

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

Rapportnummer: 0-82063
Undernummer:
Løpenummer: 1660
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvatnet 1982-1983	Dato: 13/6-1984
	Prosjektnummer: 0-82063
Forfatter(e):  Jon Knutzen	Faggruppe: Hydroøkologisk div.
	Geografisk område: Telemark
	Antall sider (inkl. bilag): 39

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen Tinfos Jernverk A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

## Ekstrakt:

Heddalsvatnets sedimenter er markert forurenset med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), opp til 50 ganger et antatt bakgrunnsnivå i overflate-sedimenter (0-2 cm) ca 200 x i noe dypereliggende lag (2-10 cm). Belastningsmålingene ble avbrutt ved nedleggelse av silicomanganproduksjonen ved Tinfos Jernverk før årsskiftet 1982-83, men resultatene tydet på markert redusert tilførsel sammenlignet med hva det må ha vært tidligere. PAH-konsentrasjonene i utløpet fra innsjøen varierte over mer enn en størrelsesorden, men var i middel ikke mer enn omkring 3 x vanlig forekommende nivåer i overflatevann uberørt av punktkilder. Innholdet av potensielt kreftfremkallende stoffer var lavt i både vann og fisk. Sedimentene viste en viss forurensning med kvikksølv, men mest i eldre lag.

4 emneord, norske:
1. PAH
2. Metaller
3. Mangansmelteverk
4. Heddalsvatnet 1982-1983
5. Sedimenter

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

6. Fisk

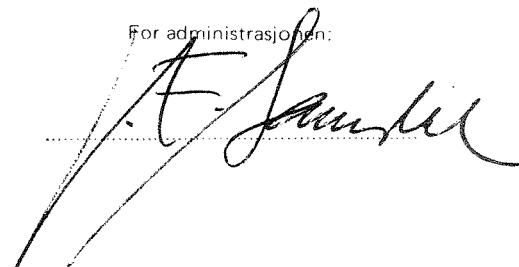
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0834-8

0-82063

Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller

I Heddalsvatnet 1982-1983

Rapporten avsluttet 13/6 1984

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere : Lasse Berglind

Arne Erlandsen

*Morten Johannesen*

*(Telemark Distriktshøgskole)*

## FORORD

Foreliggende rapport er utført på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT, Kontrakt nr. 241/82), Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen, og Tinfos Jernverk A/S. Med mindre endringer, redegjort for i teksten, er undersøkelsen utført i henhold til programforslag i NIVA's brev av 12/10 1982.

Hovedkontakt med oppdragsgiverne har vært overing. Nils Evju (SFT).

Morten Johannesen, Telemark Distriktshøgskole, Bø, (nå hos fylkesmannen i Telemark) har vært ansvarlig for ukentlig innsamling av vannprøver fra Sauereelva og for fangst av fisk til PAH-analyse.

Ved Tinfos Jernverk har ing. Ole Rønningen stått for prøveinnsamling av avløpsvann og vært behjelpelig med opplysninger om driftsforhold ved behandlingsanlegget for gassvaskevann.

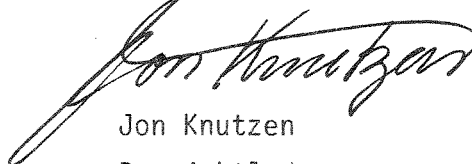
Jan Reistad, Hydrologisk avd., NVE, har bistått med vannføringsdata fra Heddøla og Tinnelva.

Ved instituttet har Arne Erlandsen og Jarl Eivind Løvik utført feltarbeidet med innsamling av vann- og sedimentprøver fra Heddalsvatnet.

Arne Erlandsen har dessuten bistått med gjennomlesning av rapportutkast. Hovedansvarlige henholdsvis for PAH-analysene og for metallanalysene i sedimenter har vært Lasse Berglind og Håvard Hovind.

Alle de ovennevnte takkes for samarbeidet.

Oslo, 13/6 1984



Jon Knutzen  
Prosjektleder

## Innhold

	Side:
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	7
4. BELASTNING MED PAH	11
5. PAH I VANN	13
5.1 Sauerelva og tilløpselvene	13
5.2 Heddalvatnet	14
5.3 Observasjoner fra Norsjø	15
6. PAH I SEDIMENTER	17
6.1 Fordeling og lager av PAH	17
6.2 Jevnføring med bakgrunnsnivåer	19
6.3 Utvikling over tid	20
7. PAH I FISK	21
8. PAH-SAMMENSETNING I AVLØPSVANN, RESIPIENTVANN OG SEDIMENTER	22
9. METALLER I SEDIMENTER	25
10. VURDERING AV BEHOV FOR VIDERE UNDERSØKELSER	27
11. LITTERATUR	28
APPENDIKS	32

## 1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I. Hovedformålet med de foretatte undersøkelser har vært å belyse forurensningssituasjonen i Heddalsvatnet mht. belastning med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra Tinfos Jernverk A/S, transport av disse stoffene, hvorav noen er potensielt kreftfremkallende, ned i drikkevannskilden Norsjø, eventuell forekomst av PAH i fisk, samt utbredelsen av PAH-forurensning i sedimentene.

I tillegg er det foretatt orienterende observasjoner av sedimentenes metallinnhold.

II. Art og omfang av undersøkelsens deler fremgår av tabell 1, kap. 3. Observasjonsstedene er vist i fig. 1, s. 8.

III. Nedleggelse av silicomanganproduksjonen ved Tinfos Jernverk i slutten av 1982 medførte stans i belastningsmålingene da 4 av planlagt 10 døgnblandprøver var analysert. Med forbehold om spinkelt grunnlag for bestemte konklusjoner tydet resultatene på lavere belastning i måleperioden enn det har vært tidligere (kap. 4 og tabell A1). Den målte mengde pr. år fra behandlingsanlegget var lavere enn anslag for diffus tilførsel via Heddøla og Tinnelva.

IV. Målingene av PAH-innhold i vann fra utløpet av innsjøen viste konsentrasjoner varierende fra vel 20 til over 400 ng/l (kap. 5.1, en ekstremverdi utelatt). Aritmetisk middelvei for månedsblandprøvene var ca 120 ng/l, mot en antatt bakgrunnsverdi for bare diffust belastet overflatevann opp til ca 50 ng/l. Disse resultater kan derfor ikke forklare de episodisk høye PAH-konsentrasjoner som er funnet i vann fra Norsjø. Det er mulig at uttransporten ved oppvirvlede sedimenter er så episodisk og støtvis at det ikke er fanget opp ved den ukentlige prøvetaking.

V. PAH-forurensningen i sediment gjorde seg gjeldende over hele Heddalsvatnet (fig. 2, s. 18). Jevnført med et tilnærmet bakgrunnsnivå var overkonsentrasjonene i overflateavleiringer (0-2 cm) opp til 50 ganger, og for noe dypere lag omkring 200 ganger (tabell A3). Sammenligning

med 1979-observasjonen kan tyde på noe minskede PAH-konsentrasjoner i sedimentets øverste lag, men observasjonene på de to tidpunkter har ikke vært fullt sammenlignbare.

De mest tungtløselige, deriblant potensielt kreftfremkallende PAH, var anriket i sedimenter i forhold til i avløpsvann og resipientvann (fig. 3, s. 24).

- VI. PAH-innholdet i fisk (kap. 7) var lavt, dvs. ikke avvikende fra et antatt bakgrunnsnivå.
- VII. Kvikksølvinnholdet i sedimenter (kap. 9) tydet på en viss forurensningsbelastning i en tidligere periode, men overkonsentrasjonene begrenset seg til 10-20 ganger (mindre i øverste sedimentlag). Også for kadmium var det vitnesbyrd om en mulig, men flekkvis utbredt overbelastning (5-10 gangers overkonsentrasjon). Bly og mangan viste svakt forhøyede konsentrasjoner, mens derimot sink bare forekom i normale konsentrasjoner.

Det forhøyede kvikksølvinnholdet skyldes sannsynligvis tidligere bruk av dette metall som middel mot sopp ved produksjon av tremasse.

## 2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Ved en orienterende undersøkelse i Heddalsvatnet i august 1979 ble det observert høyt innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)<sup>1)</sup> i en tilførselsbekk som førte avløpsvann fra Tinfos Jernverk A/S; i vann fra innsjøens hovedbasseng og i sedimentene (Knutzen og Berglind, 1980).

Ifølge opplysninger fra SFT og bedriften har det vært silicomanganproduksjon siden slutten av 1920-årene. Gassvaskeanlegg ble installert i 1963 og behandling av avløpsvann fra gassvaskingen begynte i 1974.

Blant de spørsmål som da meldte seg var:

- Mulig hygieniske konsekvenser ved transport av PAH til drikkevannskilden Norsjø.  
I hvilke konsentrasjoner og mengder fraktes PAH ut av Heddalsvatnet?
- Har fisk fra Heddalsvatnet uønsket høyt innhold av PAH?
- Hvor stor er belastningen med PAH fra den sannsynlige hovedkilde Tinfos Jernverk A/S?

Det primære formål med den foreliggende undersøkelsen har vært å belyse disse spørsmål.

Videre har observasjonene tilsiktet å tilveiebringe mer kunnskap om:

- Spredning og fordeling av PAH i Heddalsvatnets sedimenter, bl.a. i grunnere områder, som ikke var undersøkt tidligere. (Miljøet til bunndyr).

Det er også inkludert en orienterende undersøkelse av sedimentenes innhold av slike metaller som det er eksempel på at kan tilføres resipienter for avløpsvann fra mangansmelteverk (Knutzen og medarb., 1979).

---

1) PAH er en gruppe tjærestoffer, som særlig dannes ved all ufullstendig forbrenning av organisk materiale, og derfor har et naturlig bakgrunnsnivå (skogbrann, vulkanutbrudd). Enkelte av forbindelsene er potensielt kreftfremkallende. I denne fremstilling er disse stoffene betenget KPAH og merket \*\* eller \*\*\* etter graden av kreftfremkallende egenskaper i følge NAS (1972).

