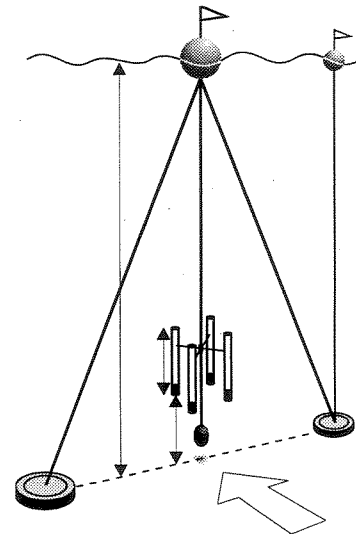
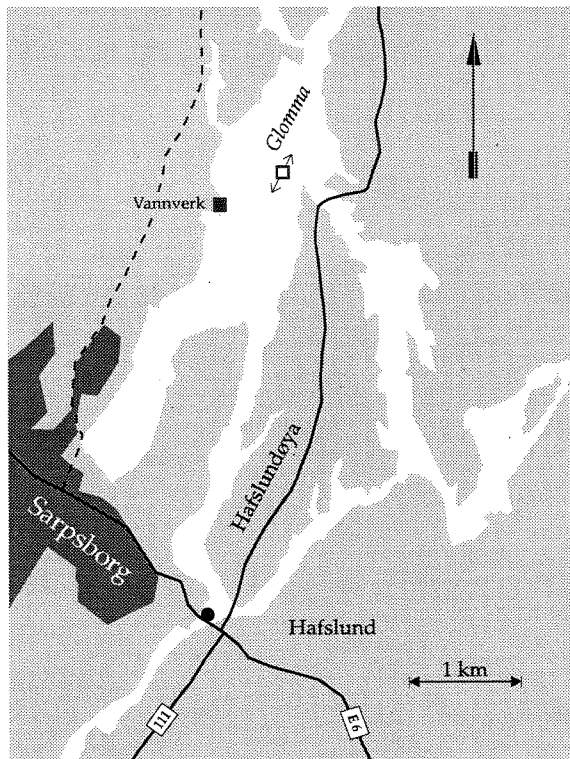


OSPAR

Utprøving av sedimentfeller i strømmende vann (elv) 1997.

Innsamling av sedimenterende materiale fra Glomma for analyse av PCB, PAH og olje/GC-BTEX.



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel OSPAR. Utprøving av sedimentfeller i strømmende vann (elv) 1997. Innsamling av sedimenterende materiale fra Glomma for analyse av PCB, PAH og olje/GC-BTEX.	Løpenr. (for bestilling) 3870-98	Dato 25.04 1998
	Prosjektnr. Undernr. O-97140	Sider Pris 38
Forfatter(e) Holtan, Gjertrud Helland, Aud	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon 75
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsreferanse Dag S. Rosland
---	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>På oppdrag for SFT har NIVA i 1997 undersøkt om innsamling av sedimenterende materiale ved bruk av sedimentfeller kunne være en egnet metode også i rennende vann (elv). En sedimentfellerigg med fire sedimentfeller ble utplassert i Glomma oppstrøms Sarpfossen. Riggeren stod ute fra 20. mars til 3. november, dvs. i den isfrie perioden. Det ble samlet inn tilstrekkelig materiale for kvalitativ analyse av de ønskede komponenter; TOC, PCB, PAH og olje/GC-BTEX. De høyeste konsentrasjoner ble funnet ved lavest vannføring, men verdiene var svært lave. Alle tilførselstall var også lave. De utførte målinger og beregninger synes for usikre til å kunne vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag av PCB til det marine miljø. Det er sannsynlig at den benyttede teknikken underestimerer transporten av lindan, muligens også av de øvrige komponenter. Det må fremheves som positivt at analyseresultatene for felle materialet og fra sedimentene i Øyeren var sammenliknbare/like, og at det var rimelig samsvar med beregningene fra Glomma-estuariet. Slik sett kan felle teknikken - på stilleflytende elvestrekninger - kanskje gi bedre PCB-data enn analyse av vannprøver.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> OSPAR Glomma Sedimenterende materiale Miljøgifter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> OSPAR Glomma Sedimenting material Micro pollutants
---	--

Gjertrud Holtan

Gjertrud Holtan

Prosjektleder

ISBN 82-577-3452-7

Dag Berge

Dag Berge

Forskningsjef

**UTPRØVING AV SEDIMENTFELLER I
STRØMMENDE VANN (ELV) 1997**

**Innsamling av sedimenterende materiale fra
Glomma for analyse av PCB, PAH og olje/GC-
BTEX**

Forord

På møte i Working Group on Inputs to the Marine Environment (INPUT) i Oslo, november 1996, ble medlemslandene invitert til å delta i et pilotstudium for prøvetaking og analyse av PCB (polyklorerte bifenyler), PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og olje i partikler i elvevann som tilføres det marine miljø. Bare tre av medlemslandene var villige til å delta i undersøkelsen. Til tross for den lave interessen bestemte Norge seg for å gjennomføre en slik undersøkelse i et av hovedvassdragene, Glomma. Denne rapporten presenterer resultatene fra undersøkelsen.

Prosjektet er administrert og finansiert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Prosjektleder i SFT er Dag S. Rosland og ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Gjertrud Holtan.

Vannføringsdata fra Glomma er innhentet fra Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB). Fylkeslaboratoriet i Østfold har samlet inn vannprøver fra Glomma ved Sarpsfossen og utført analyser av suspendert tørrstoff.

Utsetting og innhenting av sedimentfeller har vært utført av Erik Bjercknes og Frank Kjellberg. Terje Hopen har bidratt med EDB-teknisk assistanse og Lida Henriksen med redigering av rapporten.

Analyser av TOC, Olje/GC-BTEX samt PAH og PCB er utført ved NIVA, og ansvarlige har vært henholdsvis Håvard Hovind, Lasse Berglind og Einar M. Brevik. Aud Helland har deltatt ved planlegging av undersøkelsen og ved utarbeiding av rapporten. Dag Berge, Jon Knutzen og Dag S. Rosland har gitt kommentarer til rapporten. Alle takkes for sine bidrag.

Oslo, april 1998

Gjertrud Holtan

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Organiske mikroforurensninger	9
1.3 Tidligere undersøkelser	10
2. METODER	11
2.1 Type sedimentfelle/Utplassering	11
2.2 Feltarbeid	11
2.3 Prøveopparbeiding og analyser	12
3. RESULTATER OG KOMMENTARER	13
3.1 Vannføring	13
3.2 Suspendert partikulært materiale (SPM) i vannprøver	13
3.3 Analyseresultater av sedimenterende materiale (SPM) i fellene	15
3.4 Stofftransport	18
4. REFERANSER	22
ANNEX 1	23
ANNEX 2	26
ANNEX 3	30
ANNEX 4	35

Sammendrag

På møte i Working Group on Inputs to the Marine Environment (INPUT) i Oslo, november 1996, ble medlemslandene invitert til å delta i et pilotstudium for prøvetaking og analyse av PCB (polyklorerte bifenyler), PAH (polysykliske hydrokarboner) og olje i partikler i ellevann som tilføres det marine miljø. Til tross for lav interesse fra de fleste medlemslandene, bestemte Norge ved Statens forurensningstilsyn (SFT) seg for å gjennomføre en slik undersøkelse i et av hovedvassdragene, Glomma. Foreliggende rapport presenterer resultatene fra undersøkelsen.

Hovedmålet med prosjektet har vært å vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag for tilførselen av PCB, PAH og olje/GC-BTEX til det marine miljø, og om innsamling av sedimenterende materiale (SM) ved bruk av sedimentfeller kunne være en egnet metode også i rennende vann.

Ved NIVA brukes sedimentfeller ved undersøkelser i fjordområder og innsjøer, men har ikke tidligere vært benyttet i strømmende vann. Ved litteratursøk nasjonalt og internasjonalt viste det seg at sedimentfeller bare har vært benyttet i strømhastigheter fra 0 til 0.5 m/s. Selv om strømhastigheten i undersøkelsesområdet det meste av året oftest er <1 m/s, kan den i flomperioder øke til mer enn det dobbelte. I slike tilfeller kan sedimentfellene enten samle for mye eller for lite materiale ("over/undertrapping"). Kvantitative beregninger blir da usikre.

Midlere vannføring for 1997 i Glomma ved Solbergfoss var noe lavere enn normalt (670 i forhold til ca. 700 m³/s), men relativt høy (>1000 m³/s) fra medio mai til medio juli.

En sedimentfellerigg med fire sedimentfeller ble utplassert i Glomma oppstrøms Sarpsfossen (i dyprenna på 8 meter utenfor Sarpsborg vannverk). Riggene stod ute fra 20. mars til 3. november 1997, dvs. i den isfrie perioden.

Det ble samlet inn tilstrekkelig materiale for analyse av de ønskede komponenter; TOC, PCB, PAH og olje/GC-BTEX, selv i perioder med høy vannføring. De høyeste konsentrasjoner ble for samtlige komponenter funnet ved lavest vannføring, men alle verdier var lave.

I alminnelighet er BTEX, PCB og PAH assosiert med organiske fraksjoner i sedimentene. Meget lavt innhold av både klororganiske stoffer og PAH må ses i sammenheng med det lave innholdet av organisk karbon i det sedimenterende materialet (6.5 % av den totale TOC-transporten i ellevannet). Organiske partikler sedimenterer bare langsomt spesielt i strømmende vann.

Den mindre effektive oppsamlingen av organiske vs uorganiske partikler forklarer til en viss grad de lave konsentrasjonene av de analyserte komponentene som ble funnet i det sedimenterende materialet. Både for lindan og PCB var imidlertid de målte konsentrasjoner på samme nivå som konsentrasjoner målt i Øyerens overflatesedimenter ettersommeren 1995, noe som skulle vise at de analyserte verdier er representative for forholdene i Glomma oppstrøms Sarpsfossen - Øyerområdet.

Stofftransporten av de undersøkte komponenter (TOC, PCB, PAH og olje/GC-BTEX) er forsøkt estimert, men det må understrekes at de ovenfor nevnte usikkerhetsfaktorer også gjelder transportverdiene.

Alle tilførselstall var lave. De utførte målinger/beregninger synes for usikre til å kunne vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag av PCB til det marine miljø. Det er sannsynlig at den benyttede teknikken underestimerer transporten av lindan, muligens også av de øvrige komponenter.

Det må fremheves som positivt at analyseresultatene for felle materialet og fra sedimentene i Øyeren viste samme konsentrasjonsnivå, og at det var rimelig samsvar med beregningene fra Glomma-estuarieret. Slik sett kan felle teknikken når den benyttes på stilleflytende elvestrekninger, kanskje gi bedre PCB-data enn analyse av vannprøver. Imidlertid gjenstår å forklare gapet mellom anslag/-beregninger av den samlede PCB-flyt i samfunnet og de overveiende lave verdier, som så langt er registrert, i det som burde være et hovedtransportmedium i vann.

Ved kontinuerlig prøvetaking i norske elver bør muligens et annet prinsipp vurderes, f.eks. en eller annen form for pumpesystem med oppkonsentrering. Dette vil imidlertid ikke være sammenliknbar med utstyr (sedimentfeller) brukt i andre OSPAR-land, hvilket var en viktig grunn for å undersøke om innsamling av sedimenterende materiale på denne måte også kunne fungere tilfredsstillende i stilleflytende partier av norske elvesystemer.

Summary

TESTING OF SEDIMENT TRAPS IN RUNNING WATER (RIVER GLOMMA 1997)

At the meeting of Working Group on Inputs to the Marine Environment (INPUT) in Oslo, November 1996, the Contracting Parties to the Oslo and Paris Conventions were invited to participate in a pilot study on riverine inputs of Oil, PCBs and PAHs to the maritime area. Only three Contracting Parties indicated their willingness to participate. In spite of the relatively low interest, Norway decided to go through with the study in one of the main rivers (Glomma). This report presents the results from the study.

Collection of sedimenting material/settling particles (SM) by cylindrical sediment traps for analyses of TOC, Oil/GC-BTEX, PCB and PAH in the river Glomma.

The main goals of this study was twofold, namely to find out if riverine inputs of the abovementioned micro pollutants contribute considerably to the total loads of these determinands to maritime area, and if collection of sedimenting material (SM) by sediment traps also could be a suitable method for determination of the Oil/GC-BTEX, PCB and PAH content in SM in running waters (rivers).

Sediment trap studies have become more common during the last decades. Sediment traps are used for studies of the downward flux of sedimenting material (SM) in lakes and marine waters. Factors as the ratio between the diameter and length of the cylinder, the water flow velocity and characteristics of the SM, influence the efficiency of the trapping. Both flow velocities and SM vary over the year in the river Glomma. It was therefore some uncertainty regarding the representativity of the quantities and type of SM collected.

Materials and methods

Sampling site: Sediment traps were deployed in the river Glomma, upstream Sarpsfossen about 30 km above the outlet to the sea. The width of the river at the sampling site is 900 - 1100 meters and the depth about 8 meters (approximately 9 meters at high river flow). Even if the flow velocity (current speed) at this location is rather low, mostly below 1 m/s, it might increase to more than 2 m/s when flooding. The duration of the flooding is usually about a month in spring/early summer (May-July), but flood might also occur for a shorter period in autumn.

