

NIVA



RAPPORT LNR 4114-99

**Skadevirkninger av
kreosotutslippet til
Svartelva fra
Impregnor AS på Ilseng**

Sluttrapport for undersøkelsene i
1997, 1998 og 1999



Foto: Erling Maartmann

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
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 Skadevirkninger av kreosotutslippet til Svartelva fra ImpregNor AS på Ilseng.	Løpenr. (for bestilling) 4114-99	Dato 02.11.1999
	Prosjektnr. Udemnr. O-97202	Sider Pris 44
Forfatter(e) Gösta Kjellberg	Fagområde Ferskvann	Distribusjon Intern
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) ImpregNor AS	Oppdragsreferanse Helge Lillemæhlum
----------------------------------	--

Sammendrag

Høsten 1997 ble kreosotholdig dreneringsvann fra ImpregNor AS tilført Svartelva. Vannet fra avskilleren besto delvis av fri fase kreosot og bidro til meget høye konsentrasjoner i elvevannet og elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Utslipet førte videre til sjenerende lukt og "oljefilmpåvirket" elvevann. Det forårsaket også akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika, samt akutte skadeeffekter på bunndyr i Svartelva. Utslipet førte også til at bunnsedimentene i mer stilleflytende partier i Svartelva og i deler av Åkersvika fikk et økt påslag av PAH-forbindelser.

Undersøkelser i 1998 og 1999 har vist at bunndyrene og fisken raskt reetablerte seg og bunndyr og fiskefaunaen var blitt normalisert. Kreps ble ikke påvist i 1999, og det anbefales å vurdere nyutsetting. Konsentrasjonsnivået av PAH'er i sedimentene i Svartelva og Åkersvika ligger, med dagens kunnskap, innenfor et nivå som ikke bedømmes å gi langtids-skadeeffekter for levende organismer, men forholdene bør følges noen år fremover.

Fire norske emneord 1. ImpregNor AS 2. Kreosot 3. Kjemiske forhold 4. Fiskedød	Fire engelske emneord 1. ImpregNor AS 2. Creosot 3. Chemical conditions 4. Fish kill
--	--


 Gösta Kjellberg
 Prosjektleder


 Bjørn Olav Rosseland
 Forskningsleder
 ISBN 82-577-3723-2


 Nils Roar Sælthun
 Forskningsjef

O-97202

**SKADEVIRKNINGER AV KREOSOTUTSLIPPET TIL SVARTELVA
FRA
IMPREGNOR AS PÅ ILSENG**

Sluttrapport
for undersøkelsene i 1997, 1998 og 1999.

Ottestad oktober 1999.

Prosjektleder: Gösta Kjellberg
Medarbeidere: Torleif Bækken
Eli-Anne Lindstrøm
Jarl Eivind Løvik
Mette-Gun Nordheim
Sigurd Rognerud
Øyvind Holmen
Odd Nymo
Robert Karlsen

Forord

ImpregNor AS i Stange kommune er en treforedlingsbedrift som trykkimpregnerer trevirke. Bedriften benytter både kreosotolje (antrasenolje) og salt (CCA)-impregnering. I forbindelse med gravearbeider ved kreosotanlegget høsten 1997 ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljeavskiller. Vannet fra avskilleren bestod delvis av fri fase kreosot og bidrog derfor til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet og elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Utslippet førte videre til sjenerende lukt og "oljefilmpåvirket" elvevann. Det forårsaket også akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika samt akutte skadeeffekter på bunndyr i Svartelva. I denne forbindelsen påla Statens forurensningstilsyn (SFT) og Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen, ImpregNor AS å klarlegge skadevirkningene av utslippet, samt å vurdere tiltak som kan bidra til å redusere skadeeffektene mest mulig.

Denne rapporten omhandler de undersøkelsene NIVA har gjennomført i perioden 1997 - 1999. Undersøkelsen er i hovedsak gjennomført i henhold til programforslag av den 17. april 1998 og kontrakt av 5. juni 1998. På grunn av høy vannføring i Svartelva i hele 1998 og forsinket leveranse av analyseresultater har prosjektet blitt forsinket, og deler av programmet som var planlagt i 1998 har blitt utført i 1999. Helge Lillemæhlum har vært kontaktperson i ImpregNor AS og Gösta Kjellberg har vært kontaktperson og prosjektleder i NIVA.