### 3. MATERIALE OG METODER

Tabell 1 gir en oversikt over steder for prøvetaking og utførte analyser. Beliggenheten av stasjonene fremgår av fig. 1. Nærmere opplysninger om sedimentstasjonene er gitt i tabell 2.

Tabell 1. Stasjoner, prøvetyper og analyser ved undersøkelser i Heddalsvatnet 1982-83

V: vannprøvestasjoner S: sedimentstasjoner

Prøvesteder/stasjoner	Prøvetyper/antall	Tid	Analyser
Tinfos Jernverk A/S Overløp fra sedimenteringsbasseng for gassvaskevann	Behandlet avløpsvann (kjemisk felling). 4 døgn blandprøver basert på 6 stikkprøver over døgnet	13/9,4/10 25/10 og 15/11 1982	PAH
V1 Utløp fra Heddalsvatnet, Sauereilva ved Nautesund bro	10 månedsblandprøver av overflatevann, hver basert på 4 (ukentlige) stikkprøver	sept-nov 1982 febr-aug 1983	PAH
V2 Ca. innsjøens dypeste område (57m), mellom Plassen og Skagen	4 stikkprøver: 1,25,50 og 55m	13/10 1982	PAH
V3 Tinnelva, fra fabrikkensiden av Bybroen i Notodden	1 stikkprøve	1/9 1983	PAH
V4 Heddøla, ved bro nær flyplassen	1 stikkprøve	1/9 1983	PAH
Nordenden av Heddalsvatnet, se fig. 1	2 parallelle blandprøver av sik, hver av 10 fisker, 1 blandprøve av abbor (6 fisker)	Nov. 1982	PAH
10 sedimentstasjoner (S), se fig. 1 og tabell 2	9 kjerner analysert på øvre 0-2 cm, 1 kerne (st S4) på sjiktene 0-2,2-4,4-6,6-10 og 10-15 cm	13/10 1982	organisk stoff, PAH og metaller (Hg,Cd,Pb,Mn, Zn)



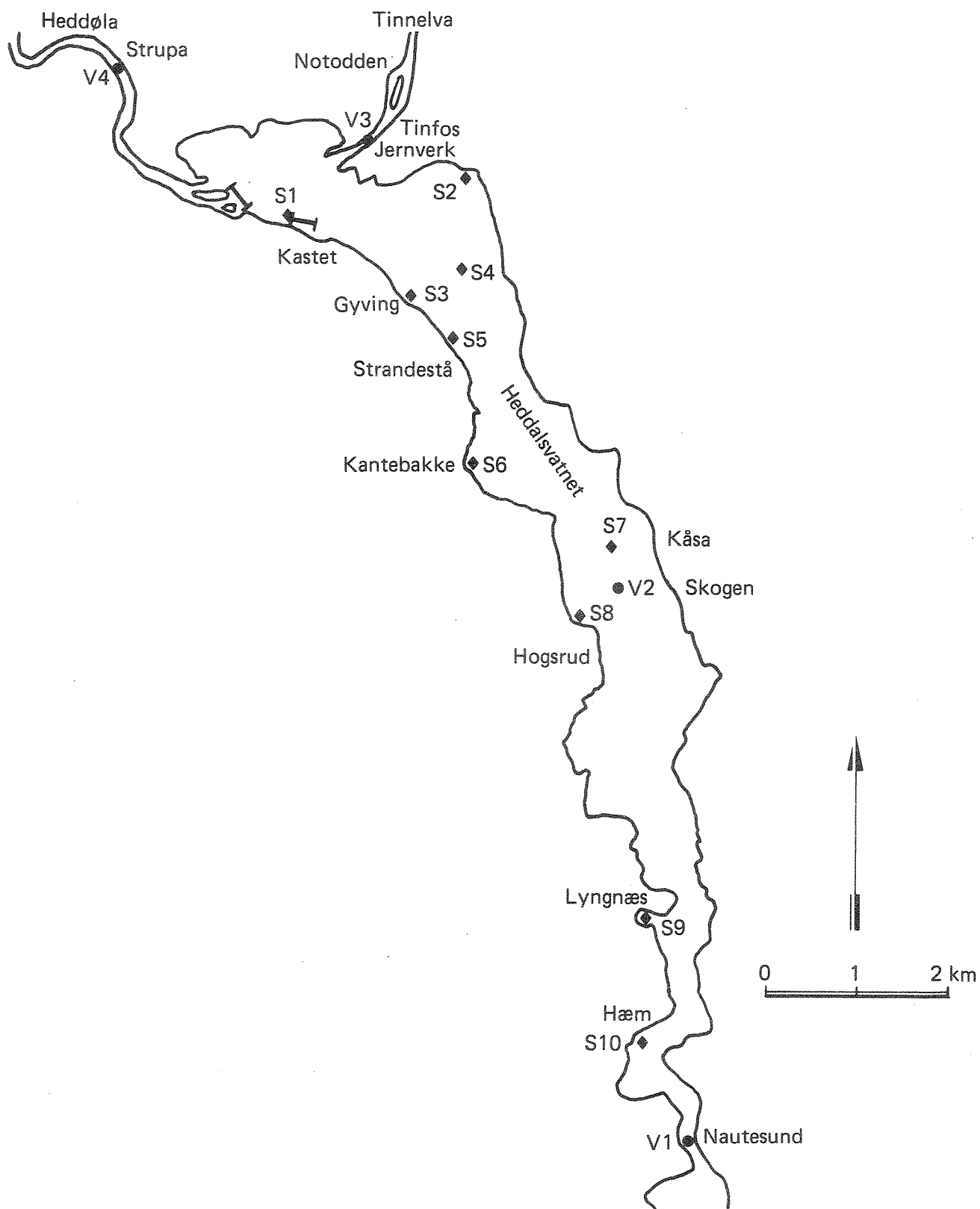


Fig. 1. Prøvesteder for sedimenter ♦, vann ● og fisk 🐟 i Heddalvatnet

Tabell 2. Beskrivelse av sedimentstasjoner og sedimentprøver (kfr. fig. 1)

Stasjon	Dyp (m)	Karakteristikk
S1	8	I ytterkant av tjønnaksbelte, neppe typisk for akkumuleringsområde, men noe av det nærmeste i så henseende i denne del av innsjøen.
S2	8	Også påvirket av lokalt utslipp av ikke kjent art. Gassdannelse og lukt.
S3	4	Bølgeutsatt område, sannsynlig transportbunn
S4	52	Akkumuleringsområde. Løst sediment med uvanlig, noe geléaktig konsistens
S5	6	Bølgeutsatt, sannsynlig transportbunn
S6	5	Mulig akkumuleringsområde i ytterkant av belte med elvesnelle. Noe leirete
S7	57	Akkumuleringsområde. Løst sediment
S8	8	Trolig fra terrasse i ellers skrånende område, sannsynlig transportbunn
S9	9	Akkumuleringsområde i beskyttet bukt. Sediment med mye organisk materiale
S10	11	Sannsynlig akkumuleringsområde

Etter anvisning om prøvetaking er avløpsvannprøvene tatt av personale ved Tinfos Jernverk A/S. Prøvene er samlet som stikkprøver 6 ganger over et døgn og slått sammen til en blandprøve. Det var planlagt å samle inn 10 slike prøver med ca 14 dagers mellomrom for å dekke omkring et halvt års drift, men nedleggelse av produksjonen begrenset prøvetallet til 4.

Vannprøvene fra utløpet (begynnelsen av Sauereelva) er samlet som 4 ukestikkprøver å 10 l, og slått sammen til en månedsblandprøve på 40 l, i alt 10 ganger i perioden sept. 1982 - aug. 1983. Prøvetaking ble sløffet i desember og januar pga. antatt liten vannføring og gjennomstrømming. Vannet ble oppbevart i kjølerom på spesielt rengjorte aluminiumsspann (fosforsyre, ionebyttet destillert vann, glassdestillert aceton og cyclohexan). Spannene ble tilsatt 0,1 g HgCl<sub>2</sub> for konservering.

Sedimentprøvene er samlet med en 5 cm bred kjerneprøvetaker (Skogheim 1979). Antallet sedimentanalyser er noe lavere enn planlagt pga av vanskeligheter med å få lang nok kjerne til oppdeling i ulike lag på den ene av stasjonene langs innsjøens dypål. 3 av de planlagte stasjoner er sløyfet på grunn av sedimentets uegnede beskaffenhet og funksjonssvikt i prøvetakeren. Innsparingen ved et redusert antall PAH-analyser muliggjorde isteden analyse av aktuelle metaller i sedimentprøvene.

Sik og abbor er fanget i garn i området nær utløpet av Heddøla, ca 0,5-1 km fra det tidligere utslippet (fig. 1). De to parallellprøvene av sik besto hver av 10 fisk med lengde henholdsvis 21-28 cm (prøve I) og 22-26 cm (prøve II). Den ene blandprøven av abbor (prøve III) var av 6 fisk med lengde varierende i intervallet 16-20 cm. Delprøven fra hver fisk besto av ryggmuskulaturen over sidelinjen, skåret ut med skalpell og pinsett, som begge var rengjort i aceton.

PAH-analysene er foretatt gaskromatografisk med en Carlo Erba Fractovap Series 2150 med glasskapillarkolonne og splitless injector. Analysene er foretatt etter ekstraksjon med cyclohexan, rensing av ekstraktet med dimetylformamid (for overflatevann og biologisk materiale også ved kolonnekromatografi på silicagel). Identifikasjonen er foretatt ved å sammenligne retensjonstiden til toppene på gaskromatogrammene med retensjonstidene for tilsvarende standarder. Mengdebestemmelsen er på grunnlag av tilsatte indre standarder (3.6 - Dimetylfenantren og B.B'-Binaphtyl). Nærmere detaljer er angitt hos Berglind og Gjessing (1980).

Metallene i sediment er analysert etter oppløsning med salpetersyre i autoklav. Bestemmelsen er utført ved atomabsorpsjon, og metodikken er i henhold til Norsk Standard, NS4770. Kvikksølv er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (Balmér, 1977).