Type of sediment traps / measurements: The flux of sedimenting material in the river was measured using cylindrical sediment traps of plexiglass with a diameter of 10 cm and a height of 1 m. They were installed with a replaceable box in the bottom. This type of sediment trap is used and function well in lakes and fjord waters, but as far as we know it has never been used in running waters (rivers), due to the factors mentioned above. Even if

the flow velocity at the chosen locality is low (on annual average about 1 m/s or less), it is far beyond the current velocity in lakes and fjords which, according to the literature, is between 0 and 0.5 m/s (in most cases from 0 to 0.1 - 0.2 m/s). It was therefore uncertain if the equipment would work satisfactorily or work at all.

To be able to collect sufficient material for analysis of total organic carbon (TOC), Oil/GC-BTEX, polychlorinated biphenyls (PCB) and polyaromatic hydrocarbons (PAH), 4 sediment traps, all positioned 3 - 5 meters below the water surface and 1 meter above the river bottom, were used. Natrium azide was used as preservative to prevent the organic matter from decay. The study lasted from 20. March to the beginning of November (which is the period normally free of ice).

The sampling periods lasted normally a month. Immediately after collection the boxes were brought to the Norwegian Institute for Water Research (NIVA) for further treatment of the samples.

Results

The material collected was, in all cases, sufficient for analyses of the mentioned organic micro pollutants.

Oil, PCB and PAH were found in most samples even in periods of high water flow. The highest concentrations were for all components found in periods of lowest water flow, but all concentrations were low. This must be seen in connection with the very low TOC-content of the trapped material, about 2%. This is probably due to dilution by the sedimentation of mineral particles and the fact that most of the TOC occurs as dissolved organic carbon (DOC). The TOC-concentration in the sediments of greater lakes in Norway, normally is about 15% of dry weight. It is important to notice that the settling rate of the organic particles is much slower than the inorganic, and thus more difficult to collect in the water phase of the running water. In general, the BTEX, PCB and PAH are associated with the organic fractions in the sediments.

The less efficient trapping of organic vs inorganic particles explains to some extent the low concentrations of the analysed components found in the trapped material. The concentrations of lindane and PCBs were, however, of the same order of magnitude as the measured values of the surface sediments of the lake Øyeren (the lake closest to the sampling site) on the 25th of July 1995. This means that the values found are representative for the conditions in the river Glomma, upstream the Sarpsfossen - Øyeren area.

Monthly input of micro pollutants or input in the different periods have been estimated, but it should be noticed that the factors of uncertainty mentioned above also apply to the input values.

All input values were very low. The measurements/calculations carried out seem too uncertain to enable an evaluation of whether the riverine inputs of PCBs are a considerable contribution to the total PCB load to the maritime area. In any case the results indicate that the technique is underestimating the real input of lindane, possibly also of the other components.

It must, however, be pointed out as a positive factor, that the concentrations of the different determinands of the sampling site compared to Øyeren were of the same order of magnitude, and also comparable with the measurements in the Glomma estuary. This indicates that the sediment trap technique, might give better PCB-data than analyses of water samples.

If it is decided to pursue with this type of study, one or another sort of pump system combined with up concentration, should be considered. It is then recommended that the variability of SPM in the river water is examined in both space and time.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Undersøkelsen baserer seg på bruk av sedimentfeller, noe som er blitt mer og mer vanlig i marine områder de senere år. I slike områder fanger sedimentfeller opp partikulært materiale i vannmassene som med tiden synker til bunns og bygger opp bunnsedimentene. Mengden partikulært materiale fanget opp i sedimentfeller gir ikke et direkte mål for hvor mye partikler som sedimenterer i et område. Målingene reflekterer hvor mye materiale som er på vei mot bunnen, og betegnes gjerne som fluks av partikulært materiale. Det sedimenterende materialet i vannmassene gir en indikasjon på hvilken sedimentkvalitet man kan forvente i området på sikt. Bunnsedimenter, sedimenterende materiale (SM) og suspendert partikulært materiale (SPM) i vannmassene er imidlertid ikke direkte sammenlignbare. Både SPM og sedimenterende materiale (SM) har et høyere organisk innhold enn bunnsedimenter og er mer finkornet, ofte uten særlig innhold av sand og silt. En del av SPM vil aldri sedimentere, men forblir i suspensjon. Likeledes vil en del av det sedimenterende materiale i sedimentfellene aldri havne på bunnen i det aktuelle området hvor fellene er plassert.

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

Forholdet mellom diameter og lengde på rørene i sedimentfellene har betydning for hvor effektiv oppsamlingen av SPM fra vannmassene er. Oppsamlingen kan bli for effektiv, og vi får en overfangst (overtrapping). Det samles da mer materiale enn det som reelt er på vei til bunnen. Motsatt er underfangst (undertrapping), fellene fanger da for lite materiale. Forsøk har vist at ved økende horisontal strømhastighet øker effektiviteten på oppsamlingen (Gust et al., 1996). Forsøkene ble imidlertid bare utført ved strømhastigheter opp til 30 cm/s. For å forhindre "overtrapping" kan forholdet mellom diameter og lengde på rørene i fellene justeres. I Glomma er hastigheten i gjennomsnitt 1-2 m/s der hvor fellene var utplassert.

Det innsamlede materialet i fellene gir derfor ikke et kvantitativt bilde av hvor mye sedimenterende materiale (SM) som er på vei mot elvebunnen. Materialet gir imidlertid en indikasjon på hvilken kvalitet det suspenderte partikulære materialet i elvevannet har. Basert på total transport av suspendert partikulært materiale (SPM) i vannmassene, beregnet fra vannføring og analyser av vannprøver, kan totaltransporten av de analyserte stoffene i felle materialet beregnes.

Hovedmålet med prosjektet har vært å vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag for tilførselen av PCB, PAH og olje/GC-BTEX til det marine miljø, og om innsamling av sedimenterende materiale (SM) ved bruk av sedimentfeller kunne være en egnet metode også i rennende vann (elv).

1.2 Organiske mikroforurensninger

De organiske mikroforurensningene (OMF) er en samlebetegnelse for en lang rekke forbindelser. De er i hovedsak skapt av mennesker, har ofte negative effekter på miljøet og fører til akkumulering i organismer og i næringskjeder, ofte med negative effekter for topp-predatorer. Atmosfæren er generelt sett den viktigste spredningsveien for OMF til ferskvann. De store mengder som hittil er produsert, og den generelt høye graden av persistens, gjør at de i dag finnes i de fleste økosystemer. OMF kan deles i to hovedgrupper: Klor-bromforbindelsene, som blant annet omfatter polyklorerte bifenyler (PCB), ulike pesticider samt biprodukter som dannes i industriprosesser, og de aromatiske hydrokarbonene som i hovedsak består av disykliske- og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH).

PCB ble produsert fra 1929 til ca. 1977 i ulike blandinger med hensyn til kloreringsgrad for å dekke forskjellige behov i industrien. De ble i starten ikke betraktet som noen trussel for omgivelsene, men senere erfaringer har vist at de kan være miljøskadelige hovedsakelig pga. bredspektret giftvirkning, bestandighet i miljøet og oppkonsentrasjon i næringskjeden. PCB ble produsert i betydelige mengder (1 - 1.5 millioner tonn, Tanabe, 1988) og er fortsatt i bruk i mange land. I Norge ble ny bruk av PCB forbudt i 1980. Sprøytemidler eller pesticider er stoffer som er laget i den hensikt å være giftige for enkelte organismer. Kjente insekticider er DDT og lindan som fortsatt er i bruk i en del land. I tillegg utvikles biprodukter ved industrielle prosesser slik som klorerte benzener (HCB, 5-CB), oktaklorstyren (OCS) og dioksiner (PCDD'er).

I analysene av felle materialet inngår PCB sammen med andre klorerte forbindelser som f.eks. λ HCH (lindan). Det er analysert på 10 PCB-forbindelser (kongenerer): IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, samt 105, 156 og 209 (tabell 1.C (Annex 1)). De 7 første kalles "7 Dutch" og summen av disse PCB₇. Det er denne summen det ofte refereres til i forbindelse med miljøundersøkelser og i "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" (SFT-veiledning 97:03). Løseligheten av PCB i ferskvann er svært lav. Mønsteret for løseligheten for PCB-forbindelsene er sammenlignbar med PAH og avtar stort sett på samme måte med økende molekylvekt.

PAH dannes i hovedsak ved utilstrekkelig forbrenning av organisk materiale (f.eks. fossilt brensel), som biprodukt i industrielle prosesser (aluminium- og ferromangan-verk) og ved bruk av ulike kull- og olje- relaterte produkter. PAH inneholder flere forbindelser som er relativt persistente i enkelte deler av økosystemet, men de akkumuleres i ubetydelig grad i næringskjeder (Knutzen, 1989).

I analysene av felle materialet inngår i total-PAH naftalener og andre disykliske forbindelser (eks. bifenyl) som ofte ikke regnes som ekte PAH (3 - 6 ringer), tabell 1.D (Annex 1). Disse er relativt flyktige, og lagringstid kan redusere konsentrasjonene betraktelig. Blant de ekte ("3-6-rings") PAH-forbindelsene har enkelte potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker. Summen av disse betegnes her KPAH ("carcinogenic" PAH, tabell 1.D), dvs. summen av identifiserte PAH-forbindelser tilhørende gr. 2A eller 2 B i IARC (1987). PAH er vanligvis krystallinske stoffer som har et høyt smeltepunkt og en lav vannløselighet. Vannløseligheten avtar stort sett med økning i molekylvekten.

De organiske mikroforurensninger er som nevnt ovenfor generelt sett lite vannløselige. De kalles derfor ofte for hydrofobe (vannskyende) organiske forurensninger og de adsorberes eller bindes i stor utstrekning særlig til organiske partikler i vannmassene. Transporten av organiske mikroforurensninger er derfor svært avhengig av hvilken type partikler de adsorberes til og hva som skjer med disse

når de transporteres i elver og tilføres innsjøer eller marine områder. Tilførselen av partikler er sesongbetont og episodisk. Det er særlig i forbindelse med snøsmelting og flomsituasjoner at hoveddelen føres med elvene til roligere forhold (innsjø- og/eller fjordbasseng).

1.3 Tidligere undersøkelser

Ved NIVA brukes sedimentfeller ved undersøkelser i fjordområder og innsjøer. Mest aktuelle i denne forbindelse er undersøkelser gjennomført i Hvaler- Singlefjorden (overvåking 1990-1994) og Glommaestuariet i forbindelse med flommen 1995 (Helland, 1996a, 1996b og 1997), samt undersøkelse av sedimentene i Øyeren (Rognerud et al., 1997). Videre kan nevnes en undersøkelse i/utenfor Sandvikselva gjennomført pga. snødumping (Lystad, 1995). Forøvrig har vi ikke kjennskap til at sedimentfeller tidligere har vært benyttet i strømmende vann (elver) i Norge. Ved litteratursøk nasjonalt og internasjonalt viser det seg at sedimentfeller bare er benyttet i strømhastigheter fra 0 og opp til 0.5 m/s og i de fleste tilfeller fra 0 til 0.1 - 0.2 m/s (Wassmann et al., 1990 (bl.a.)). Selv om strømhastigheten det meste av året oftest er <1 m/s i undersøkelsesområdet kan den i flomperioder øke til mer enn det dobbelte (kap. 2.2 og 3.1). Vi har ikke kjennskap til strømhastigheten i det undersøkte området av Sandvikselva, men midlere vannføring (normalen) er ca. 4 m³/s, mens normalen for Glomma ved Solbergfoss er ca. 700 m³/s, slik at de to systemer vanskelig lar seg sammenligne.

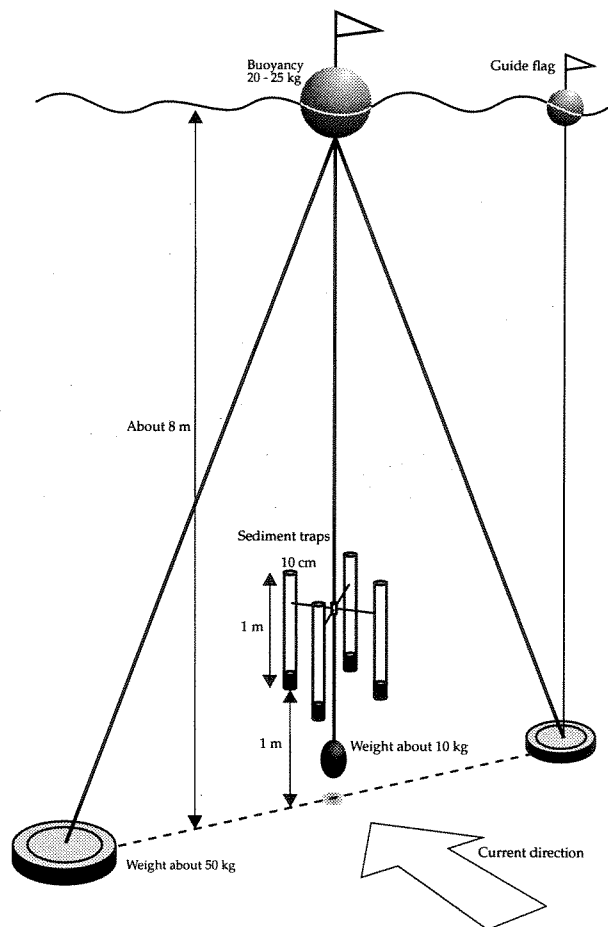


Fig. 1 Sediment traps in the river Glomma upstream Sarpsfossen (see figure 2).

