24	25	50.37	IM	IM	IM	0.722	0.72	17.92	24.50	IM	IM
26	25	26	50.78	IM	IM	IM	0.730	0.73	18.64	25.50	IM	IM
27	26	27	50.57	IM	IM	IM	0.726	0.73	19.37	26.50	IM	IM
28	27	28	50.37	IM	IM	IM	0.722	0.72	20.10	27.50	IM	IM
29	28	29	50.21	IM	IM	IM	0.719	0.72	20.82	28.50	IM	IM
30	29	30	50.06	IM	4.18	0.20	0.715	0.72	21.53	29.50	2.93	0.23
31	30	31	50.97	IM	IM	IM	0.734	0.73	22.26	30.50	IM	IM
32	31	32	51.88	IM	IM	IM	0.753	0.75	23.00	31.50	IM	IM
33	32	33	51.33	IM	IM	IM	0.742	0.74	23.75	32.50	IM	IM
34	33	34	50.78	IM	IM	IM	0.730	0.73	24.49	33.50	IM	IM
35	34	35	51.04	IM	IM	IM	0.736	0.74	25.22	34.50	IM	IM
36	35	36	51.30	IM	IM	IM	0.741	0.74	25.96	35.50	IM	IM
37	36	37	51.51	IM	IM	IM	0.745	0.75	26.70	36.50	IM	IM
38	37	38	51.71	IM	IM	IM	0.750	0.75	27.45	37.50	IM	IM
39	38	39	51.61	IM	IM	IM	0.748	0.75	28.20	38.50	IM	IM
40	39	40	51.51	IM	3.59	0.20	0.745	0.75	28.94	39.50	2.34	0.22

ANTAL LINIER = 40 PRØVEINTERVAL = 1.00 CM (0-10 cm)  
 SPB = 1.25 DPM/G PRØVEINTERVAL = 2.00 CM (10-40 cm)  
 SSPB = 0.10 DPM/G  
 PRØVETAGNING = 1995 SEDIMENTATIONSRATE = 6135 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSDYBDE = 0.3 CM STANDARDAFVIGELSE = 845 G/M2/YEAR  
 BLANDINGSINT. = 6434 CM\*\*2/YEAR LINEÆR AKK. RATE (TOP) = 8.7 MM/YEAR

SPB : SUPPORTED PB-210 SSPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ SPB  
 IM : IKKE MÅLT STPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ TPB  
 DPM : DISINTEGRATIONER/MINUT TRV : TØR RUMVÆGT  
 I : INDEX TV : TØR VÆGT  
 T , B : DYBDE TOP OG BUND MD : MASSE DYBDE  
 TS : TØRSTOF LD : LINIÆR DYBDE  
 GL : GLØDETAB UPB : UNSUPPORTED PB-210  
 TPB : TOTAL PB-210 SUPB : STANDARDAFVIGELSE PÅ UPB









**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 3440-96

ISBN 82-577-2976-0