#### 4. BELASTNING MED PAH

Hovedkilden for PAH må antas å ha vært behandlet gassvaskevann fra Tinfos Jernverk, som har hatt produksjon av silicomangan i nærmere 60 år. Dessuten tilføres PAH diffust fra nedbørfeltet, herunder avrenning fra slamdeponier (faststoff fra gassvaskevannet). (Gassvasking for å begrense luftutslipp begynte som nevnt i 1963 og avløpsvannbehandling i 1974).

De observerte PAH-konsentrasjoner i avløpsvann er gjengitt i appendikstabell A1. For fullstendighets skyld er det inkludert 3 stikkprøver fra perioden juli 1979 - okt. 1981. Fra bedriften er det opplyst (ing. O. Rønningen, pers. medd.) at man i begynnelsen av 1982 skiftet flokkuleringsmiddel for å oppnå mindre slamtransport ut fra anlegget. Forøvrig har prosess- og avløpsvannbehandling vært den samme over hele undersøkelsesperioden.

Analyseresultatene dokumenterer behovet for blandprøver eller tett prøvetaking for å få tilforlatelige belastningsdata fra anlegg for behandling av gassvaskevann. I dette tilfellet har PAH-konsentrasjonen variert fra vel 50 µg/l (juli 1979) til ca. 2000 µg/l (okt. 1981), dvs. 40 ganger. Det er verd å merke seg at den høyeste konsentrasjonen er observert i en stikkprøve tatt før skifte av flokkuleringsmiddel. (Imidlertid er det ellers lite grunnlag i det foreliggende materiale for å bedømme effekten av denne forandringen. Dertil er analyseantallet for lavt både før og etter skiftet.)

Selv ved de sist innsamlede døgnblandprøver var det en forskjell mellom laveste og høyeste observerte konsentrasjon på nærmere 3 ganger (kfr. tabell A1, sept. - nov. 1982). Bakgrunnen for dette må antas å være variasjoner både i ovnsdriften, gassvaskingen og den påfølgende avløpsvannbehandling, med ovnsdriften som den muligens mest avgjørende.

Også ved avløp fra aluminiumsverk, jernverk og koksverk er det vist variasjon i PAH-innholdet på omkring en størrelsesorden (Kirkerud og medarb. 1981; Tryland, 1983; Knutzen, 1983).

Man ser av tabell A1 at også den kvalitative sammenligningen kan være betydningsfullt forskjellig. Eksempelvis var den prosentvise andel av potensielt kreftfremkallende forbindelser mindre enn 3% i de 3 første av døgnblandprø-

vene fra 1982, mens andelen var ca 15% i den 4de av prøvene. Betraktes hele settet av avløpsvannprøver, ses at de kreftfremkallende stoffene kunne utgjør over 30% (tabell A1, okt. 1981).

Basert på de 4 blandprøvene fra sept. - nov. 1982, fås en årlig PAH-belastning fra Tinfos Jernverk på i størrelsesorden 50-100 (60-70) kg. Denne beregningen bygger på en vannføring ut av anlegget på 40-50 m<sup>3</sup>/t (ing. O. Rønningen, pers. medd.) og helkontinuerlig, full drift. (Under prøvetakingen var en av de to ovnene ute av drift, men dette kan med noe forbehold antas bare å ha hatt innflytelse på avløpsvannmengden, ikke PAH-konsentrasjonen).

Et bakgrunnsnivå i elvevann av samme størrelsesorden som observert ved stikkprøvene i Tinnelva og Heddøla (tabell A2), gir større bakgrunnsbelastning enn den beregnede tilførsel fra bedriften. Sistnevnte kan derfor vanskelig forklare de markerte overkonsentrasjonene som er observert i innsjøsedimentene (kap. 6).

Tilgjengelige data gir lite grunnlag for å resonnerer over forholdet mellom mengde av PAH som er lagret i Heddalsvatnet og det som er kjent av tilførsler:

- Beregningen av hvor mye PAH som er lagret i sedimentene kan bare bli anslagsmessig (kap. 6).
- Gjennom de 50-60 år med silicomanganproduksjon må det antas varierende og skiftende forhold m.h.t. avløpsvannets mengde og kvalitet, samt rensetiltak og slamdeponering.
- Nedbrytningshastigheten for PAH i sedimenter er dårlig kjent og det samme gjelder uttynning med naturlige avsetninger i Heddalsvatnet.

Det kan pekes på at analyser av sigevann eller bekk med tilløp av sigevann fra deponi har vist en del påvirkning med PAH (Tryland og Aanes, 1983), slik at denne kilde ikke kan ses helt bort fra. I og med nedleggelse av produksjonen er det likevel mindre aktuelt å beregne deponienes forholdsmessige andel av belastningen.

## 5. PAH I VANN

Ufiltrert vann er analysert for PAH i månedsblandprøver (basert på 4 uke-stikkprøver) fra øverst i Sauereelva (st. V1, fig. 1) og en gang i prøver fra Heddalsvatnets dypeste parti (st. V2). Dertil er det analyser på to stikkprøver henholdsvis fra Tinnelva og Heddøla (st. V3, V4).

Resultatene er gjengitt i appendikstabell A2.

### 5.1 Sauereelva og tilløpselvene

Månedsblandprøvene fra utløpet (st. V1) viste sterkt varierende PAH-innhold, med minimum på 20-30 ng/l og et tilsynelatende maksimum på mer enn 9000 ng/l:

	1982			1983						
	Sept.- Okt.	Okt.- nov.	Nov.	Febr.- mars	Mars- april	April- mai	Mai	Juni	Juli	Aug.
PAH	9636	72	71	74	117	24	216	34	407	75
KPAH <sup>1)</sup>	~40	~10	~11	~8	~16	~4	~6	~6	~33	~7

Den ekstreme maksimumsverdien er lite sannsynlig og har neppe noe å gjøre med den generelle PAH-forurensning av Heddalsvatnet fra Tinfos Jernverk. Forholdet kan skyldes en tilfeldig forurensning av vassdraget på innsamlings-tidspunktet, forurensning av prøven eller en annen feil, som imidlertid er uopklart.

Forøvrig var det bare et mindretall av månedblandprøvene som hadde et PAH-innhold som viste vesentlig avvik fra det bakgrunnsnivået på 50 ng/l eller mindre som er vanlig å finne i tilnærmet uberørt eller bare diffust belastet overflatevann (Kfr. sammenstillinger hos Knutzen (1976) og Neff (1979), dessuten spesielt om norsk overflatevann hos Berglind og Gjessing (1980)).

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).

I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranthren, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

PAH-innholdet i stikkprøvene fra Heddøla og Tinnelva lå omkring dette bakgrunnsnivået (Kfr. tabell A2)

Konsentrasjonen av potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH ovenfor) ses å være lav (med et visst forbehold for prøven fra juli 1983). Innholdet av benzo(a)pyrene(B(a)P) (Kfr. tabell A2) oversteg ikke i noe tilfelle den anbefalte grensen på 10 ng/l som vil finnes i kommende utgave av WHO's retningslinjer for drikkevannskvalitet (Waddington, 1984).

Selv når det ses bort fra den usannsynlige ekstremverdien fra sept./okt. 1982, gir ikke materialet noe fullt tilforlataelig grunnlag for beregning av uttransport av PAH fra Heddalsvatnet. Dette skyldes dels den generelle usikkerhet ved PAH-analyser i vann, bl.a. ved stor fare for kontaminasjon av prøver og høy sannsynlighet for betydelige svingninger i PAH-holdige partikler som er usystematisk fordelt i både tid og rom. I dette tilfellet er det tross månedsblandprøver konstatert variasjon over mer enn en størrelsesorden (ca. 30 til 400 ng/l).

Med disse forbehold kan uttransporten for perioden sept. 1982 - aug. 1983 anslås til omkring 500 - 1000 kg. Foruten PAH-konsentrasjonen i månedsblandprøvene (unntatt sept./okt. 1982) baserer dette anslag seg på NVE's daglige vannføringsobservasjoner i tilløpselvene (sum av vannføring ved målestasjonene 486-0 Kirkevoll bru i Tinnelva og 491-12 Omnesfoss i Heddøla). De enda usikrere stikkprøveanalyser fra Heddøla og Tinnelva antyder en inntransport i størrelsesorden 2-300 kg pr. år. Utover det direkte utslipp av avløpsvann, kan diffuse kilder og oppvirvling av forurensende innsjø-avleiringer gi opphav til den større elvetransport av PAH ut enn inn.

## 5.2 Heddalsvatnet

PAH-innholdet i stikkprøver fra ulike dyp 13/10 1982 ga følgende resultater (kfr. forøvrig st. V2 i appendikstabell A2):

Dyp (m)	1	25	50	55
PAH (ng/l)	124	114	257	1112
KPAH (ng/l)	~11	~10	~16	~50

Konsentrasjonene var som forventet høyest nær bunnen, men samtidig vitner den raske minskningen fra 55 oppover til 50 m om at innflytelsen fra oppvirvlede eller suspenderte PAH-holdige partikler var av begrenset rekkevidde. Med forbehold om stikkprøvers pålitelighet tyder resultatet heller ikke på at hovedvannmassene ville ha vært vesentlig sterkere belastet hvis man hadde fått gjort observasjonene i begynnelsen av sirkulasjonsperioden. (Midten av oktober viste seg å være noe for tidlig).

For det vesentlige av vannsøylen tyder dataene på lavere PAH-innhold enn i 1979 (Kfr. tabell A2). Dette kan være tilfeldig, men muligens også ha sammenheng med noe minsket belastning. Mellom de to observasjoner har det vært byttet flokkuleringsmiddel i vannbehandlingsanlegget (i 1982); resulterende i minsket slamflukt (ing. O. Rønningen. Tinfos Jernverk, pers. medd.).