2. METODER

2.1 Type sedimentfelle/Ut plassering

Prøvetakingssted: I mars måned 1997 ble en sedimentfellerigg (fig. 1) utplassert i Glomma, oppstrøms Sarpsfossen, ca. 30 km ovenfor utløpet (fig. 2), dvs. på egnet sted ut for Sarpsborg vannverk, hvor elva er ca. 900 - 1100 m bred, og langs dyprenna på ca. 8 m dyp (ca. 9 m under flom). Elva er her stilleflytende og bunnen består av sand, mudder og slamavleiringer (pers. meddelelse R. Olsen, Sarpsborg kommune).

2.2 Feltarbeid

Det var planlagt utsetting av sedimentfelleriggen (vinter/vår) så snart isen var gått, og innhenting før isen la seg om høsten. Riggen ble satt ut den 20.03.97 og stod ute til den 03.11.97.

Sedimentfellene ble plassert 1 m over bunnen og 3 -5 m under overflaten slik at de ikke skulle være til hinder for båttrafikken i området.

For å samle inn tilstrekkelig materiale for analyse av både TOC, PCB, PAH og evt. olje var det nødvendig å utstyre riggen med 4 feller som hver bestod av en plexiglass-sylinder med indre diameter på 10 cm og en høyde på 100 cm, påmontert en utskiftbar boks i bunnen. Natrium azide ble tilsatt for å hindre nedbrytning av organisk materiale i fellene. Boksene ble skiftet ca. en gang pr. måned, og felle materialet fraktet til NIVA for videre behandling.

Usikkerheter

Ved NIVA brukes som nevnt denne type felle i fjordområder og innsjøer, men da vi ikke hadde kjennskap til at den tidligere har vært benyttet i strømmende vann (elver) i Norge, var vi noe usikre på om utstyret ville fungere tilfredsstillende under slike forhold. Selv om valgt parti i elva er stilleflytende, dvs. at strømhastigheten i området er <1 m/s det meste av året, kan den under flom komme opp i ca. 3 m/s og er i gjennomsnitt ca. 1-2 m/s (pers. medd. G. Molle (GLB)). Vannføringen ved utløpet av Øyeren (noe høyere oppe i elva) kan variere fra 250 - 400 m³/s og opp til 2000 m³/s og enda høyere under flom. I 1995 ble maksimum vannføring målt til 3580 m³/s (den 10. og 11.06), mens den hele året 1996 var lavere enn 1000 m³/s. I 1997 var vannføringen i "felleområdet" høyere enn 1000 m³/s fra 10.05 til 18.07 (tabell 3.A (Annex 3) og kap. 3.1.).

Under forutsetning av at sedimentfellene fungerte som de gjør i fjordområder og innsjøer, noe vi antok ville være tilfelle i perioder med lav vannhastighet, ville de kunne fange opp tilstrekkelig materiale for analyse av de ønskede kjemiske komponenter. Analyseresultatene kan dermed gi indikasjoner på kvaliteten av det sedimenterende materialet, og i tilfelle sammen med data for transport av partikler kunne danne grunnlag for beregning av totaltransporten i felle materialet (se innledningskap.). Kvantitative beregninger av totaltransporten direkte basert på mengde materiale fanget opp i fellene ville derimot bli for usikre, blant annet fordi det var usikkert hvordan sedimentfellene ville fungere ved høyere strømhastigheter (kap. 1.3).

2.3 Prøveopparbeiding og analyser

Sedimentfelle materialet ble skylt tre ganger i destillert vann med sentrifugering (3000 omdr./min) mellom hver gang. Materialet ble deretter frysetørket. De fire parallelle prøvene fra hver periode ble slått sammen for videre analyse. Alle analyser ble utført på frysetørket materiale. I alle prøver ble innholdet av PCB, PAH, Olje/GC (dvs. olje bestemt med gasskromatografisk metode) og BTEX (flyktige aromatiske hydrokarboner) bestemt. Prøvene ble også analysert for TOC (totalt organisk karbon). Spesifisering av analysemetoder er gitt i Annex 4. Vannprøver fra Sarpsfossen for analyse av SPM er samlet inn og analysert ved AS Østfoldlaboratoriet, Moss.

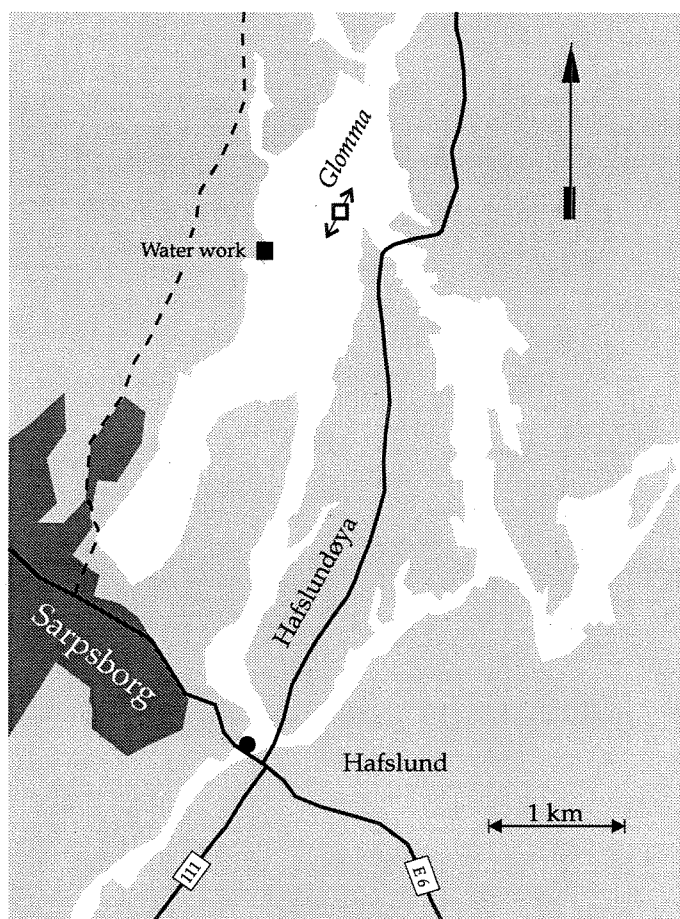


Fig. 2 Glomma at Sarpsfossen.

Sampling position:

- Water samples
- ◻ Sediment traps

3. RESULTATER OG KOMMENTARER

3.1 Vannføring

Vannføringsvariasjoner over året kan arte seg forskjellig avhengig av nedbør, snøsmelting og avrenningsforhold. Snøsmeltingen om våren medfører en årvisst vårflom i mai og/eller juni avhengig av snøsmeltingsforløpet. Avsmeltingen i lavlandet medfører en liten flomtopp. Denne etterfølges av en større flomtopp når snø- og ismeltingen i høyfjellet tar til for alvor. Under forutsetning av en snørik vinter og en kald vår slik at lavlandsflommen og høyfjellsflommen faller sammen, kan vårflommen bli spesielt stor som i 1967, 1987 og 1995. Flommen kommer i så fall sent med kulminasjon i første halvdel av juni. Regnvær under avsmeltingen vil forsterke flomtoppen.

Enkelte år, som f.eks. i 1987, kan det oppstå betydelige flommer om høsten, dette som følge av kraftig regnvær. Andre år med lite nedbør om høsten, som f.eks. i 1995, kan høstvannføringen være spesielt lav.

Reguleringsinngrepene i Glomma og spesielt i Jotunheimen har i noen grad jevnet ut vannføringen over året. Vintervannføringen har økt mens sommervannføringen har avtatt. Oppfylling av kraftverksmagasinene om våren, demper i noen grad vårflommen.

Vannføring for 1997 fra Glomma ved Solbergfoss er registrert av Glommens og Laagens Brukseierforening (GLB). Lokalt tilsig mellom Solbergfoss og prøvetakingsstasjonen er målt og beregnet av GLB. Vannføringsdata ved Sarpsborg vannverk (Baterød), dvs. Solbergfoss pluss lokalt tilsig, fremgår av tabell 3.A (Annex 3) og fig. 3, 4 og 6 som også viser midlere vannføring i de enkelte observasjonsperioder. Total og midlere vannføring i de enkelte perioder fremgår videre av tabell 2.A (Annex 2). Vannføringen ved Baterød avtok fra ca. 400 m³/s ved begynnelsen av året til vel 250 m³/s mot slutten av april. Videre utover i mai økte vannføringen til mer enn 1700 m³/s og var jevnt høy til midt i juli, dvs. høyere enn 1000 m³/s. Maksimum vannføring, 1759 m³/s, ble målt den 7. juli. Ut over sensommeren og høsten var vannføringen omtrent som normalt, men midlere for året var noe lavere (vel 670 i forhold til ca. 700 m³/s). Den relativt høye vannføringen ut over i mai måned skyldes antakelig varmere vær med snøsmelting i lavlandet (lavlandsflom). Det var også noe nedbør på denne tiden og videre fremover. Over året var nedbøren lavere enn normalt (630 i forhold til 801 mm). Temperatur- og nedbørdata fremgår av tabellene 2.A, 3.B og 3.C, i hhv. Annex 2 og 3.

3.2 Suspendert partikulært materiale (SPM) i vannprøver

Analyseresultater for SPM, gløderest og glødetap (organisk stoff) i vannprøver fra Sarpsfossen er gitt i tabell 3.D (Annex 3). I tabell 2.B (Annex 2) fremgår gjennomsnittsverdier for transport i de enkelte undersøkelsesperioder, og i fig. 3.b konsentrasjoner av SPM og organisk stoff (glødetap). Måleresultatene for det partikulære materialet er tatt med for forsøksvis å kunne beregne transport med elvevannet av TOC, Olje/GC, PCB og PAH i SPM. Bortsett fra enkelte høye SPM-verdier i månedene februar og mars var det god overensstemmelse mellom SPM og vannføring, dvs. da lavlandsflommen satte inn i mai måned økte vannets innhold av SPM. Den høyeste verdien (107 mg/l) ble målt den 30. juni etter en relativt lang periode med stor vannføring. Fra dette tidspunkt avtok partikkelinnholdet raskt, og varierte utover sommeren og høsten omtrentlig på samme måte som vannføringen. Ved de høyeste vannføringer besto mer enn 90% av SPM av uorganisk materiale, ved lavere vannføring var innslaget av organiske partikler høyere (opp til 50 % ved en anledning).

Glomma at Sarpsborg Waterwork 1997

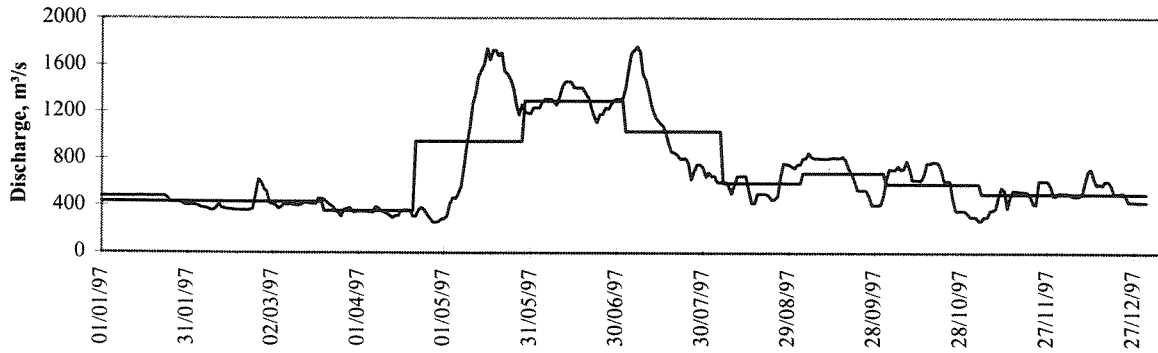


Fig. 3.a. Discharge (mean/day and mean/period).