Feltarbeidet er utført av G. Kjellberg, Jarl Eivind Løvik og Mette-Gun Nordheim ved NIVA's Østlandsavdeling, Odd Nymo, Teknisk Hygiene Hamar, Løten og Stange kommuner, Øyvind Holmen fra Løten, samt Torleif Bækken og Eli-Anne Lindstrøm (NIVA, Oslo). T. Bækken har bearbeidet bunndyrmaterialet og E.-A. Lindstrøm har bearbeidet og vurdert begroingsprøvene. Robert Karlsen har artsbestemt døgnfluer og vårfluer fra Åkersvika. Torger Hagen og Kjell Kristiansen har bidratt med verdifulle opplysninger om fuglelivet i Åkersvika. Bearbeiding og vurdering av øvrige data og rapportskrivning er utført av personalet (G.Kjellberg, J.E.Løvik, M-G.Nordheim og S.Rognerud) ved NIVA's Østlandsavdeling.

Metallanalyser i sedimentprøver er utført ved Svensk Grundämnesanalys AB i Luleå. Analyser av PAH er utført ved NIVA's laboratorier i Oslo (vannprøver og konsentrasjon i bunndyr) og Unilab analyse a.s i Tromsø (sedimentprøver).

Prosjektleder vil takke for et godt samarbeid.

Ottestad oktober 1999.

Gösta Kjellberg

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn og problemstilling	8
1.2 Miljømål for Svartelva og Åkersvika	10
1.3 Tidligere undersøkelser fra området	10
1.4 Målsetning	11
2. Materiale og metoder	12
2.1 Utførte undersøkelser i 1997	12
2.2 Utførte undersøkelser i 1998	12
2.3 Utførte undersøkelser i 1999.	13
3. Resultater og diskusjon	15
3.1 Registrering av omfanget av utslippet	15
3.1.1 Tidspunkt for utslippet, mengde utslipp og avløpsvannets innhold av forurensningsstoffer	15
3.1.2 PAH-forbindelser i vannprøver	15
3.1.3 PAH-forbindelser i sedimenter i Svartelva	17
3.1.4 PAH-forbindelser i sedimenter i Åkersvika	19
3.1.5 PAH-forbindelser i bunndyr i Svartelvdeltaet.	25
3.1.6 Kobber, krom og arsen i vannmose fra Svartelva	26
3.1.7 Kobber, krom og arsen i sedimenter i Åkersvika	28
3.2 Registrering av skadeeffekter av utslippet	32
3.2.1 Estetiske problem	32
3.2.2 Begroingsorganismer i Svartelva	33
3.2.3 Bunndyr i Svartelva	33
3.2.4 Bunndyr i Åkersvika	35
3.2.5 Fisk	37
3.2.6 Kreps	40
3.2.7 Fugler	40
3.3 Miljørisikoanalyse	41
3.3.1 Svartelva	41
3.3.2 Åkersvika Naturreservat	41
3.3.3 Mjøsa	41
4. Referanser	42
5. Vedlegg	44

Sammendrag

Denne undersøkelsen har hatt som formål å gi en beskrivelse av omfang og skadeeffekter av et utslipp av kreosotholdig dreneringsvann til Svartelva fra ImpregNor AS på Ilseng. Videre skulle en fortløpende vurdere eventuelle tiltak for å redusere skadeomfanget. Ifølge beregninger utført av Norges Geotekniske Institutt (NGI) ble ca. 92 kg fri fase kreosot sluppet ut i elva høsten 1997. Det meste av denne kreosoten ble trolig tilført Svartelva som et akutt utslipp ved middagstid torsdag den 30. oktober. Kreosot kan inneholde opp til 348 identifiserbare kjemiske stoffer der fenoler og aromatiske hydrokarboner står sentralt. Kreosot i fri fase er meget giftig overfor vannlevende organismer. Høy toksisitet har også blitt påvist i kreosotforurensede sedimenter.

Hovedkonklusjonene er:

- Utslipet har belastet og påvirket et **meget følsomt naturområde, Åkersvika naturreservat**, som det generelt sett ikke er ønskelig blir tilført forurensninger. Spesielt bør tilførsler av miljøgifter unngås eller holdes på et lavest mulig nivå.
- Utslipet førte til at særlig Svartelva nedstrøms Ilseng (en strekning på ca. 5 km), men også deler av Åkersvika og til dels Mjøsa ble tilført **løsemidler som fenoler samt oljerelaterte disykliske og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH)**. Blant fenolene var det størst utslipp av forbindelser som Fenol, 2-Metylphenol, o-Etylphenol, p-Etylphenol, m-Etylphenol, 2,3-Xylenol, 2,4+2,5-Xylenol, 3,4-Xylenol, 3,5-Xylenol, 2-Isopropylphenol, 2,3,5-Trimetylphenol og Beta-naftol. Blant PAH'ene var det størst utslippsmengde av disykliske forbindelser som Naftalen, Acenaften og Acenaftylen samt ekte PAH som Fluoren, Fenantren, Antrasen, Fluoranten og Pyren. Av disse har det sannsynligvis vært størst utslipp av Naftalen, Acenaften og Fenantren. Kreosotutslippet har også belastet vassdraget med potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(j,k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Ind.(1.2.3-cd)pyren og Dibenz (a,c/a,h)antracen. Disse forekom likevel i små mengder.
- Utslipet førte ikke til noe større påslag av CCA-salter dvs. arsen og tungmetaller som kobber og krom, som kunne registreres i vann, sediment eller vannorganismer.
- Utslipet førte til sterk **kreosotluk** og synlig ”**oljehinne**” langs hele den berørte delen av Svartelva. Mest berørt ble et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det liggende store mengder dråper/ansamlinger av kreosotolje (fri fase kreosot) mellom småsteinene, grus- og sandkornene i bunnen av elvefaret. NGI registrerte her PAH-konsentrasjoner i de øverste 0 – 3 cm av elvesedimentet i området 200 – 330000 mg/kg sediment. Dypere sedimentlag var lite berørt. Elvestrekningen ned til Kvæka ble også påtagelig berørt. Her var det først og fremst områder som yttersvinger og bakevjer med lavere vannhastighet som ble belastet med kreosotforbindelser. Også i utløpsområdet i Åkersvika var det tydelig kreosotluk og synlig ”oljefilm”. Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ble i uke 49 –51 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette medførte at en del kreosot i fri fase ble virvlet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elva nedstrøms. Da elva ble helt islagt (i uke 51) forsvant kreosotlukta. Våren 1998 var det uvanlig stor isgang i Svartelva bl.a. langs den delen av elva som var berørt av kreosotutslippet. Isgangen bidrog til erosjon langs strandkanter og i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser, og igjen ble det tydelig kreosotluk langs elva. Det ble også synlig ”oljehinne” langs enkelte elvestrekninger, men ikke i noe større omfang jevnført med forholdene foregående høst. Etter dette har det ikke vært problemer knyttet til kreosotluk og synlig ”oljehinne”. I 1998 lå det likevel fortsatt igjen enkelte kreosotansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva og da særlig langs det mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippstedet ved Ilseng. Generelt sett synes

det nå som om det meste av kreosotforbindelsene har blitt nedbrutt og/eller vasket ut fra Svartelva. Langvarig vårflom og vedvarende høy vannføring i hele 1998 og vårflommen i 1999 har bidratt til dette. Like etter isløsningen våren 1998 var det også synlig forekomst av kreosotforbindelser i vanddammer og sigevannsfar ("oljehinne") i Svartelvadeltaet og i berørte del av selve Åkersvika, men det var ikke noen merkbar kreosotlukkt. *Etter at Åkersvika ble fylt med vann i juni 1998, har det ikke vært kreosotlukkt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser i eller langs "vika".*