### 5.3 Observasjoner fra Norsjø

Resultatene fra Norsjø i 1982 (Dag Berge, pers.medd.) viste følgende konsentrasjoner i blandprøver av overflatelag og stikkprøver i dypereliggende vannmasser (ng/l):

Dato/dyp (m)	8/9 1982		19/10 1982	
	0 - 10	40	0 - 10	40
PAH	39	720	601	3776
KPAH (%)	~6(~15)	~70(~10)	~4(<1)	~20(<1)

Dette er til dels høye og meget høye konsentrasjoner jevnført med bakgrunnsnivåene (Kfr. kap. 5.2) Forholdet er vanskelig å forklare så lenge de observerte konsentrasjonene i Sauerelva - med ett mindre sannsynlig unntak - bare i få tilfeller viste et PAH-innhold over 100 ng/l. Hvis en eventuell PAH-forurensning med vann fra Sauerelva har virket sterkere på dypvannet enn vannet over sprangsjiktet i Norsjø, må det ha sin forklaring i at forurensningen primært har vært knyttet til synkende partikler.



Heller ikke i Norsjøvannet ble det observert B(a)P-konsentrasjoner over den WHO-anbefalte grense på 10 ng/l (Waddington, 1984). Summen av potensielt kreftfremkallende stoffer lå derimot i ett tilfelle på 70 ng/l.

PAH-innholdet i vann fra Norsjø følges av Byveterinæren i Skien. Senere observasjoner har vist markert lavere verdier enn de ovennevnte, men fremdeles med episodiske overkonsentrasjoner (L. Berglind, pers.medd.).

## 6. PAH I SEDIMENTER

Rådata fra disse analysene finnes i appendikstabell A3, mens hovedresultatene er fremstilt i fig. 2. (For nærmere beskrivelse av sedimentstasjonene henvises til kap. 3). Forekomsten av total-PAH og KPAH i overflate-sediment (0-2 cm) var (mg/kg tørrvekt):

Stasjoner	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
PAH	7,0	3,2	2,8	13,9	1,4	1,7	5,2	0,3	5,5	5,2
KPAH	~2,5	~0,9	~0,6	~3,9	~0,4	~0,5	~1,9	<0,1	~1,7	~1,6
%KPAH	~35	~29	~21	~27	~31	~32	~37	~22	~31	~32

Høyeste observerte konsentrasjon ble funnet i 4-6 cm laget på st. S4 : 49 mg PAH/kg tørt sediment, derav 11,9 mg/kg av KPAH.

### 6.1 Fordeling og lager av PAH

Med hensyn til den geografiske fordeling av PAH viser fig. 2 at

- Overflatesedimentene (0-2 cm) over hele innsjøen er påvirket av utslippet.
- Påvirkningen er ujevn, med en viss tendens til høyeste konsentrasjon langs dypålen, og avtagende med avstanden fra kilden, men ingen av delene helt konsekvent. Bl.a. er det flere eksempler på at også grunnere områder viser til dels samme eller svakt høyere grad av påvirkning.

En detaljanalyse av fordelingsmønsteret og dets årsaker anses av mindre praktisk interesse og det er neppe heller grunnlag for dette. Generelt sett vil fordelingen være resultat av et kompleks av faktorer. Bl.a. dyp, topografi, strømmønster og bakevjeeffekter avgjør i hvilken grad PAH-partiklene henholdsvis fraktes til et område og deponeres der, eller virvles opp igjen og fraktes videre. Man ser at forholdet mellom de funne konsentrasjonene i utslippsfjernere del av innsjøen (S8/S9/S10) stemmer godt overens med vurderingen av disse lokaliteter mht. om de representerer transport - eller akkumuleringsområder (Kfr. tabell 2, s. 9).

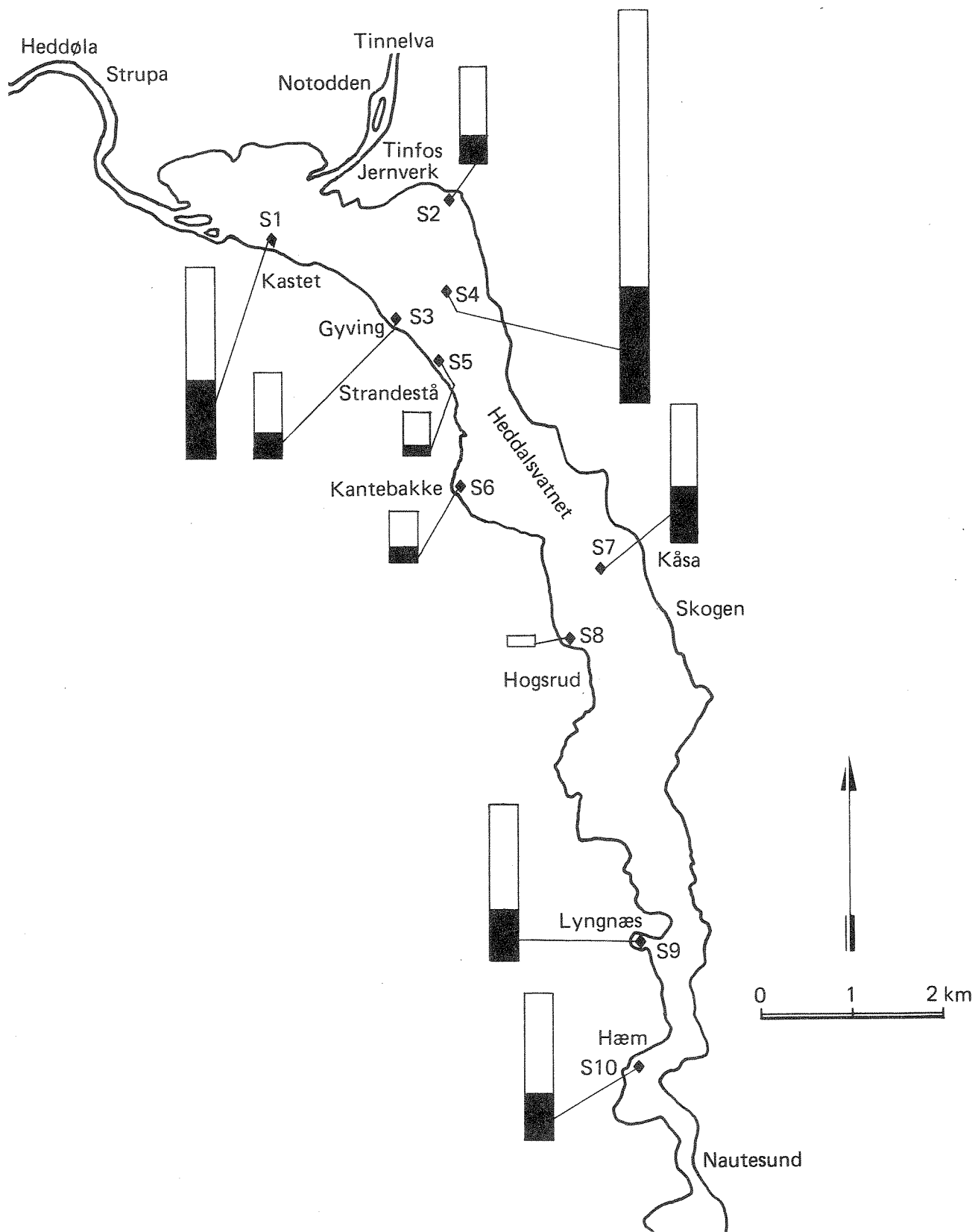


Fig. 2. PAH □ og KPAH ■ (se tekst) i overflatesedimenter (0-2 cm) i Heddalsvatnet 1982. 1 cm = 2 mg/kg tørrvekt

Datamaterialet gir bare ufullkomment grunnlag for å beregne hvor mye PAH som er lagret i Heddalsvatnets sedimenter. En helt anslagsmessig beregning gir som resultat 2-3 tonn i øvre 10 cm, basert på et midlere vanninnhold i sedimentene på 80-90% og midlere PAH-innhold på henholdsvis ca 25 mg/kg tørrvekt for de hardest belastede 5 km<sup>2</sup> og ca 5 mg/kg for restarealet (Kfr. tabell A3). Det er mulig at så betydelige mengder ligger lagret helt nær utslippet (kfr. observasjoner fra 1979 i tabell A3), at ovenstående anslag representerer en viss undervurdering av deponert PAH.

På grunn av svikt i sedimentprøvetakeren has bare data for vertikalfordeling fra en stasjon (S4, tabell A3), men resultatet fra denne stasjonen tyder på moderat PAH-innhold under de øvre 10 cm.

## 6.2 Jevnføring med bakgrunnsnivåer

I områder med bare diffus belastning (uten definerbar påvirkning fra større punktkilder) kan det antas at PAH-konsentrasjonene i innsjøsedimenter er omkring 0,1 - 0,3 mg/kg tørt avsetningsmateriale. Dette fremgår bl.a. av analyserte prøver samlet ca 30 cm under sedimentoverflaten i Farrisvannet (Holtan og medarbeidere, 1984), dvs. i sannsynligvis førindustrielle avsetninger. Eksempler på studier fra utlandet som viser omtrent det samme bakgrunnsnivå er Müller et al. (1977), Heit et al. (1981) og Brown og Starnes (1978). Sistnevnte analyserte overflatesediment fra en innsjø i et øde område. Særlig i nærheten av industrialiserte områder synes det å måtte regnes med en del høyere bakgrunnsnivåer i nyere avsetninger. Foreløpig er det så få undersøkelser av slike overflatesedimenter at det er vanskelig å angi noe nåtidig "normalintervall" for diffus belastning. Dette bør dessuten knyttes til andre sedimentvariable, for å få sammenlignbare data.

Antas et bakgrunnsnivå på 0,2 mg/kg tørrvekt blir overkonsentrasjonene i Heddalsvatnets overflatesedimenter opp til omkring 50 ganger. Dypere i sedimentene ble det registrert overkonsentrasjoner på omkring 200 X (kfr. tabell A3, st. S4, lagene 2-4 og 4-6 cm).