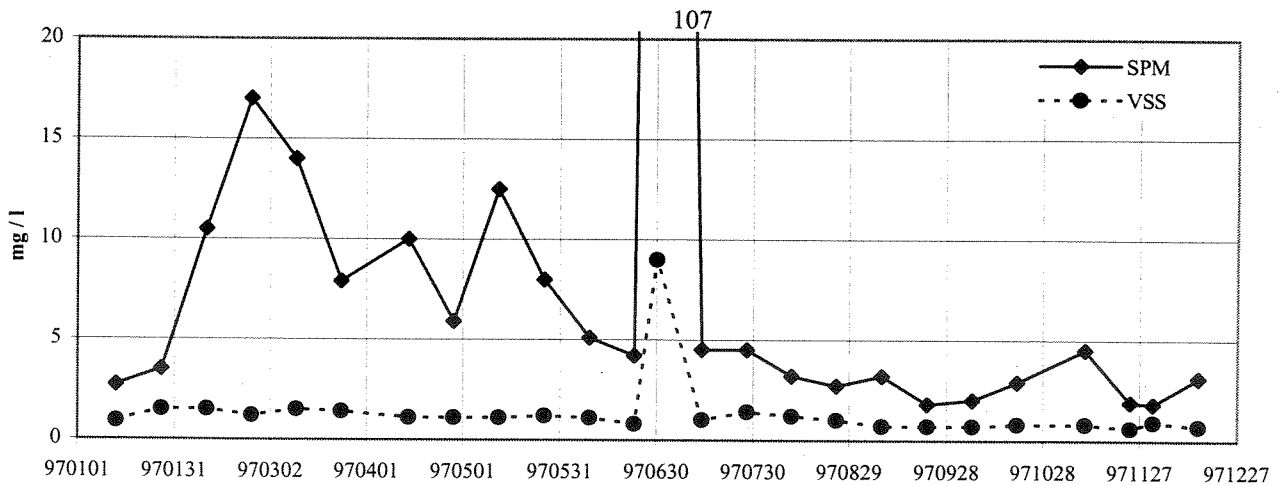


Fig. 3.b. Measured concentrations of suspended particulate matter (SPM) and organic matter (VSS, mg / l).
(VSS=Volatile suspended solids)

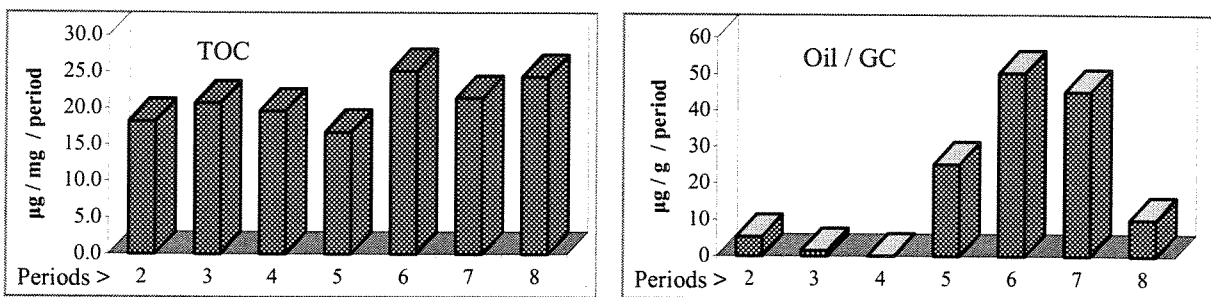


Fig. 3.c. Concentrations of Total organic carbon ($\mu\text{g}/\text{mg}$) and Oil/GC ($\mu\text{g}/\text{g}$) in SM in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97. (The first and last period - which were simulated - are excluded.)

3.3 Analyseresultater av sedimenterende materiale (SM) i fellene

Totalt organisk karbon (TOC)

TOC-innholdet i felle materialet fremgår av tabell 1.A (Annex 1) og fig. 3.c. De målte konsentrasjonene var svært lave i alle prøver, og varierte fra 16.7 til 25.1 µg/mg t.v. Middelverdien, 20.9 µg/mg t.v. utgjør bare ca. 2 % av SM. Antakelig skyldes de lave konsentrasjonene i felle materialet fortykning ved sedimentering av mineralpartiklene, og ikke minst det faktum at meste-parten av TOC-innholdet forekommer som løst organisk karbon (DOC) (Holtan et al., 1991 og 1992). I større innsjøer i Norge er TOC-konsentrasjonene normalt ca. 15 % t.v. av sedimentert partikulært materiale (Holtan, 1995, Rognerud et al., 1997). Det er også viktig å peke på at synkehastigheten av organiske partikler er mye lavere enn for de uorganiske, og derfor mye vanskeligere å samle inn ved sedimentfeller i strømmende vann.

Olje/GC og BTEX

Innholdet av olje/GC og BTEX ble analysert i alle prøvene. Resultatene fremgår av tabell 1.B (Annex 1) og fig. 3.c. Olje/GC-verdiene varierte fra <0.1 til 50.3 µg/g t.v. Den høyeste verdien ble som for TOC målt i august-prøven, dvs. ved relativt lav vannføring (592 m³/s) mens innholdet ikke var detekterbart da vannføringen var på det høyeste (midlere i perioden 1291 m³/s). Det er likevel vanskelig å forklare høye og lave olje/GC-verdier ut fra variasjoner i vannføring da øvrige lave verdier ble målt i vinter-/vår- og senhøst-prøvene da vannføringen var lavest.

Måleresultatene for alle BTEX-analysene var lavere enn deteksjonsgrensen, dvs. <0.1 µg/g t.v. i alle prøver, bortsett fra for benzen og toluen i den første serien som viste hhv. 0.1 og 0.3 µg/g t.v.

Lindan og PCB

Konsentrasjonene av Lindan og de forskjellige PCB-kongenerer i felle materialet ble analysert i alle prøver. Resultatene fremgår av tabell 1.C (Annex 1) og fig. 4.b og c. Også for disse parametre var de målte konsentrasjonene svært lave. Verdiene er likevel sammenliknbare med analyseresultater fra overflatesedimentene i Øyeren, hvor det ble samlet inn sedimentkjerner fra det dypeste området (69 m) den 25.07 1995 (Rognerud et al., 1997).

I foreliggende sedimentfelleundersøkelse ble lindan påvist i to av prøvene, dvs. vinter- og vårserien ved lav vannføring. Midlere verdi, 0.26 µg/kg, var noe høyere enn lindankonsentrasjonen på 0.07 µg/kg som ble funnet i Øyeren-materialet. Lindaninnholdet fra foreliggende undersøkelse var også noe høyere eller på samme nivå som konsentrasjonene i felle materialet fra munningen av Glomma under flommen i 1995. Konsentrasjonene varierte da fra <0.2 til 0.2 µg/kg (Helland, 1996a, b og Helland, 1997). Verdiene er imidlertid mye lavere enn i felle materialet fra utenfor Hvalerøyene i samme flomperiode. Det ble da målt konsentrasjoner på 28 µg lindan/kg t.v. (Helland, 1996).

Mht. PCB ble de "høyeste" verdier (Σ PCB, 1.8/1.4 µg/kg t.v.), også funnet i vinter- og vårserien samt i senhøst-serien, dvs. i periodene med lavest vannføring (roligste forhold). Den letteste eller lavest klorerte PCB-forbindelsen (PCB-28) ble påvist i 5 av prøvene, mens den tyngste, fullklorerte forbindelsen (PCB-209) ikke ble påvist i noen av prøvene. Midlere verdier av både Σ PCB og Σ PCB₇ ligger på samme nivå som tilsvarende verdier fra Øyeren-undersøkelsen, dvs. 1.1 µg/kg t.v. (Glomma) i forhold til 1.16 µg/kg t.v. (Øyeren) og 1.04 i forhold til 1.06 µg/kg t.v. i hhv. Glomma og Øyeren.

Glomma at Sarpsborg Waterwork 1997

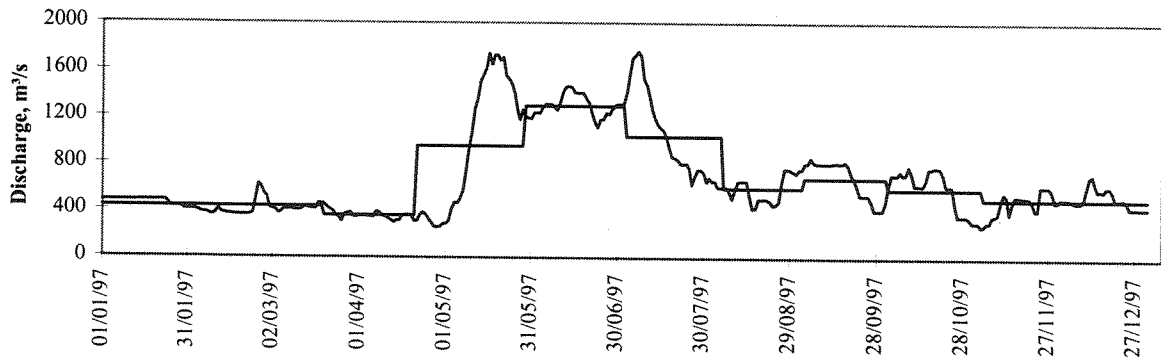


Fig. 4.a. Discharge (mean/day and mean/period).

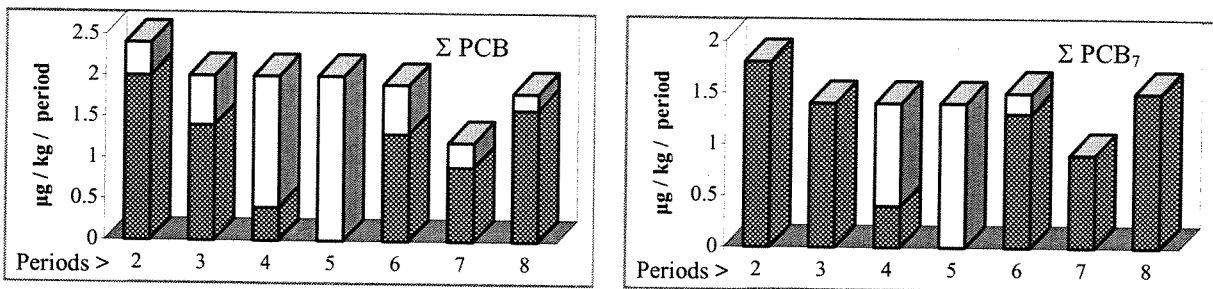


Fig. 4.b. Concentrations of Σ PCB and Σ PCB₇ in SM ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97.

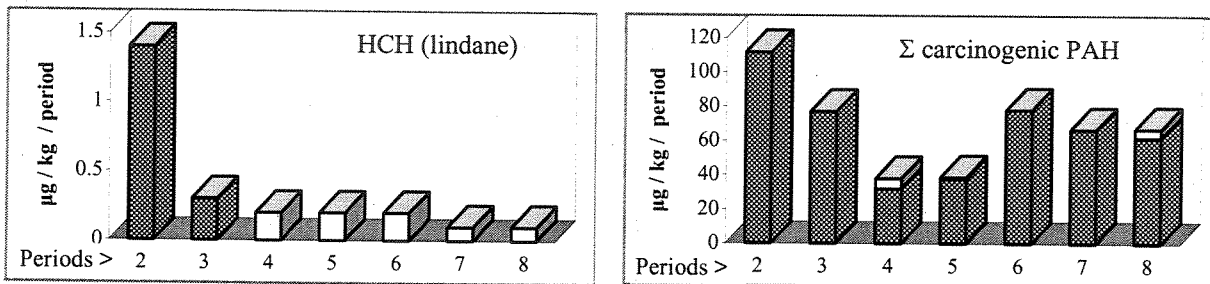


Fig. 4.c. Concentrations of HCH (lindane) and carcinogenic PAH in SM ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97.

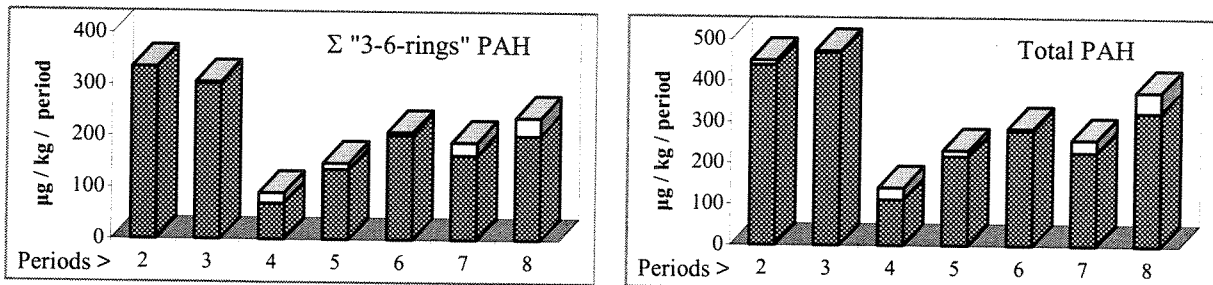


Fig. 4.d. Concentrations of Σ "3-6-rings" PAH and Total PAH in SM ($\mu\text{g}/\text{kg}$) in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97.

Whole columns = upper boundary for the estimate

Dark hatching = lower boundary for the estimate

(The first and last period - which were simulated - are excluded.)

Som en hovedkonklusjon synes de analyserte verdier av PCB og lindan å være representative for forholdene i Glomma oppstrøms Sarpsfossen - Øyerenområdet, noe som også understrekes av den høye sedimentasjonshastigheten i Øyeren (gjennomsnitt for perioden 1967 - 1990: 6.35 mm/år (pers. medd. Jim Bogen)).