### 6.3 Utvikling over tid

Sammenlignet med observasjonene fra 1979 kan det synes som om PAH-konsentrasjonene har avtatt noe (st. S7, tabell A3). Det er imidlertid spinkelt grunnlag for en slik konklusjon, bl.a. fordi sammenlignbarheten er sviktende (0-2 cm prøver i 1982 mot 0-5 cm i 1979 på st. S7). Selv om belastningen skulle ha vært mindre i den aktuelle perioden, er 3 år lite for å kunne vente noe utslag. Til det er PAH for tungt omsettelig under de betingelser som råder i sedimenter på dypere vann.

## 7. PAH I FISK

Fangststedene for sik og abbor er avmerket på fig. 1 og analyseresultatene er gitt i appendikstabell A4.

PAH-konsentrasjonene var lave, med et totalinnhold på 20-30 µg/kg våtvekt. Dette må anses å være sammenlignbart med bakgrunnsnivået og behøver ikke ha sammenheng med belastningen fra smelteverksavløpet. Det var et visst innslag av potensielt kreftfremkallende stoffer, men konsentrasjonene var ikke høyere enn det som finnes i vanlig mat (Lo og Sandi, 1978; Howard og Fazio, 1980) eller i fisk fjernt fra punktkilder (Brown og Pancirov, 1979; Dunn og Fee, 1979).

Beinfisk har velutviklet evne til å omsette og skille ut polyaromater. Selv i områder som må antas forholdsvis sterkt belastet - storbyhavner o.l. - er det derfor ikke uvanlig at man finner PAH-konsentrasjoner i fisk ned mot bakgrunnsnivået (Gosset og medarb., 1983). Det er likevel ingen tvil om at også fisk ved tilstrekkelig påvirkning vil få overkonsentrasjoner i vevet. Dette er vist eksperimentelt ved en rekke anledninger (Kfr. bl.a. Varanasi og Gmur, 1981a,b). I felt har Rosseland og medarb. (1981) kunnet påvise slike effekter i en resipient for avrenning fra et smelteverks slamdeponi. Også i forbindelse med kreosotforurensninger i Hommelvika/Stjørdalsfjorden er det påvist svake (usikre) overkonsentrasjoner (Rygg og medarb., 1984). Til sammenligning kan nevnes at sik og abbor fra Heddalvatnet bare hadde omlag 1/3 av PAH-innholdet til torsk og sandflyndre fra Trondheimsfjordlokalitetene.

## 8. PAH-SAMMENSETNING I AVLØPSVANN, RESIPIENTVANN OG SEDIMENTER

Punktkilder for PAH-forurensning antas ofte å kunne spores ved å ha en karakteristisk profil (dvs. stoffsammensetning), som vil gjenfinnes i resipientvann, sedimenter og organismer som belastes (Kfr. bl.a. Bjørseth, 1979). Metoden kan virke godt i enkelte sammenhenger, f.eks. til å spore PAH i arbeidsmiljø og atmosfære rundt et stort utslipp til luft, men fra undersøkelser i norske vannresipienter er det erfaring for at utsagnskraften er begrenset. En hovedårsak til dette er at ulike PAH har såvidt forskjellige egenskaper med hensyn til bl.a. løselighet og omsettelighet at profilen av fortynnet avløpsvann endrer seg samtidig som det skjer en sortering til de ulike medier (vann, sedimenter, organismer). Profilen i sedimenter kan også endre seg med tiden, og dette er en hovedgrunn til å behandle temaet her (referansedata for eventuelle senere observasjoner).

Tabell 3. Prosentandel av utvalgte PAH i avløpsvann, Sauereelva og Heddalsvatnets overflatesedimenter. Middell og variasjon av henholdsvis 7, 9\* og 10 prøver.

PAH	Avløpsvann		Sauereelva		Overfl.sediment	
	Middell	Var.	Middell	Var.	Middell	Var.
Acenaphtylen	8	0-24	0	0	0	0-<0,5
Fenantren	25	3-46	12	4-24	4	2-10
Fluoranten	11	3-23	22	4-41	8	4-17
Pyren	9	3-23	13	0-29	6	3-11
Trifenylen/Chrysen	7	3-18	13	5-28	9	6-16
Benzo(b,j,k)fluoranten	7	2-22	15	4-26	27	17-37
Benzo(e)pyren	2	0-7	5	0-9	13	8-20
Benzo(a)pyren	2,5	0-9	1	0-3	4	2-8
O-phenylenperylen	1	0-4	5	0-11	11	3-16
Benzo(ghi)perylen	2	0-7	2	0-6	10	5-14
Sum KPAH	9	1-32	11	3-20	30	12-37

\*) Utelatt månedsprøven sept./okt. 1982, som også viste sterkt avvikende PAH-profil, med bl.a. 63% fenantren og 19% antracen.

Fig. 3 viser PAH-profiler i avløpsvann fra Tinfos Jernverk jevnført med vann fra utløpet av Heddalsvatnet og i overflatesedimenter (0-2 cm, 1982-data). Fisk er ikke inkludert pga. stor usikkerhet forbundet med de lave konsentrasjonene og det begrensede antall identifiserte forbindelser. Tabell 3 gjengir i tillegg variasjonsintervallet for de enkelte PAH-forbindelsers prosentandel av totalinnholdet.

Det synes å fremgå av fig. 3 at mens avløpsvann og resipientvann har tydelig grad av likhet, skiller PAH-profilen i sedimenter seg noe ut. Hovedforskjellen er at vann inneholdt forholdsvis mer av stoffene med lavest molekylvekt, som generelt også er de mest vannløselige og flyktige. I sedimentene har det skjedd en anrikning på forbindelser dannet av flere benzenringer (rel. større molekyler). Dette er samtidig de (stort sett) minst vannløselige og tyngst nedbrytbare.

Den relative anrikningen av KPAH i sedimentene (tabell 3) er i samsvar med at gruppen av potensielt kreftfremkallende forbindelser er blant de minst vannløselige og mest bestandige.

Usikkerheten omkring denne typen resonneringer fremgår bl.a. av den store variasjonen i stoffenes prosentvise forekomst. Som vist i tabell 3 er det betydelig overlapping mellom PAH-profilene i de ulike medier.

Med mulig unntak for acenaphtylen, som ikke er vanlig i såpass høye konsentrasjoner, hadde avløpsvannet de samme dominerende komponenter som i andre smelteverksutslipp. For det hypotetiske tilfellet at man ønsket å skille influensområdets utbredelse fra f.eks. et utslipp fra aluminiumsverk (hypotetisk) ved hjelp av acenaphtylen, blir dette ikke mulig fordi acenaphtylen ikke gjenfinnes i resipienten.



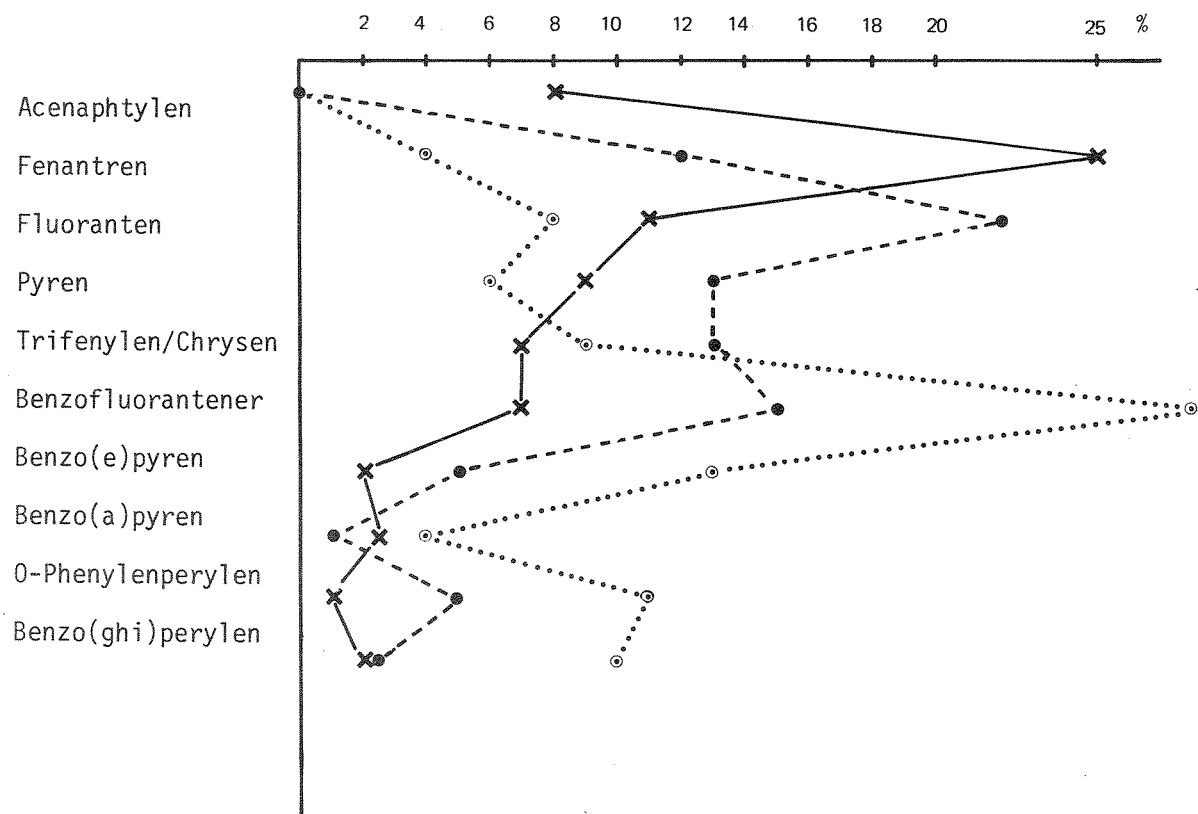


Fig. 3 PAH-profiler for avløpsvann (x-x), vann fra Sauerelva (●-●) og overflatesedimenter (⊙...⊙)  
Middel av henholdsvis 7, 9 og 10 prøver

## 9. METALLER I SEDIMENTER

Bakgrunnen for tilleggsundersøkelsen av metaller i sediment var at det ved observasjoner av forholdene i resipienter til et annet manganlegeringsverk er konstatert forurensning med mangan, bly, sink og kadmium. (Knutzen og medarb., 1979). Kvikksølv ble inkludert pga. den generelle interesse knyttet til forekomsten av dette metallet.

Resultatene er stilt sammen i appendikstabell A5. Disse data kan jevnføres med antatte bakgrunnskonsentrasjoner i tilnærmet upåvirkede avsetninger:

Kvikksølv	Kadmium	Bly	Sink	Mangan	Referanse
0,03-0,13	0,5-1,1	39-135	100-410	-	Håkanson, 1981 <sup>1)</sup>
0,12	0,58	34,9	110,6	860	Håkanson, 1981 <sup>2)</sup>
0,35	0,40	34	118	760	Førstner og Wittmann, 1979 <sup>3)</sup>

Begrepet "bakgrunnsverdier" er mer komplisert enn det fremgår av disse angivelser, og må angis som et intervall. Årsaken er at flere naturlige faktorer dirigerer metallkonsentrasjonene i den enkelte innsjø og deler av denne (bl.a. berggrunnen i nedbørfeltet, sedimentets kornstørrelse, innholdet av organisk stoff og bindingsform, redoksforhold). For drøftelse av disse forhold henvises til Håkanson (1981), Førstner og Wittmann (1979) og Førstner (1982)

Kvikksølv forekommer i konsentrasjoner på vel 2 mg/kg tørrvekt, hvilket representerer overkonsentrasjoner i størrelsesorden 10-20 ganger (over antatt bakgrunnsnivå). Disse relativt høye konsentrasjoner er funnet noe dypere enn de siste års avsetninger (2-10 cm, kfr. st. S4 i tabell A5). Forholdet kan sannsynligvis ses i sammenheng med tidligere tremasseproduksjon i nedbørfeltet og bruk av kvikksølv mot råte inntil ca. 1970. I overflatesedimentene lå kvikksølvkonsentrasjonene stort sett under 1 mg/kg tørrvekt.

- 1) Naturlig bakgrunnsverdier i Hjälmaren, Vänern, Vättern, Mälaren og Västersjön.
- 2) Middelveier fra et større antall svenske innsjøer
- 3) Middelskonsentrasjoner i nåtidige avleiringer i 87 innsjøer fra lite påvirkede områder.

Denne moderate forurensning synes ikke å ha gitt utslag av praktisk betydning på kvikksølvinnholdet i fisk (Moksnes, 1982).

Kadmium-innholdet tydet også på en viss tilførsel utover det naturlige. Overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5-10 ganger ble observert i overflatesediment (0-2 cm) på st. S10 og i noe dypere lag (2-6 cm) på st. S4. (Kfr. tabell A5). Kilden for dette er ikke kjent, men det kan som nevnt innledningsvis ikke ses bort fra at produksjon av manganlegeringer kan medføre større eller mindre tilførsel av bl.a. kadmium. Se imidlertid nedenfor om mangankonsentrasjonen på st. S10.

Moksnes (1982) konstaterte ingen forhøyelse av kadmiuminnholdet i filet av gjedde og sik fra Heddalsvatnet.

Sedimentets blyinnhold varierte for 0-2 cm laget fra ca 20 til vel 200 mg/kg tørrvekt (kfr. tabell A5; sett bort fra st. S8 pga. antatt transportbunn). Også dette metall viser følgelig noe overkonsentrasjoner (ca 2-5 x), og forholdet var enda tydeligere litt ned i sedimentet (2-6 cm, st. S4). Ingen bestemt kilde er kjent, men for bly vedkommende kan diffus belastning fra den industrialiserte nedre del av nedbørfeltet være tilstrekkelig forklaring.

Sink forekom ikke i konsentrasjoner høyere enn det som kan forventes ut fra den alminnelige virksomhet i nærområdet til innsjøen.

Mangan-konsentrasjonen var med ett unntak bare moderat forhøyet og vitnet ikke om belastning av betydning. Unntaket var den før nevnte st. S10 med forholdsmessig høyt innhold av flere metaller. Overkonsentrasjonene med mangan var her i størrelsesorden 20 ganger. Dette kan henge sammen med redoksforholdene i sedimentene. Ved reduserende forhold løses mangan ut og diffunderer oppover i porevannet, for så igjen å felles ut ved de mer oksyderende forhold nær sedimentoverflaten. Dette er et kjent fenomen som i Norge bl.a. er konstatert i Tyrifjorden (Abry et al., 1983). Utfellingen av manganoksyd ledsages av samtidig sorpsjon/utfelling av andre metaller (Førstner og Wittman, 1979). Dette kan være forklaringen på de observerte forhøyede metallkonsentrasjoner, særlig av kadmium, på st. S10.

Det kan konkluderes med at det i Heddalsvatnets sedimenter var lite som tydet på større nåtidige forurensningskilder. Observasjonene faller imidlertid inn i det generelle mønster som har vært betegnet som snikforurensning

av omgivelsene. De mulige uheldige konsekvenser av dette - dvs. om det også kan betegnes en snikforgiftning - er det lite grunnlag for å uttale noe om, pga. den alminnelige mangel på eksperimentelle undersøkelser for å belyse spørsmålet. Problemet er som nevnt av generell art, og det er flere andre vannforekomster som i like stor eller større grad enn Heddalsvatnet peker seg ut som referanselokaliteter for studier som primært må være av eksperimentell art.

#### 10. VURDERING AV BEHOV FOR VIDERE UNDERSØKELSER

Med ett mulig forbehold medfører tilstanden i Heddalsvatnet neppe uheldige konsekvenser for konkrete brukerinteresser (alminnelig naturvern ikke regnet blant slike). Forbeholdet gjelder muligheten for periodisk/episodisk transport av PAH-forurensede sedimenter ned i drikkevannskilden Norsjø. Den foreliggende undersøkelse tyder på at eventuelle slike transportepisoder er kortvarige og vanskelige og kostbare å kartlegge. Om det er ønskelig å kaste mer lys over dette forhold, anbefales en intensiv prøvetaking i utløpet i den perioden da slik transport er mest sannsynlig, dvs. når vannmassene er i sirkulasjon, enten om våren eller høsten (november?).

Reduksjonen av PAH i sedimentene over tid har alminnelig interesse fordi det er få undersøkelser av tilfeller med tidfestet stans av en hovedkilde. Slike data vil f.eks. gi grunnlag for å bedømme effekten av tiltak mot forurensning i andre PAH-belastede vannforekomster. På denne bakgrunn bør det overveies å inkludere Heddalsvatnet i det statlige program for forurensningsovervåking og gjenta sedimentobservasjonene etter 4-5 år.

Ved eventuell gjentatt undersøkelse av metallinnholdet i sedimenter fra Heddalsvatnet, bør antallet variable utvides. Bl.a. er det aktuelt å analysere på krom og nikkel, som kan ha blitt tilført fra et nå nedlagt galvanoteknisk verksted ved anlegget til Norsk Hydro.

## 10. LITTERATUR

- Abry, T., Skogheim, O. og Hongve, D. 1983. Sedimentene i Tyrifjorden. Tungmetaller og dateringer. Tyrifjordundersøkelsen. Fagrapport nr. 19. Tyrifjordutvalget, Drammen 1983.
- Balmér, K. 1977. Analyse av kvikksølv i slam og sedimenter. NIVA-rapport D103/B121.
- Berglind, L. og Gjessing, E. 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 27/3 1980. 48 s.
- Bjørseth, A. 1979. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment. Doctorgradsavhandling, Oslo Universitet. 79 s. + vedlegg.
- Brown, R.A. og Pancirov, R.J. 1979. Polynuclear aromatic hydrocarbons in Baltimore canyon fish. Environ. Sci. Technol. 13(7): 878-879.
- Brown, R.A. og Starnes, P.K. 1978. Hydrocarbons in the water and sediment of Wilderness Lake II. Mar. Pollut. Bull. 9(6): 162-165.
- Duun, B.P. og Fee, J. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafoods. J. Fish. Res. Board, Can. 36: 1469-1476.
- Förstner, U. og Wittmann, G.T.W. 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag. Berlin, etc. 486 s.
- Förstner, U. 1982. Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. Hydrobiologia 91: 269-284.
- Gossett, R.W, Puffer, H.W., Arthur, R.H. & Young, D.R. 1983. DDT, PCB and benzo(a)pyrene levels in white croaker (Genyonemus lineatus) from Southern California. Mar. Pollut. Bull. 14(2): 60-65.

- Heit, M., Tan, Y. og Klucek, C. 1981. Antropogenic trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbon levels in sediment cores from two lakes in the Adirondack acid lake region. *Water, Air and Soil Pollution* 15: 441-464.
- Holtan, G., Berglind, L., Erlandsen, A.H., Knutzen, J., Lindstrøm, E.-A. og Mjelde, M. 1984. Rutineovervåking i Farris-Siljan vassdraget 1983. Fagrappport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. Overvåkingsrapport 125/84 i Statlig program for forurensningsovervåking. 38 s. 12/3 1984.
- Howard, J.W. og Fazio, T. 1980. Review of polycyclic aromatic hydrocarbons in foods. *J. Assoc. Anal. Chem.* 63(5): 1077-1104.
- Håkanson, L. 1981. Sjøsedimenten i resipientkontrollen. Prinsipper, prosesser och praktiska exempel. Naturvårdsverket. Rapport SNV PM 1398. 242 s.
- Kirkerud, L., Haugen, I., Knutzen, J., Kvalvågnes, K., Magnusson, J., Rygg, B. og Skei, J. 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA-rapport 0-76149. 2/7 1981. 175 s.
- Knutzen, J. 1976. Polysykliske aromatiske hydrokarboner - forekomst og effekter i miljøet. S. 401-417 i 12. Nordiska symposiet om vattenforskning. Visby 11-13/5 1976. Publ. 1976: 2, NORDFORSK, Miljøvårdssekratariatet, Helsinki.
- Knutzen, J. 1983. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1981-1982. NIVA-rapport 0-68019. 25/8 1983, 23 s.
- Knutzen, J. og Berglind, L. 1980. Notis om polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vann og sedimenter fra Heddalvatnet. VANN 4 (1980): 356-361. (Eng. sammendrag).
- Knutzen, J., Rygg, B. og Skei, J. 1979. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilotprosjekt Saudafjorden. Observasjoner 1974-1976. NIVA-rapport 0-75038 VIII. 93 s.