Analyseresultatene for PCB fra fellemateriale og sedimentkjerner fra munningen av Glomma var derimot langt høyere ved tidligere undersøkelser og varierte fra 6.6 til 19.1 µg/kg. Det antydes av Helland (1996a,b og 1997) at det antakelig finnes en eller flere PCB-kilder i Glommas munningsområde. I høringsutkastet "Oversikt over mistenkte PCB-tomter i Norge", utarbeidet av Norges Naturvernforbund ved P.-E. Schulze (januar, 1998) er flere mulige "forurenserer" nevnt. Selv om dette er et første høringsutkast, som skal gjennomgås både av bedrifter og Fylkesmennene, er det rimelig å anta at det kan finnes PCB-kilder i dette området.

PAH

Konsentrasjonene av de enkelte PAH-forbindelsene i felle materialet ble analysert i alle prøver. Resultatene fremgår av tabell 1.D (Annex 1). Summen av alle de analyserte PAH-forbindelsene (Total PAH) er også gitt i tabell 2.E.1, summen av de såkalt ekte PAH-forbindelser ("3-6-rings") i tabell 2.E.2 og summen av de karsinogene PAH-forbindelsene (KPAH) i tabell 2.E.3 (Annex 2). Total-PAH, Σ "3-6-rings" PAH og Σ "carcinogenic" PAH er videre fremstilt i fig. 4.c og 4.d. Som for de øvrige analyserte komponenter i felle materialet var de målte verdier lave, og i likhet med PCB-kongenerene ble de høyeste verdiene funnet ved lavest vannføring.

De enkelte disykliske forbindelsene varierte fra lavere enn deteksjonsgrensen til 38 µg/kg t.v., tabell 1.D (Annex 1), mens variasjonsbredden for summen av disse forbindelser var fra 24 til 119 µg/kg t.v. Flere av forbindelsene er relatert til bruk av petroleumsprodukter. Båttrafikk, avrenning fra vei og bensinstasjoner kan være mulige kilder. Akutte utslipp i nedbørfeltet kan gi store variasjoner i det sedimenterbare materialets konsentrasjon av disse forbindelsene.

Σ ekte PAH varierte fra 73 til 366 µg/kg t.v. mens Σ ekte PAH minus perylen varierte fra 70 til 335 µg/kg t.v., tabell 2.E.2 (Annex 2). Av de undersøkte PAH-forbindelsene er det antakelig bare perylen som dannes i naturlige prosesser, mens de andre forbindelsene er mer forbrenningsrelaterte. Diskusjoner vedrørende Σ PAH i et forureningsperspektiv bør derfor ikke inkludere perylen.

Andelen KPAH ("carcinogenic" PAH av Σ ekte PAH var nær 35 % i gjennomsnitt. Benzofluorantenene utgjorde mer enn halvparten av Σ KPAH, mens benzo(a)pyren som er den mest undersøkte forbindelsen blant de kreftfremkallende PAH-forbindelsene, utgjorde 12 % (fig. 5).

Sammenliknet med Øyerenundersøkelsen var midlere verdier av både summen av de analyerte PAH-forbindelsene (total PAH) og Σ KPAH lavere i felle materialet fra Glomma, hhv. 296 µg/kg t.v. (Glomma) i forhold til 372 µg/kg t.v. (Øyeren) og 67 µg/kg t.v. (Glomma) i forhold til 118 µg/kg t.v. (Øyeren).

I undersøkelsesresultatene fra munningen av Glomma var PAH-konsentrasjonene høyere enn i Glomma og også høyere enn i Øyeren, og varierte fra 516 til 634 µg/kg t.v. (total PAH) og fra 126 til 142 µg/kg t.v. (KPAH) (Helland, 1996a, b og 1997).

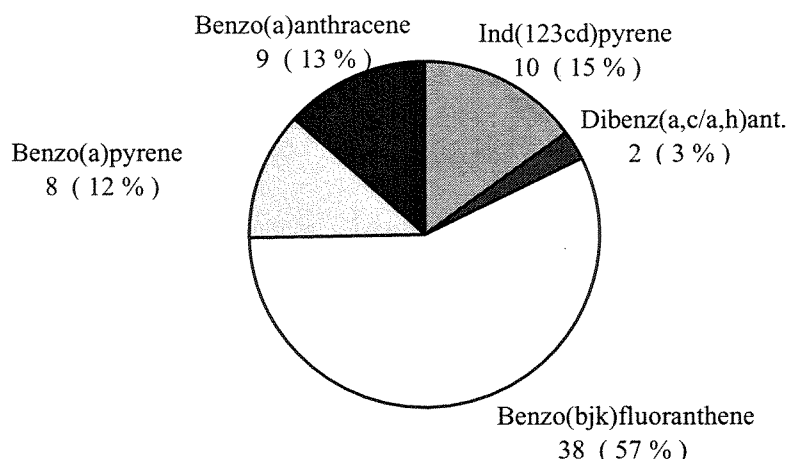


Fig. 5 Relative distribution of the carcinogenic PAH-compounds. The values are average concentration of all measurements.

3.4 Stofftransport

Som nevnt i innledningskapitlet har hovedmålet med prosjektet vært å vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag for tilførselen av PCB, PAH og olje/GC-BTEX til det marine miljø, og om innsamling av sedimenterende materiale ved bruk av sedimentfeller kunne være en egnet metode også i rennende vann.

Totaltransporten av SPM (i elvevannet) i de enkelte perioder er beregnet som summen av daglig transport (produktet av midlere daglig vannføring og konsentrasjonen av SPM i vannet i den aktuelle periode). Total transport av øvrige stoffer i felle materialet er beregnet som gitte andeler av SPM.

I tabellene 2.B - E (Annex 2) fremgår beregnede transportverdier for de undersøkte komponenter. Stofftransport i de enkelte perioder samt døgn-transport er fremstilt i de samme tabeller. For å kunne estimere årsverdier er første og siste måleperiode ekstrapolert til hhv. begynnelsen og slutten av året (tabellen nedenfor).

Table 1. Calculated annual load of Lindane, PCB and PAH in river Glomma.

	λ HCH		Σ PCB		Σ PCB ₇		Total PAH		Σ 3-6 rings PAH		Carcinogen. PAH	
	g		g		g		kg		kg		kg	
	*	**	*	**	*	**	*	**	*	**	*	**
Annual load	97	128	254	545	240	393	67.5	73	46.5	50	15.7	16.6

Measurements below detection limit are treated in two ways:

- *) Detection limit = Zero
- **) Detection limit = Limit.

Månedstransporten av de undersøkte komponenter eller transport i de enkelte perioder er forsøkt estimert, men det må understrekes at de nevnte usikkerhetsfaktorer (kap. 2.2) også gjelder transportverdiene.

TOC er målt i vannprøver fra 1990 til og med 1996, dvs. i 7 år. Gjennom disse årene varierte TOC-transporten fra vel 60.000 til vel 99.000 ("flomåret") tonn pr. år. Gjennomsnittet i de 7 årene er beregnet til ca. 79.500 tonn pr. år. Transporten, basert på oppsamlet partikulært materiale i sedimentfellene, er på 5171 tonn, dvs. 6.5 % av totaltransporten. Det kan synes noe lavt, men når vi vet at det meste av TOC-innholdet foreligger i løst form (DOC), kap. 3.3, er det likevel et rimelig anslag.

I perioden 1991 til 1996 er lindan funnet i alle vannprøver, fra Glomma ved Sarpsfossen, som har vært analysert for denne parameter. Årstransporten av lindan har variert fra 9.7 til 17.01 kg/år, med et gjennomsnitt over 6 år på vel 13 kg. I forhold til dette tilførselstallet synes transporten, basert på felle materialet, på ca. 100 gram pr. år som svært lav. At man finner høyere lindanverdier i vannprøvene og i området utenfor Hvalerøyene ("utaskjærs") kan antakelig forklares ved at lindan er blant de mer vannløselige av de analyserte klororganiske stoffene, som ikke lar seg fange opp i sedimentfellene og heller ikke sedimenterer innenfor øyene.

Total sedimentasjon i Glomma-estuarier (området innenfor Hvalerøyene) av PCB ble under flommen i 1995 beregnet å være 0.6 kg (Helland, 1996b). Det ble videre beregnet at det under flommen sedimenterte like mye som under et normalår, og at ca. 50 % av SPM som tilføres estuarier sedimenterer innenfor øyene. Man kan derfor anta en årlig tilførsel på ca. 1.2 kg PCB til estuarier. Dette er høyere enn tilførselsberegningene basert på sedimentfeller i Glomma (254-545 g/år), men forskjellen kan skyldes at estuarier tilføres PCB fra kilder nedstrøms Sarpsfossen.

I 1991 var transporten av PCB, beregnet på grunnlag av vannprøver fra Glomma ved Sarpsfossen, 0.6 kg/år og i 1994, 17.9 kg. Øvrige år var alle analyseresultatene av PCB lavere enn deteksjonsgrensen, og årstransporten derfor 0 (dvs. tilsynelatende ingen transport av PCB). Det antatte gjennomsnitt i 6-årsperioden blir da. ca. 3 kg/år.

I forhold til anslag for PCB som fortsatt er i bruk (ca. 50 tonn i enheter over 1 kg (Stortingsprop. 1 1995/96) og de mer enn 1000 tonn i lagre man vet om, og i tillegg det man ikke kjenner til (Knutzen, 1997), synes de beregnede tilførsler både fra elvevannet, fra sedimentfellene i Glomma og på estuarier å være bemerkelsesverdige lave, og særlig i forhold til de 300 - 900 kg/år som er beregnet nedfall for Sør-Norge alene (Knutzen, 1997).

For de øvrige komponenter er det tidligere ikke beregnet stofftransport, hverken i elvevannet eller som total belastning på estuarier.

Det kan nevnes at utslipp av PAH til vann, luft og plassert i deponi fra antatt viktigste kilder i 1991 ble anslått til 175 tonn/år (Berge et al., 1993). Av dette ble utslipp til vann anslått til 35 tonn og til luft til 140 tonn/år. På grunnlag av ovennevnte synes PAH-tilførselen fra felle materialet i Glomma (ca. 68 - 73 kg/år) å være svært lav.

Alle tilførselstall synes lave. De utførte målinger og beregninger synes for usikre til å kunne vurdere om elvetilførsler utgjør et vesentlig bidrag av PCB til det marine miljø. Det er imidlertid sannsynlig at den benyttede teknikken ihvertfall underestimerer den virkelige transporten av lindan, muligens også av de øvrige komponenter. Likevel må det fremheves som positivt at analyseresultatene for felle materialet i Glomma og fra sedimentene i Øyeren var på samme konsentrasjonsnivå, og at det var rimelig samsvar med beregningene fra Glomma-estuarier. Slik sett kan felleteknikken, på stilleflytende elvestrekninger, kanskje gi bedre PCB-data enn analyse av vannprøver. Imidlertid gjenstår å forklare gapet mellom anslag/beregninger av den samlede PCB-flyt i samfunnet og de overveiende lave verdier, som så langt er registrert, i det som burde være et hovedtransportmedium i vann.

Glomma at Sarpsborg Waterwork 1997

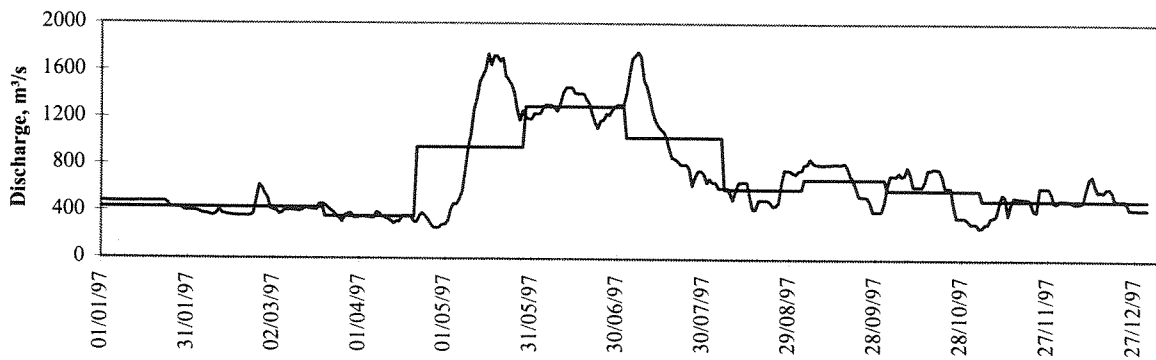


Fig. 6.a. Discharge (mean/day and mean/period)

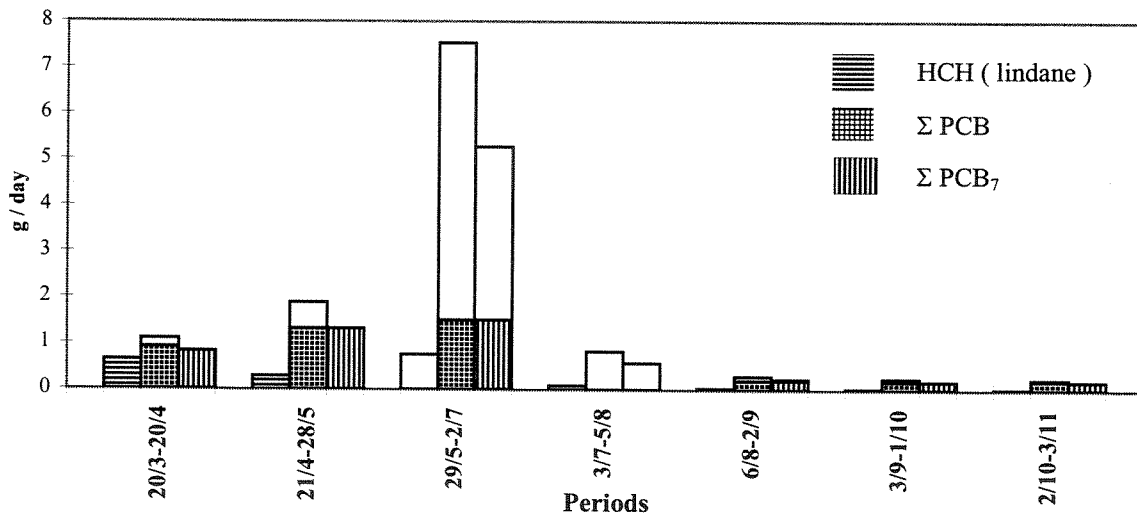


Fig. 6.b. Mean transport of lindane, Σ PCB and Σ PCB₇ in SPM (g/day) in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97.