- Lo, M.-T. og Sandi, E. 1978. Polycyclic aromatic hydrocarbons (polynuclears) in foods. J. Assoc. Anal. Chem. 69: 35-86.
- Moksnes, A. 1982. Tungmetaller i fisk. Prøver fra Heddalsvatn i Telemark. Limnos 3: 7-13.
- Müller, G., Grimmer, G. og Böhnke, H. 1977. Sedimentary records of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in Lake Constance. Naturwissenschaften. 64: 427-431.
- NAS (National Academy of Science) 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington DC, 36 s.
- Neff, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment. Appl. Sci. Publ., London. 262 s.
- Norges Standardiseringsforbund, NS4770. Vannundersøkelse. Metaller i vann, slam og sedimenter. Bestemmelse ved atomabsorpsjonsspektrofotometer i flamme. Generelle prinsipper og regningslinjer.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K. & Bremnes, T. 1981. Avrenning fra mangan-slamdeponi. Vannkjemiske og fiskeribiologiske forhold i Sagevassdraget, Kvinesdal 1980. Rapport no 5 (1981) fra Fiskeriforskningen, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Ås-NLH, 56 s.
- Rygg, B. (prosjektleder), Knutzen, J., Skei, J., Heie, A., Ramdahl, T., Osvik, A. og Melhuus, A. 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport 0-83115, 13/7 1984, 132 s.
- Skogheim, O.K. 1979. Beskrivelse av en sedimenthenter konstruert for prøvetaking av korte sedimentkjerner. Rapport for Årungen-prosjektet, 1979 nr. 2.

- Tryland, Ø. 1983. Basisundersøkelse i Ranafjorden, en marin industriresipient. Delrapport I. Undersøkelse av utslipp fra Jernverket, Koksverket, Rana Gruber og Bergverkselskapet Nord-Norge A/S i oktober 1980 og juni 1981. Rapport 63/82 i Statlig Program for forurensningsovervåking. 20/1 1983. 71 s. 20/1 1983.
- Tryland, Ø. og Aanes, K.J. 1983. Slamdeponering ved norske mangansmelteverk. Fysisk-kjemisk karakterisering av dremsvann og virkningen av dremsvann på biologiske forhold i resipienten. NIVA-rapport 0-80058, 18/4 1983. 35 s.
- Varanasi, U. & Gmur, D.J. 1981a. Hydrocarbons and metabolites in English sole (Parophyrus vetulus) exposed simultaneously to  $^3\text{H}$  benzo(a)pyrene and  $^{14}\text{C}$  naphtalene in oil-contaminated sediment. Aquatic Toxicol. 1: 49-67.
- Varanasi, J. & Gmur, D.J. 1981b. In vivo metabolism of naphtalene and benzo(a)pyrene by flatfish. S. 367-376 i M. Cooke and A.J. Dennis (ed): Chemical analysis and biological fate: Polynuclear aromatic hydrocarbons. 5th int. Symposium. Batelle Press, Columbus, Ohio. 770 s.
- Waddington, J.I. 1984. WHO guidelines for drinking water quality. Water Quality Bulletin 9(2): 87-90, 118.



A P P E N D I K S

- Tabell A1. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann fra sedimenteringsbasseng for gassvaskevann fra Tinfos Jernverk 1979 (stikkprøver) og 1982 (døgnblandprøver fra 5 stikkprøver over døgnet),  $\mu\text{g/l}$ .
- Tabell A2. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i månedsblandprøver (4 ukestikkprøver) fra utløpet av Heddalsvatnet (st. V1) og stikkprøver fra hovedbassenget (V2) og tilløpene Tinnelva (V3) og Heddøla (V4)  $\text{ng/l}$ .
- Tabell A3. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter fra Heddalsvatnet 14/8 1979 og 13/10 1982,  $\mu\text{g/kg}$  tørrvekt.
- Tabell A4. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i filet av fisk fra Heddalsvatnet november 1982,  $\mu\text{g/kg}$  våtvekt.
- Tabell A5. Metaller og organisk stoff (glødetap) i sedimenter fra Heddalsvatnet 13/10 1982, tørrvektsbasis.

Tabell A1. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i avløpsvann fra sedimenteringsbasseng for gassvaskevann fra Tinfos Jernverk 1979 (stikkprøver) og 1982 (døgnblandprøver fra 5 stikkprøver over døgnet), µg/l.

PAH \ Dato	Juli 1979	14/8 1979	Okt. 1981	13/9 1982 I	13/9 1982 II	4/10 1982	25/10 1982	15/11 1982
Naftalen	3.1							
2-Metylnaftalen	0.1				0.3	0.3		2.0
1-Metylnaftalen	0.2			0.5	0.7			1.5
Bifenyl	0.4	5		0.6	0.6	0.3		2.4
Acenaftalen	12.4	61		6.4	8.0	4.4		23.9
Acenaften	1.2	16		1.7	1.6	1.2	0.3	3.8
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran	3.1	32		3.7	3.5	2.3	0.4	10.7
Fluoren	2.7	34		6.0	5.9	3.7		6.5
9-Metylfluoren								
9.10-Dihydroantracener								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiopher	0.9	8		3.7	3.1			6.1
Fenantren	11.9	112	57	46.3	40.8	39.3	5.8	82.4
Antracener	1.3	17	67	11.4	9.9	10.7	4.5	13.0
Acridine		7						
Carbazole								
2-Metylantracener				2.3	2.0	1.8	0.7	2.0
1-Metylfenantren				1.6	1.5	1.6		1.0
9-Metylantracener								
Fluoranter	1.6	63	92	12.4	9.7	9.5	28.7	26.0
Pyren	1.1	49	76	8.8	7.2	7.0	27.8	17.5
Benzo(a)fluoren	0.2	5	45	0.3			2.0	
Benzo(b)fluoren	0.2	4	9				0.7	
1-Metylpyren		1						
Benzo(c)fenantren ***	0.2		5				1.0	
Benzo(a)antracener *	0.9	15	203	1.2	1.0		8.5	4.1
Trifenylen/Chrysen *	2.5	18	370	2.9	3.0	3.5	12.0	6.1
Benzo(b)fluoranter **	2.2	11	384	3.5	2.9	0.8	9.4	3.4
Benzo(j,k)fluoranter ** 1)	1.2	5	51			0.3	3.0	
Benzo(e)pyren *	0.7	6	158	1.2	1.2		5.1	1.6
Benzo(a)pyren ***	1.6	7	188	0.5	0.6		5.1	1.2
Perylen	0.6		57				1.2	
O-Phenylene-pyren	0.8	4	82	0.2	0.2		2.1	0.8?
Dibenz(a,h)antracener ***	0.3		50				1.3	
Picen	0.3							
Benzo(ghi)perylene	0.8	3	151	0.5	0.4		3.4	0.6?
Anthanthrene								
Coronen								
Sum	52.5	482	2045	115.7	104.1	86.7	123.0	216.6
Derav KPAH 1)	~5	~19	~650	~3	~3	~1	~18	~3
% KPAH	~10	~4	~32	~3	~3	~1	~15	~1
% Torrstoff								

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972). I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranthren, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

Tabell A2. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i månedsblandprøver (4 ukestikkprøver) fra utløpet av Heddalsvatnet (st. V1) og i stikkprøver fra hovedbassenget (V2) og tilløpene Tinnelva (V3) og Heddøla (V4), µg/l

St., dato PAH	V1 Sept.- okt. 1982	V1 Okt.- nov. 1982	V1 Nov. 1982	V1 Feb.- mars 1983	V1 Mars- april 1983	V1 April- mai 1983	V1 Mai 1983	V1 Juni 1983	V1 Juli 1983
Naftalen			3.0						
2-Metylnaftalen			1.5						
1-Metylnaftalen									
Bifenyl									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbifenyl									
Dibenzofuran	13								
Fluoren	134		7.4?	2	4				1
9-Metylfluoren									
9.10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen	168								
Fenantren	6045	12	7.8	18	21	2.6	8	3	22
Antracen	1840	~ 2	4.4	15	~ 1		2		1
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracen	65			1	2				2
1-Metylfenantren	63				3				2
9-Metylantracen									
Fluoranten	714	20	13.2	3	13	4.5	89	4	157
Pyren	455	10	3.2	9	8	markert	62	3	91
Benzo(a)fluoren	3								
Benzo(b)fluoren	4								9
1-Metylpyren									
Benzo(c)fenantren ***	5								
Benzo(a)antracen *	19				3	1.4	14	2	7
Trifenyl/Chrysen *	43	8	7.0	6	18	6.8	20	7	22
Benzo(b)fluoranten **	25	6	7.4	9	19	6.3	9	9	40
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)	9	6?	3.0						
Benzo(e)pyren *	12	4	5.7	5	11		12	2	12
Benzo(a)pyren ***	4	~ 1		2	4			markert	3
Perylen					3				
O-Phenylene-pyren	5		7.6	2	2	2.6		2	20
Dibenz(a,h)antracen ***									4
Picen									
Benzo(ghi)perylen	10			2	5			2	13
Anthanthrene									
Coronen									
Sum	9636	72	71.2	74	117	24.2	216	34	407
Derav KPAH 1)	~ 40	~ 10	~ 11	~ 8	~ 16	~ 4	~ 6	~ 6	~ 33
% KPAH	< 0.5	~ 14	~ 10	~ 11	~ 13	~ 16	~ 3	~ 20	~ 8
% Torrstoff									

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).  
I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

Tabell A2 (forts.)

PAH	St., dato	V1	V2 2)	V2 3)	V2	V2	V2	V2	V3	V4
		Aug. 1983	Aug. 1979	Aug. 1979	13/10 1982 1 m	13/10 1982 25 m	13/10 1982 50 m	13/10 1982 55 m	1/9 1983	1/9 1983
Naftalen			10	16						
2-Metylnaftalen			23	21						
1-Metylnaftalen			7							
Bifenyl			3	4						
Acenaftalen			2	9						
Acenaften			5	9						
4-Metyl(bifenyl)										
Dibenzofuran			13							
Fluoren			6	19				2		
9-Metylfluoren										
9.10-Dihydroantracen										
2-Metylfluoren										
1-Metylfluoren				10						
Dibenzothiophen			19	31				8		
Fenantrén	8	44	94	13	25	53	262	8	3	
Antracen		5	16	27	3	35	126			
Acridine										
Carbazole										
2-Metylantracen	3									
1-Metylfenantrén										
9-Metylantracen										
Fluoranten	20	20	52	34	27	65	263	6	12	
Pyren	13	20	53	18	21	46	246	4	10	
Benzo(a)fluoren			6				6			
Benzo(b)fluoren			5				10			
1-Metylpyren										
Benzo(c)fenantrén ***							6			
Benzo(a)antracen *	2	34	35	2	5	4	23	4		
Trifenylén/Chrysen *	6	32	37	10	13	16	37	7	14	
Benzo(b)fluoranten **	9	43	40	8	6	12	26	4	19	
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		22	30	6	4	6	29			
Benzo(e)pyren *	5	72	39	6	5	8	13	1	7	
Benzo(a)pyren ***	1	42	8		2	1	3	1	6	
Perylen		10								
O-Phenylénepyren	4	93	46				6	2?	14	
Dibenz(a,h)antracen ***			12							
Picen			16							
Benzo(ghi)perylene	4	52	47				9	1	4	
Anthanthrene										
Coronen										
Sum	75	577	655	124	114	257	1112	39	89	
Derav KPAH 1)	~7	~96	~75	~11	~10	~16	~50	~4	~18	
% KPAH	~9	~17	~12	~9	~9	~6	~5	~10	~20	
% Torrstoff										

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).

I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

2) Blandprøve 1, 5, 10 m.

3) Blandprøve 20, 30, 40 m.

Tabell A3. Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i sedimenter  
Fra Heddalsvatnet 14/8 1979 og 13/10 1982, µg/kg tørrvekt.

(A : Omr. på 7-8 m dyp, 20-30 m utenfor munning av avløpsbekk,  
 kfr. ellers fig. 1)

PAH	St.,dato	A	A	S7	S7	S1	S2	S3	S4	S4
		1979	1979	1979	1979	1982	1982	1982	1982	1982
		0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	5-10cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	2-4 cm
Naftalen										
2-Metylnaftalen										
1-Metylnaftalen										
Bifenyli						18				
Acenaftylene										
Acenaften		160	396	65						
4-Metylbifenyli										
Dibenzofuran		158		44	42					
Fluoren		212	369	69	91					
9-Metylfluoren										
9.10-Dihydroantracene		295	457							
2-Metylfluoren										
1-Metylfluoren										
Dibenzothiophen		187		41	42					
Fenantren		3077	1834	498	528	208	94	281	470	1226
Antracene		985	682	216	158	55		46	140	374
Acridine										
Carbazole				45	41					
2-Metylantracene		141				59			100	
1-Metylfenantren		163				61				
9-Metylantracene										
Fluoranten		4964	7219	710	927	376	413	379	740	1261
Pyren		8917	13117	687	778	245	310	294	600	1001
Benzo(a)fluoren		1786	2731	181	139	55		30	170	
Benzo(b)fluoren		258	309	115	108	20		23		
1-Metylpyren		580	637							
Benzo(c)fenantren ***						50		25?	80	
Benzo(a)antracene *		13204	17610	1975	624	230	180	97	610	1421
Trifenylene/Chrysen *		28088	34251	4821	1125	535	514	220	1460	3247
Benzo(b)fluoranten **		34991	62491	16410	2480	1473	569	361	2330	7928
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		10912	23542	5047	1221	610	190	95	830	3643
Benzo(e)pyren *		28102	65847	10774	1674	867	263	217	1430	4628
Benzo(a)pyren ***		6104	18003	1814	720	296	266	105	690	2582
Perylen			7584	566		70		24	140	627
O-Phenylene-pyren		14681	60997	8967	1460	865	166	253	2210	3332
Dibenz(a,h)antracene ***		4177	16704	2976	469	350		55	330	1017
Picen		2605	5882	3010	757					
Benzo(ghi)perylene		13296	45462	8734	1754	593	272	246	1580	4218
Anthanthrene										
Coronen				1699						
Sum		178043	386124	69464	15143	7036	3237	2751	13930	36505
Derav KPAH 1)		~51000	~109000	~23800	~4300	~2500	~900	~600	~3850	~13400
% KPAH		~28	~28	~36	~28	~35	~29	~21	~27	~36
% Tørrstoff										

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).  
 I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

Tabell A3 (forts.)

PAH	St., dato	S4	S4	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
		1982 4-6 cm	1982 6-10 cm	1982 10-15cm	1982 0-2 cm	1982 0-2 cm	1982 0-2 cm	1982 0-2 cm	1982 0-2 cm	1982 0-2 cm
Naftalen										
2-Metylnaftalen										
1-Metylnaftalen										
Bifenyli										
Acenaftylene										
Acenaften										
4-Metylbifenyli										
Dibenzofuran										
Fluoren										
9-Metylfluoren										
9.10-Dihydroantracene										
2-Metylfluoren										
1-Metylfluoren										
Dibenzothiophen		300	36							
Fenantren		6369	538	319	46	33	138	29	196	214
Antracene		1257	145					7		51
Acridine										
Carbazole										
2-Metylantracene		312	123							
1-Metylfenantren		196	95?						40	
9-Metylantracene										
Fluoranten		5847	995	544	78	93	221	48	394	322
Pyren		3978	744	428	62	67	157	31	207	195
Benzo(a)fluoren		427	159							
Benzo(b)fluoren			46							
1-Metylpyren										
Benzo(c)fenantren ***		186	51							
Benzo(a)antracene *		1869	383	159	33	42	172	10	135	124
Trifenylen/Chrysen *		3895	662	361	100	127	531	31	386	315
Benzo(b)fluoranten **		6464	995	477	338	372	1289	39	1285	932
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)		2913	153	93	48	144	596	29	294	378
Benzo(e)pyren *		3942	406	196	210	287	827	24	1062	748
Benzo(a)pyren ***		2740	325	88	22	47	219	10	117	171
Perylen		724	140							
0-Phenylene-pyren		2790	533	162	195	188	405	9?	815	837
Dibenz(a,h)antracene ***		1005	156		46	45	93		178	336
Picen										
Benzo(ghi)perylene		4100	500	104	190	216	508	14?	363	534?
Anthanthrene										
Coronen										
Sum		49314	7185	2931	1368	1661	5156	281	5472	5157
Derav KPAH 1)		~11900	~1600	~600	~430	~540	~1900	~60	~1700	~1600
% KPAH		~24	~22	~21	~31	~32	37	~22	~31	~32
% Torrstoff										

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).  
I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

Tabell A4. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i filet av fisk fra Heddalsvatnet november 1982, µg/kg våtvekt

PAH \ Art	Sik I	Sik II	Abbor						
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftilen									
Acenaften									
4-Metyl bifenyli									
Dibenzofuran									
Fluoren									
9-Metylfluoren									
9.10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren	6								
1-Metylfluoren	2								
Dibenzothiophen									
Fenantren	4	5	~4						
Antracen	1	1							
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracen									
1-Metylfenantren									
9-Metylantracen									
Fluoranten	4	10	5						
Pyren	2	6	4						
Benzo(a)fluoren									
Benzo(b)fluoren									
1-Metylpyren									
Benzo(c)fenantren ***									
Benzo(a)antracen *			1						
Trifenylen/Chrysen *	2	4	7						
Benzo(b)fluoranten **	1	2	3						
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)									
Benzo(e)pyren *			1						
Benzo(a)pyren ***			1						
Perylen									
D-Phenylene pyren			1						
Dibenz(a,h)antracen ***									
Picen									
Benzo(ghi)perylen									
Anthanthrene									
Coronen									
Sum	22	28	~24						
Derav KPAH 1)	<1	~1	~2						
8 KPAH		~3	~10						
% Tørrstoff	22.3	23.3	19.9						

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S.National Academy of Science (NAS, 1972).  
I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub>F er kreftfremkallende.

Tabell A5. Metaller og organisk stoff (glødetap) i sedimenter fra Heddalsvatnet 13/10 1982, tørrvektbasis.

Stasjon, sjikt	Glødetap mg/g	Kvikksølv mg/kg	Kadmium mg/kg	Bly mg/kg	Sink mg/kg	Mangan mg/kg
S1 0-2 cm	90	0.75	1.68	88	130	2886
S2 0-2 cm	126	0.77	1.15	128	167	1144
S3 0-2 cm	46	0.20	0.56	20	71	1350
S4 0-2 cm	125	0.92	1.59	128	169	1590
" 2-4 cm	124	2.09	7.15	271	355	2005
" 4-6 cm	124	2.38	7.44	345	308	1940
" 6-10 cm	116	2.11	1.28	136	191	903
" 10-15 cm	80	0.15	0.56	62	113	494
S5 0-2 cm	36					
S6 0-2 cm	40	0.24	1.03	42	115	1513
S7 0-2 cm	46					
S8 0-2 cm	163	0.05	0.17	7	40	207
S9 0-2 cm	334					
S10 0-2 cm	104	1.23	4.09	220	324	18059