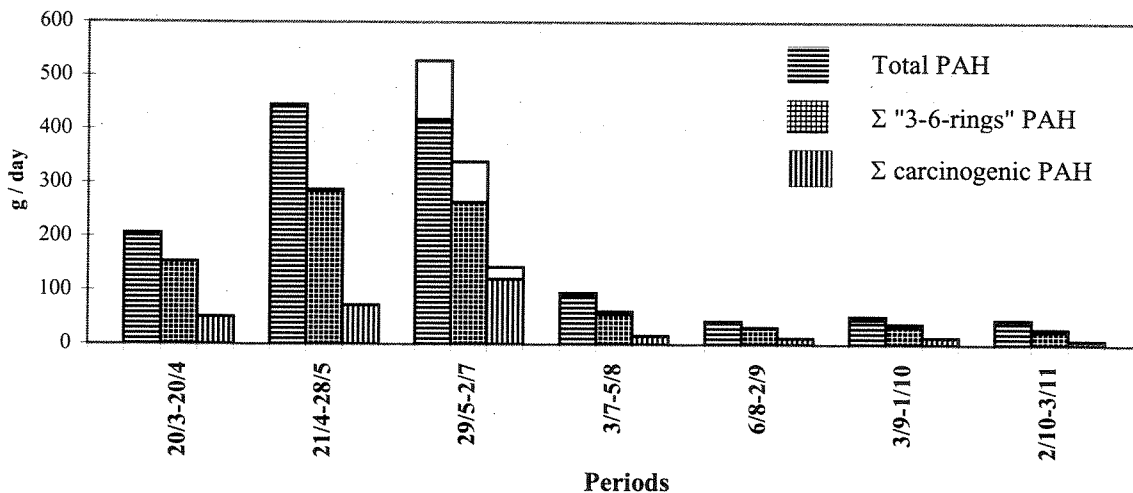


Fig. 6.c. Mean transport of Total PAH, Σ "3-6-rings" PAH and Σ carcinogenic PAH in SPM (g/day) in seven periods (of about one month) from 20.03. - 03.11.97.

Whole columns = upper boundary for the estimate
 Dark hatching = lower boundary for the estimate
 (The first and last period - which were simulated - are excluded.)

4. REFERANSER

- Berge, D., Holtan, G., Innset, B. and Larsen, S., 1995: Materialstrømsanalyse av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH). NIVA/NILU-report, serial no.: 3285. 79 pages.
- Gust, G., Bowles, W., Giordano, S. and Hüttel, M., 1996: Particle accumulation in a cylindrical sediment trap under laminar and turbulent steady flow: An experimental approach. *Aquatic Sciences* 58/4, 1996. Birkhäuser Verlag, Basel. pp 1015-1621.
- Helland, A., 1996a: Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. SFT-report 652/96. NIVA-report, serial no.: 3440-96. 83 pages.
- Helland, A., 1996b: Tilførsel av partikulært materiale til Glommaestuariet og områdene utenfor i forbindelse med flommen i Glomma 1995. SFT-report 664/96. NIVA-report, serial no.: 3503-96. 50 pages.
- Helland, A., 1997: Miljøgifter i sedimenter i Glommaestuariet etter storflommen i 1995. Overvåkingsrapport nr. 707/97. TA 1465/1997. NIVA-report O-95271. Serial No.: 3706-97. 52 pages.
- Holtan, G., D. Berge, Holtan H. and Hopen, T., 1991: Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1990:
A: Principles, results and discussions. SFT-report 452A/91: NIVA report O-90001/Serial No.: 2582. 43 pages.
B: Data report. SFT-report 452B/91. . NIVA-report O-90001/Serial No.: 2577. 103 pages.
- Holtan, G., D. Berge, Holtan H. and Hopen, T., 1992: Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1991:
A: Principles, results and discussions. SFT-report 488A/92. NIVA report O-90001/Serial No.: 2809. 40 pages.
B: Data report. SFT-report 488B/92. NIVA-report O-90001/Serial No.: 2777. 104 pages.
- Holtan, G., D. Berge, Holtan H. and Hopen, T., 1997: Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1996:
A: Principles, results and discussions.
B: Data report. SFT-report 715/97. NIVA-report O-90001/Serial No.: 3740-97. 138 pages.
- Holtan, G., Berglind, L., Bjerknes, E., Brevik, E., Helland, A., Henriksen, L., Hovind, H. and Kjellberg, F., 1998: Paris Convention. Pilot Study on Riverine Inputs of Oil, PCB and PAH to Maritime Area 1997. Status Report prepared for Input (1) 98/1/1-E. Norwegian Institute for Water Research. 13 pages.
- Holtan, H., 1995: Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter. NIVA-report O-92212. Serial No.: 3306. 47 pages.

- IARC 1987: IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IARC monographs. Vol. 1-42. Suppl. 7, Lyon.
- Knutzen, J., 1989: PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-report O-87189/E-88445. Serial No.: 2205. 107 pages.
- Knutzen, J., 1997: Hva er vårt kunnskapsnivå om kilder, forekomst og effekter av miljøgifter? Foretag LAB'97. 9 pages
- Lystad, E., 1995: Snødumping i Sandvikselva - En miljøtrussel? TRITON Marinbiologer AS. Rådgivende biologer. Rapportnr. 35-95-I. 28 pages.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. and Sørensen, J., 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pages.
- Rognerud, S., Fjeld, E. and Løvik, J. E., 1997: Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. NIVA-report 94110. Serial No.: 3699-97. 37 pages.
- Schulze, P.-E., 1998: Oversikt over mistenkte PCB-tomter i Norge, høringsutkast pr. jan-98. Norges Naturvernforbund. 28 pages.
- Tanabe, S. 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. Environ. Pollut. 50: 5-28.
- Wassmann, P., Heiskanen, A.-S. and Lindahl, O., 1991: Sediment traps in marine ecological research and monitoring. Kristineberg Marine Biological Station. Fiskebäckskil, Sweden, 21-25 November 1990. Nurmijärvi 1991. ISBN-952-90-2844-X. 308 pages.

ANNEX 1

Table 1:

Sediment traps in Glomma upstream Sarpsfossen. Data from the 1997 sediment investigation.
(All data is on a dry weight basis.)

A. Concentrations of Total organic carbon in sedimenting material (SM), µg/mg dry weight.

Parameter/sample	20/3-21/4	21/4-29/5	29/5-3/7	3/7-6/8	6/8-3/9	3/9-2/10	2/10-3/11
Total organic carbon	18.2	20.7	19.6	16.7	25.1	21.4	24.3

B. Concentrations of oil/GC and BTEX in sedimenting material (SM), µg/g dry weight.

Parameter/sample	20/3-21/4	21/4-29/5	29/5-3/7	3/7-6/8	6/8-3/9	3/9-2/10	2/10-3/11
Oil/GC	5.3	1.5	<0.1	25.2	50.3	45.1	10
Benzen	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	Masked top
Toluen	0.3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Ethylbenzen	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
p-Xylene	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
m-Xylene	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

C. PCB-concentrations in sedimenting material (SM), µg/kg dry weight.

Parameter/sample	20/3-21/4	21/4-29/5	29/5-3/7	3/7-6/8	6/8-3/9	3/9-2/10	2/10-3/11
TSM/%	35.5	40.3	30.5	35.7	19.9	22.2	18
QCB	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.2	<0.1
HCB	0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.5	0.1
HCHA	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.1
HCHG	1.4	0.3	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.1
CB28	0.4	0.2	<0.2	<0.2	0.3	0.1	0.2
CB52	0.2	0.2	<0.2	<0.2	0.2	0.1	0.2
OCS	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.1
CB101	0.2	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0.1	0.2
DDEPP	0.5	0.2	0.2	<0.2	0.2	0.5	0.2
CB118	0.2	0.2	<0.2	<0.2	0.2	0.1	0.2
CB153	0.3	0.2	0.2	<0.2	0.2	0.2	0.3
TDEPP	0.4	0.3	0.2	<0.2	0.2	0.7	<0.1
CB105	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.1	<0.1
CB138	0.2	0.2	0.2	<0.2	0.2	0.2	0.2
CB156	0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	0.1
CB180	0.3	0.2	<0.2	<0.2	0.2	0.1	0.2
CB209	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.1	<0.1
Sum PCB	2	1.4	0.4	0	1.3	0.9	1.6
Seven Dutch	1.8	1.4	0.4	0	1.3	0.9	1.5

Table 1 (cont.):

D. PAH-concentrations in sedimenting material (SM), µg/kg dry weight.

Parameter/sample	20/3-21/4	21/4-29/5	29/5-3/7	3/7-6/8	6/8-3/9	3/9-2/10	2/10-3/11
Dicyclic:							

Naphthalene	13	39	5	13	7	4.7	29
C1-Naphthalenes	38	16	<2	5.5	8	7.9	23
Biphenyl	3	4	<2	1	2	2.9	6
C2-Naphthalenes	19	35	16	16	11	8	8
C3-Naphthalenes	<5	25	17	13	8	<5	<5
PAH:							

Acenaphthylene	<2	5	<2	<1	1	2.8	<5
Acenaphthene	<2	2	<2	<1	1	2	<5
Fluorene	<2	1	<2	<1	2	1.4	<5
Phenanthrene	42	25	3	8.1	17	13	22
Anthracene	3	<1	<2	3	2	2.5	<5
C1-Dibenzothiophenes	7.3	<2	2	6.1	2	<5	<5
C1-Phenanthrenes	31	21	<2	13	11	<5	9
C2-Dibenzothiophenes	4.7	9	<2	<5	<2	<5	<5
C2-Phenanthrenes	5.3	30	<2	16	<2	<5	<5
Fluoranthene	44	47	5	15	21	19	36
Pyrene	28	32	7	12	17	14	24
C3-Dibenzothiophenes	1.8	13	<5	<5	<2	<5	<5
Benzo(a)anthracene*	11	10	<2	6.1	13	7.9	12
Chrysene	22	18	10	12	27	20	21
Benzo(b,j,k)fluoranthene*	73	43	28	18.9	40	34	30
Benzo(e)pyrene	21	16	3	7.2	15	15	18
Benzo(a)pyrene*	12	9	<2	5.5	11	8.5	10
Perylene	31	42	3	33	38	35	56
Indeno(1,2,3-cd)pyrene*	13	11	4	7.2	12	14	10
Dibenz(a,c/a,h)anthracene*1)	2.6	4	<2	<1	2	2.2	<5
Benzo(ghi)perylene	13	13	8	6	11	13	11
Sum dicyclic (I)	73	119	38	48.5	36	23.5	66
Sum NPD	162.1	213	43	90.7	64	33.6	91
Sum PAH (II)	365.7	351	73	169.1	243	204.3	259
Sum carcinogenic PAH	111.6	77	32	37.7	78	66.6	62
%NPD	37.0	45.3	38.7	41.7	22.9	14.7	28.0
% carcinogenic PAH	25.4	16.4	28.8	17.3	28.0	29.2	19.1
Total PAH (I + II)	438.7	470	111	217.6	279	227.8	325
% TSM	35.5	40.3	30.5	35.7	19.9	22.2	18

* Potentially carcinogenic (Gr.2A + Gr.2B) according to IARC (1987).

1) Only the (a,h) isomer

ANNEX 2

Table 2. Glomma at Sarpsborg Waterwork 1997.

A. Total/mean discharge and precipitation and mean temperature.

1997 Periods	Days in the periods	Discharge millions m ³ /period	Discharge Mean/day m ³ /s	Precipitation		Temperature Mean/period °C
				Total mm/period	Mean/day mm	
1: 1/1-19/3	78	2904	431	106.6	1.37	-1.45
2: 20/3-20/4	32	977	354	20.3	0.63	2.88
3: 21/4-28/5	38	3105	946	80	2.11	7.82
4: 29/5-2/7	35	3903	1291	85.6	2.45	15.63
5: 3/7-5/8	34	3027	1030	21.1	0.62	18.62
6: 6/8-2/9	28	1431	592	41.8	1.49	19.79
7: 3/9-1/10	29	1696	677	104.4	3.60	10.69
8: 2/10-3/11	33	1668	585	60.9	1.85	3.52
9: 4/11-31/12	58	2507	500	109.5	1.89	0.98
Mean Total	365	21219	673	630	1.73	6.83

B. Total and mean transport of Suspended Particulate Matter (SPM) and Total organic carbon (TOC) in SPM.

1997 Periods	Suspended Particulate Matter (SPM)			Total organic carbon (TOC)		
	mg/l	transp./period	transp./day	µg/mg	transp./period	transp./day
		tonnes	tonnes		tonnes	tonnes
1: 1/1-19/3	16.08	46681	598	18.2	850	10.89
2: 20/3-20/4	15.00	14661	458	18.2	267	8.34
3: 21/4-28/5	11.53	35800	942	20.7	741	19.50
4: 29/5-2/7	33.79	131899	3769	19.6	2585	73.86
5: 3/7-5/8	4.62	13997	412	16.7	234	6.87
6: 6/8-2/9	2.98	4259	152	25.1	107	3.82
7: 3/9-1/10	3.44	5841	201	21.4	125	4.31
8: 2/10-3/11	2.42	4036	122	24.3	98	2.97
9: 4/11-31/12	2.70	6761	117	24.3	164	2.83
Mean Total	10.28	263936	723	20.9	5171	14.17

C. Total and mean transport of Oil/GC in SPM.

Measurements below detection limits are treated in two ways :

*) Detection limit = Zero

**) Detection limit = Limit

Periods	Oil / GC Dry weight		Oil / GC Transp. /period		Oil / GC Transport /day	
	µg/g	µg/g	kg	kg	kg	kg
	*	**	*	**	*	**
1: 1/1-19/3	5.3	5.3	247.4	247.4	3.17	3.17
2: 20/3-20/4	5.3	5.3	77.7	77.7	2.43	2.43
3: 21/4-28/5	1.5	1.5	53.7	53.7	1.41	1.41
4: 29/5-2/7	0	0.1	0.0	13.2	0.00	0.38
5: 3/7-5/8	25.2	25.2	352.7	352.7	10.37	10.37
6: 6/8-2/9	50.3	50.3	214.2	214.2	7.65	7.65
7: 3/9-1/10	45.1	45.1	263.4	263.4	9.08	9.08
8: 2/10-3/11	10	10	40.4	40.4	1.22	1.22
9: 4/11-31/12	10	10	67.6	67.6	1.17	1.17
Mean Total	16.97	16.98	146.4	147.8	3.61	3.64

Table 2. Glomma at Sarpsborg Waterwork 1997.

Measurements below detection limits are treated in two ways :

*) Detection limit = Zero

**) Detection limit = Limit

D1. Total and mean transport of lindane in SPM.

1997 Periods	Gamma		HCH		lindane	
	Dry weight		Transport / period		Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ *	$\mu\text{g}/\text{kg}$ **	g *	g **	g *	g **
1 : 1/1-19/3	1.4	1.4	65.35	65.35	0.84	0.84
2 : 20/3-20/4	1.4	1.4	20.53	20.53	0.64	0.64
3 : 21/4-28/5	0.3	0.3	10.74	10.74	0.28	0.28
4 : 29/5-2/7	0	0.2	0.00	26.38	0.00	0.75
5 : 3/7-5/8	0	0.2	0.00	2.80	0.00	0.08
6 : 6/8-2/9	0	0.2	0.00	0.85	0.00	0.03
7 : 3/9-1/10	0	0.1	0.00	0.58	0.00	0.02
8 : 2/10-3/11	0	0.1	0.00	0.40	0.00	0.01
9 : 4/11-31/12	0	0.1	0.00	0.68	0.00	0.01
Mean	0.34	0.44	10.74	14.26	0.26	0.35
Total			97	128		

D2. Total and mean transport of Σ PCB in SPM.

1997 Periods	Σ PCB		Σ PCB		Σ PCB	
	Dry weight		Transport / period		Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ *	$\mu\text{g}/\text{kg}$ **	g *	g **	g *	g **
1 : 1/1-19/3	2	2.4	93.36	112.03	1.20	1.44
2 : 20/3-20/4	2	2.4	29.32	35.19	0.92	1.10
3 : 21/4-28/5	1.4	2	50.12	71.60	1.32	1.88
4 : 29/5-2/7	0.4	2	52.76	263.80	1.51	7.54
5 : 3/7-5/8	0	2	0.00	27.99	0.00	0.82
6 : 6/8-2/9	1.3	1.9	5.54	8.09	0.20	0.29
7 : 3/9-1/10	0.9	1.2	5.26	7.01	0.18	0.24
8 : 2/10-3/11	1.6	1.8	6.46	7.26	0.20	0.22
9 : 4/11-31/12	1.6	1.8	10.82	12.17	0.19	0.21
Mean	1.24	1.94	28.18	60.57	0.69	1.49
Total			254	545		

D3. Total and mean transport of Σ PCB₇ in SPM.

1997 Periods	Σ PCB ₇		Σ PCB ₇		Σ PCB ₇	
	Dry weight		Transport / period		Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$ *	$\mu\text{g}/\text{kg}$ **	g *	g **	g *	g **
1 : 1/1-19/3	1.8	1.8	84.03	84.03	1.08	1.08
2 : 20/3-20/4	1.8	1.8	26.39	26.39	0.82	0.82
3 : 21/4-28/5	1.4	1.4	50.12	50.12	1.32	1.32
4 : 29/5-2/7	0.4	1.4	52.76	184.66	1.51	5.28
5 : 3/7-5/8	0	1.4	0.00	19.60	0.00	0.58
6 : 6/8-2/9	1.3	1.5	5.54	6.39	0.20	0.23
7 : 3/9-1/10	0.9	0.9	5.26	5.26	0.18	0.18
8 : 2/10-3/11	1.5	1.5	6.05	6.05	0.18	0.18
9 : 4/11-31/12	1.5	1.5	10.14	10.14	0.17	0.17
Mean	1.18	1.47	26.70	43.63	0.66	1.08
Total			240	393		

Table 2. Glomma at Sarpborg Waterwork 1997.

Measurements below detection limits are treated in two ways :

*) Detection limit = Zero

**) Detection limit = Limit

E1. Total and mean transport of Total PAH in SPM.

1997 Periods	Total PAH Dry weight		Total PAH Transport / period		Total PAH Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	g	g	g	g
	*	**	*	**	*	**
1: 1/1-19/3	438.7	449.7	20479	20992	262.6	269.1
2: 20/3-20/4	438.7	449.7	6432	6593	201.0	206.0
3: 21/4-28/5	470	473	16826	16934	442.8	445.6
4: 29/5-2/7	111	140	14641	18466	418.3	527.6
5: 3/7-5/8	217.6	231.6	3046	3242	89.6	95.3
6: 6/8-2/9	279	285	1188	1214	42.4	43.4
7: 3/9-1/10	227.8	257.8	1331	1506	45.9	51.9
8: 2/10-3/11	325	375	1312	1513	39.7	45.9
9: 4/11-31/12	325	375	2197	2536	37.9	43.7
Mean	314.76	337.42	7495	8111	184.8	200.0
Total			67451	72995		

E2. Total and mean transport of Σ "3-6-rings" PAH in SPM

1997 Periods	Σ "3-6-rings" PAH Dry weight		Σ "3-6-rings" PAH Transport / period		Σ "3-6-rings" PAH Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	g	g	g	g
	*	**	*	**	*	**
1: 1/1-19/3	334.7	334.7	15624	15624	200.3	200.3
2: 20/3-20/4	334.7	334.7	4907	4907	153.3	153.3
3: 21/4-28/5	302	305	10812	10919	284.5	287.3
4: 29/5-2/7	70	90	9233	11871	263.8	339.2
5: 3/7-5/8	136.1	148.1	1905	2073	56.0	61.0
6: 6/8-2/9	203	209	865	890	30.9	31.8
7: 3/9-1/10	164.5	189.5	961	1107	33.1	38.2
8: 2/10-3/11	203	238	819	961	24.8	29.1
9: 4/11-31/12	203	238	1373	1609	23.7	27.7
Mean	217	232	5166	5551	127	137
Total			46498	49961		

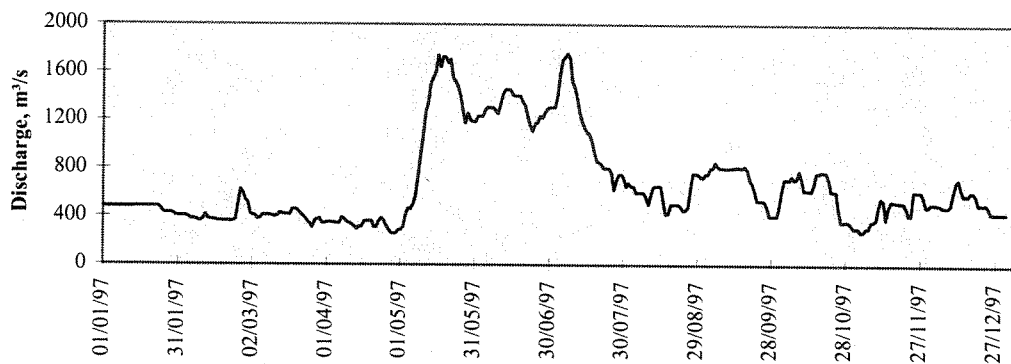
E3. Total and mean transport of Σ carcinogenic PAH in SPM

1997 Periods	Σ carcinogenic PAH Dry weight		Σ carcinogenic PAH Transport / period		Σ carcinogenic PAH Transport/day	
	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	g	g	g	g
	*	**	*	**	*	**
1: 1/1-19/3	111.6	111.6	5210	5210	66.8	66.8
2: 20/3-20/4	111.6	111.6	1636	1636	51.1	51.1
3: 21/4-28/5	77	77	2757	2757	72.5	72.5
4: 29/5-2/7	32	38	4221	5012	120.6	143.2
5: 3/7-5/8	37.7	38.7	528	542	15.5	15.9
6: 6/8-2/9	78	78	332	332	11.9	11.9
7: 3/9-1/10	66.6	66.6	389	389	13.4	13.4
8: 2/10-3/11	62	67	250	270	7.6	8.2
9: 4/11-31/12	62	67	419	453	7.2	7.8
Mean	70.94	72.83	1749	1845	43.1	45.5
Total			15742	16601		

ANNEX 3

Table 3.A. Glomma at Sarpsborg Waterwork (Baterød). Discharge 1997, m³/s.

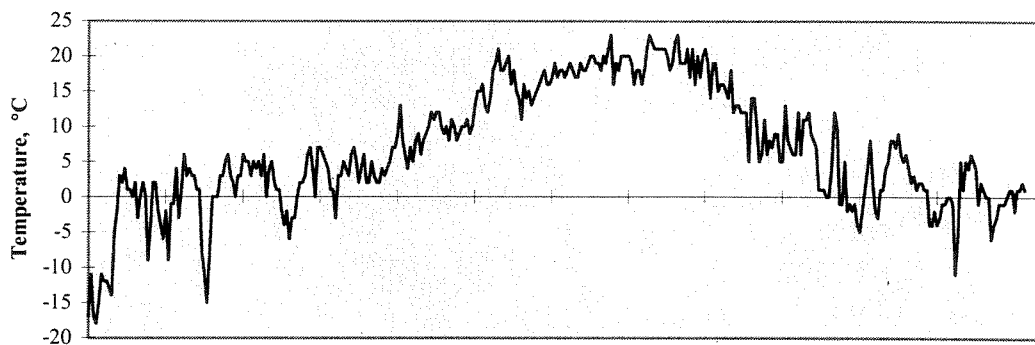
Date	Jan.	Feb.	Mars	April	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
1	479	403	419	350	286	1231	1306	682	752	478	307	510
2	479	403	410	350	312	1232	1309	652	754	613	306	508
3	478	402	403	349	413	1231	1408	652	802	711	272	508
4	478	393	374	346	463	1283	1576	602	806	708	275	505
5	477	378	383	343	461	1308	1700	602	851	706	305	496
6	478	377	410	340	500	1303	1725	601	817	737	305	482
7	477	374	407	389	565	1304	1757	601	805	707	357	482
8	477	361	410	378	734	1283	1712	564	805	716	362	484
9	477	359	407	352	923	1255	1518	502	802	781	378	500
10	477	376	401	344	1061	1324	1470	580	802	717	477	604
11	476	412	397	330	1269	1414	1370	648	803	620	555	692
12	477	378	405	315	1349	1454	1261	652	803	619	531	713
13	477	373	425	293	1501	1456	1184	653	808	617	379	638
14	480	369	422	314	1553	1452	1134	652	810	615	476	580
15	480	366	417	311	1607	1409	1102	526	806	663	531	585
16	480	363	414	356	1739	1403	1081	421	808	761	527	578
17	479	361	412	360	1644	1402	1018	423	817	761	523	611
18	479	361	458	360	1726	1402	934	502	785	772	520	609
19	478	359	459	359	1724	1356	859	500	714	769	518	575
20	479	359	449	307	1677	1319	851	501	673	765	517	504
21	480	357	424	308	1704	1227	832	500	609	707	478	506
22	480	359	406	358	1551	1161	800	485	535	611	414	504
23	479	372	387	383	1519	1108	801	451	532	611	413	509
24	460	492	355	364	1477	1175	802	453	531	609	612	486
25	429	622	337	324	1400	1179	764	479	529	456	611	433
26	429	594	307	289	1267	1233	621	645	483	358	610	433
27	429	538	363	258	1175	1221	697	758	406	358	609	433
28	429	512	372	258	1257	1263	749	755	406	358	564	432
29	420		380	259	1201	1295	750	753	406	357	484	431
30	404		343	285	1187	1307	723	733	405	338	485	432
31	403		343		1185		648	721		306		432
Max. :	480	622	459	389	1739	1456	1757	758	851	781	612	713
Min. :	403	357	307	258	286	1108	621	421	405	306	272	431
Mean :	465	406	397	331	1175	1300	1112	589	689	610	457	522
Median:	477	375	406	344	1267	1299	1081	601	793	620	481	505



Discharge at Sarpsborg waterwork based on measured runoff at Solbergfoss and estimated local inflow (GLB, 1998).

Table 3.B. Glomma at Sarpsfoss. Temperature 1997, °C at 8 o'clock a.m.

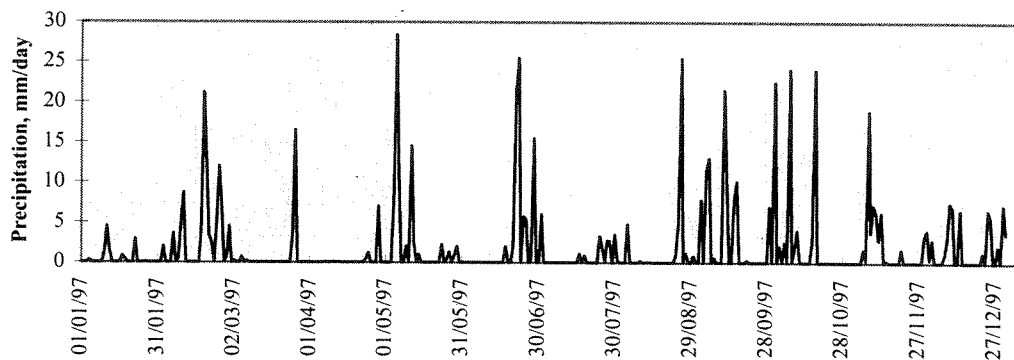
Date	Jan.	Feb.	Mars	April	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
1	-17	-9	3	7	9	15	19	16	19	7	8	0
2	-11	-1	6	6	13	15	17	18	19	6	2	0
3	-17	-1	5	5	8	16	18	18	15	6	-2	-1
4	-18	4	5	4	6	13	18	16	16	12	-3	-11
5	-15	-3	3	1	4	12	17	18	16	6	1	-6
6	-11	1	5	1	7	14	18	21	15	11	1	5
7	-12	6	4	-3	5	18	19	23	14	11	4	1
8	-12	3	5	3	8	19	18	22	18	12	5	5
9	-13	4	3	3	9	21	17	21	12	9	8	4
10	-14	3	6	5	6	18	17	21	13	8	8	6
11	-5	3	0	4	8	18	19	21	13	7	7	5
12	-2	1	4	3	9	19	18	21	12	1	9	4
13	3	1	5	6	10	20	18	21	12	1	6	-1
14	2	-8	2	7	12	16	19	20	12	1	5	2
15	4	-11	1	5	11	18	20	18	5	0	6	1
16	1	-15	1	2	12	15	20	19	14	0	4	0
17	1	-8	-2	4	12	14	19	22	14	4	2	0
18	0	0	-4	6	10	11	19	23	10	12	3	-6
19	2	0	-2	2	9	16	18	19	5	10	1	-4
20	-3	0	-6	2	10	14	20	19	6	-1	2	-3
21	0	3	-3	5	8	15	19	19	11	-1	2	-1
22	2	3	-3	3	11	13	21	21	6	5	1	-1
23	0	5	0	2	10	14	23	17	8	-2	1	-1
24	-9	6	2	2	8	15	16	21	7	-1	-4	0
25	-4	3	2	4	9	16	19	16	9	-2	-4	1
26	2	2	3	3	10	17	18	20	9	-1	-2	1
27	2	0	6	4	10	18	20	17	5	-4	-4	-2
28	-2	3	7	5	11	16	20	20	5	-5	-3	1
29	-4		4	7	9	16	20	21	13	-2	-1	1
30	-6		0	7	10	17	20	19	8	1	-1	2
31	-2		7		13		19	14		4		1
Max. :	4	6	7	7	13	21	23	23	19	12	9	6
Min. :	-18	-15	-6	-3	4	11	16	14	5	-5	-4	-11
Mean :	-5	0	2	4	9	16	19	19	11	4	2	0
Median:	-3	1	3	4	9	16	19	20	12	4	2	0



Glommen's & Laagen's Water Management Association (GLB, 1998).

Table 3.C. Glomma at Sarpsfoss. Precipitation 1997, mm/day.

Date	Jan.	Feb.	Mars	April	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
1	0	0	0	0	0	0	6	0	0.1	22.5	0	0.4
2	0	2	0	0	0	0	0	0	8	0	0	3
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
4	0	0	0	0	8	0	0	5	12	0	0	0
5	0	0	1	0	28	0	0	0	13	3	2	0
6	0	4	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	24	19	1
8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3
9	0	6	0	0	2	0	0	0	0	2	7	7
10	2	9	0	0	0	0	0	0	0	4	6	7
11	5	0	0	0	15	0	0	0	22	0	3	0
12	2	0	0	0	3	0	0	0	10	0	6	0
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	1	0	10	3	0	0
17	1	4	0	0	0	2	0	0	0	24	0	0
18	0	21	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
19	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0
21	0	3	0	0	0	22	0	0	0	0	0	0
22	3	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	1
23	0	5	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
24	0	12	0	1	0	6	3	5	0	0	0	7
25	0	7	4	0	0	5	2	26	0	0	0	5
26	0	0	17	0	1	0	0	0	0	0	0	0
27	0	1	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0
28	0	5	0	7	1	16	3	0	0	0	0	2
29	0		0	0	2	0	0	0	7	0	3	0
30	0		0	0	0	0	4	1	0	0	4	7
31	0		0		0		0.2	0		0		3.6
Max. :	5	21	17	7	28	26	6	26	22	24	19	7
Min. :	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mean :	0	3	1	0	2	3	1	1	3	3	2	2
Median:	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



Glommen's & Laagen's Water Management Association (GLB, 1998).

Table 3.D. Glomma at Sarpsfossen 1997. Water samples.
 Concentrations of Suspended Particulate Matter (SPM) in Water (mg/l).
 (FSS/Fixed suspended solids/Residue by ignition)
 (VSS/Volatile suspended solids/loss by ignition)

Date	SPM mg/l	FSS mg/l	VSS mg/l	VSS % of SPM
970113	2.7	1.8	0.9	33
970127	3.5	2	1.5	43
970210	10.5	9	1.5	14
970224	17	15.8	1.2	7
970310	14	12.5	1.5	11
970324	7.9	6.5	1.4	18
970414	10	8.9	1.1	11
970428	5.9	4.8	1.1	19
970512	12.5	11.4	1.1	9
970526	8	6.8	1.2	15
970609	5.1	4	1.1	22
970623	4.2	3.4	0.8	19
970630	116	107	9	8
970714	4.5	3.5	1	22
970728	4.5	3.1	1.4	31
970811	3.2	2	1.2	38
970825	2.7	1.7	1	37
970908	3.2	2.5	0.7	22
970922	1.8	1.1	0.7	39
971006	2	1.3	0.7	35
971020	2.9	2.1	0.8	28
971110	4.5	3.7	0.8	18
971124	1.9	1.3	0.6	32
971201	1.8	0.9	0.9	50
971215	3.1	2.4	0.7	23

ANNEX 4

DESCRIPTION OF ANALYTICAL METHODS

All samples have been analysed at the Norwegian Institute for Water Research (NIVA). Brief descriptions of the analytical methods employed for the investigation are listed below. The content of total solids (%) is determined by freeze drying.

Note that the descriptions do not necessarily list which specific compounds of PAHs and PCBs are determined. These can be derived from the tables.

A. Determination of total carbon and, Carlo Erba combustion method (H. Hovind, priv. com.)

The method is valid for the determination of carbon and nitrogen in dried materials and non-volatile, liquids, and in filtered materials collected on a glass fiber filter. The concentration range for the determination is 0.1 % - 100 %. The dried materials must be homogenized to powder, because the weighed amount of material is from 0.5 to 10 mg. The detection limits are:

0.1 % carbon - 1.0 µg/mg C

For the filtered samples the detection limit is dependent on the value of the blind filter and the volume of sample filtered.

The principle. A dried sample is weighed into tin capsules, which are digested at about 1800 °C in helium saturated with oxygen. By use of catalysts the digestion will be complete. Excess of oxygen is eliminated with copper heated to approximately 650 °C. The combustion gases then are passing through a chromatographic column, and the CO₂ gas is detected in a hot wire detector. The area under the signals are integrated, and these values are treated in a computer programme where the concentrations are calculated, given as percentage.

Reference:

Carlo Erba, Elemental analysis lab, 1987: Application Laboratory Reports.

B. Gaschromatographic determination of oil in water and sediments. (L. Berglind, priv. com.)

An internal standard was added to the samples and a standard with a known concentration of diesel oil before shaking with dichloromethane. Non-hydrocarbons in the extracts were removed with florisil before analysis with GC/MSD in full scan 40-400 amu. Oil concentrations were calculated by comparing the total peak areas of samples and standard in the C₁₀-C₃₀ range.

Reference:

The analytical methods are modified versions of the procedures in Sticting Concawe "Methods for the analysis of oil in water and soil". Report No. 9/72.

BTEX

Deuterated toluene was added as an internal stand to the samples and BTEX-standards followed by extraction with dichloromethane. A part of the extracts was injected on GC/MSD in SIM. Concentrations of BTEX were calculated by comparing with the standards.

Reference:

Sporstoel et al. : " Description of a Method for Automated Determination of Organic Pollutants in Water" J. Intern.Anal.Chem. vol.21. 1985.

**C. Determination of PCB in sediments
(E.M. Brevik, priv. com.)**

From 1992 the quantification has been performed with an HP 5890 Series II gas chromatograph equipped with a ⁶³Ni electron-capture detector and a fused-silica capillary column: 60m x 0.25 mm I.D., 0.25 mm Rtx-35 (65%dimethyl-35% biphenyl polysiloxane) from Restek Co-operation, Bellefonte, USA. The samples has been disintegrated and extracted by acetone/cychlohexane (1:1), using a 475W ultra sonication probe. The cychlohexane fraction has been isolated by centrifugation of the sample and cleaned up by HPLC/GPC . The extract has been evaporated to 2 ml and further cleaned up by conc. sulphuric acid and analysed for PCBs and chlorinated pesticides (Brevik , 1978). The gas chromatographic optimisation/quantification procedures follow the guidelines given by ICES (1990). The PCB-congeners quantified are: IUPAC. No. : 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180. Further details concerning extraction, clean-up and quantification procedures are given by Pedersen-Bjergaard et al. (1996).

References:

- Brevik, E.M., 1978: Gas chromatographic Method for the Determination of Organochlorine Pesticides in Human Milk. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19: 281.
- Pedersen-Bjergaard, S. et al. 1996: Capillary gas chromatography combined with atomic emission detection for the analysis of polychlorinated biphenyls. Journal of Chromatography A, 723: 37-347.

D. Determination of PAH in sediments **(L. Berglind, priv. com.)**

The analytical methods have been described by Berglind and Gjessing (1980) and are briefly:

- 1.. Extraction of PAH in water and sediments
2. Clean-up of the extracts
3. Separation av PAH with GC/MSD
4. Identification and quantification of PAH.

Water samples were extracted in the sample bottles with cyclohexane after addition of internal standards. Sediment samples were freeze-dried and then extracted in Soxhlet with dichloromethane after addition of internal standards.

The extracts were cleaned with GPC before analysis with GC/MSD in SIM.

References:

- Berglind, L. og E. Gjessing 1980: Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Internt NIVA-notat.
- Grimmer, G and Bøhnke H.: "Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils and Fats by Gas Chromatography". J. of the AOAC, 58 no.4, 725-733 (1975).

Comment on detection limit

The detection limits are approximations based on 3 times the standard deviation of the 'blank' or near zero concentration solution. Day-to-day variations in the analytical instrument may lead to minor variation in detection limits.

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 3870-98

ISBN 82-577-3452-7