- Utslipet førte til **akutte skadeeffekter på bunndyr**. Strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ble mest berørt og her ble mesteparten av bunndyrene slått ut unntatt enkelte tolerante fåbørstemark tilhørende gruppen *Tubificidae*. Strykpartier lengre nedstrøms (ved Sande, Kvæka og Hjellum) var også berørte men i mindre grad jevnført med elvestrekningen like nedstrøms Ilseng. Her var det fortsatt til dels rik forekomst av mer tolerante bunndyr som døgnfluen *Baetis rhodani*, steinfluen *Leuctra hippopus*, vårfluen *Rhyacophila nubila* samt arter tilhørende grupper som fåbørstemark, knott, fjærmygg og stankelbein/klegg. Bestandene av følsomme insektlarver som døgnfluene *Baetis muticus*, *B. niger* og *Heptagenia sulphurea*, steinfluene *Diura nanseni*, *Isoperla sp.* og *Capnia spp.*, vårfluene *Agapetus ochripes*, *Hydropsyche spp.*, *Lepidostoma hirtum* og *Anthriscodes spp.* samt grupper som "Helmisbiller", snegl og småmuslinger var tydelig redusert. Det var ikke mulig å foreta observasjoner i mere stilleflytende partier p.g.a. is. *Bunndyrundersøkelser foretatt i 1998 viste at bunndyrene raskt reetablert seg og at faunaen hadde blitt normalisert i november. En befaringsundersøkelse i forbindelse med elfiskeundersøkelsen i begynnelsen av august i 1999 bekreftet dette.*
- Utslipet førte til **akutt fiskedød og balanseforstyrrelser hos fisk**. Dette startet den 30. oktober og varte til ca. 3. november. Mest påvirket ble fisken av utslippet som kom den 30. oktober. Sannsynligvis kom det da mye kreosot i fri fase. Det ble f. o.m. 30 oktober observert død og "døende/giftpåvirket" fisk langs hele elvestrekningen mellom Ilseng og utløpet i Åkersvika. Flest døde fisk ble registrert på strekningen like nedstrøms utslippspunktet. Videre ble det i dagene etter observert død og særlig "døende" fisk i Åkersvika øst for E6-bruene (Svartelvadeltaet) samt i østre del av "hovedvika" like vest for den nordre E6-brua. Følgende fiskearter ble observert: ørret, harr, gjedde, hork, abbor, ørekyte, laue, karuss, lake og ferskvannsulke. I Svartelvas strykpartier var det flest funn av ferskvannsulke mens smågjedder var vanligst i registreringene fra Åkersvika. Det ble ikke observert døde eller "døende" kreps, heller ikke årsunger av ørret og harr. Den 8. og 9. november ble det observert døde smågjedder fastfrosset i den nylagte isen i området mellom Stangebrua og Jernbanebrua. Fiskedøden kan betegnes som omfattende, men ikke total. Det var altså en partiell fiskedød som bare omfattet visse størrelsesgrupper (små fisk < 30 cm) og arter (bl.a. ble det observert mort uten synlige tegn på skade). Videre har sannsynligvis flere fisker som var klart påvirket (observert som døde eller "døende") rehabilitert/kviknet til og således overlevd. *Det er ikke observert eller rapportert om unormale forhold med hensyn til fisk og fiske i Åkersvika og Svartelva i 1998 og 1999. Det ble heller ikke funnet fiskekadaver i Åkersvika like etter isløsning i 1998. Elfiskeundersøkelsen i Svartelva i 1999 viste at de fleste fiskarter da var reetablert i strykpartiene langs den påvirkede delen av elva. Det bør her også nevnes at det var rik forekomst av ørretunger i samtlige strykpartier unntatt strykpartiet i elvas nederste del (ved Hjellum).*
- Det var sannsynligvis i første rekke fenoler som førte til fiskedød og skader på bunndyrsamfunnet like etter utslippet den 30. oktober. Skadeforløpet hos fisken tyder på dette. Flyktige disykliske hydrokarboner og vannløslige ekte PAH'er (naftalener og fenantren) kan likevel også ha hatt betydning i denne sammenheng og da særlig i Åkersvika. Lav vanntemperatur og begrenset mulighet for utskiftning med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger og Åkersvika var islagt har trolig bidratt til å forsterke gifteffektene.
- *Utslipet har ikke ført til påvisbare skadeeffekter på begroingsorganismene i Svartelvas strykpartier. Den høyere vegetasjonen i de mer stilleflytende partiene var heller ikke synlig berørt.*

- Utslipet førte sannsynligvis til at bunnsedimentene i mer stilleflytende partier i Svartelva og i østre del av Åkersvika (Sartelvadeltaet inkl. området like vest for E6) fikk et økt påslag av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i sediment. I Åkersvika ble det som mest registrert konsentrasjonsnivåer av ekte PAH i området 10000 - 25000 µg/kg (tørrvekt). Forurensningsgraden kan for de mest berørte områder betegnes som markert til sterk. Konsentrasjonene av potensielt kreftfrembringende PAH var likevel lave (< 4000 µg/kg TV) og noen større risiko for langtids-effekter på bunndyr, fisk og fugl synes derfor ikke å foreligge. Konsentrasjonene av forbindelser som Naftalen, Dibenzofuran, Acenaften, Antrasen, Fluoren, Fluoranten, Pyren og Benzo(a)antrasen var her 100 - 250 ggr. høyere en det som ble registrert i sedimentene i Flakstadelvadeltaet. Dette området ble ikke berørt av kreosotutslippet og er her brukt som referanselokalitet. Øvrige berørte deler av Åkersvika kan betegnes som lite til moderat forurenset.
- *Det ble ikke observert unormale forhold med hensyn til fugleliv i Åkersvika i 1998 og 1999.*

Miljørisikoanalyse og anbefalinger.

Utslipet medførte akutte skadeeffekter på bunndyr og fisk, særlig i berørte del av Svartelva men også hvad gjelder fisk i Åkersvika. Skadene var av korvarig karakter som resultat av en rask reetablering av bunndyr og fisk. Forholdene bedømmes nå som nær normalisert, og det foreligger for tiden sannsynligvis ingen risiko for noen ny akutt skadeeffekt p.g.a. utslippet. Dette p.g.a. at det ikke lenger finnes større ansamlinger av konsentrert kreosot som kan virvles opp fra bunnsedimentene i Svartelva og/eller Åkersvika.

Det foreligger ikke behov for saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Svartelva. Kreps synes ikke å ha blitt reetablert, og utsetting av kreps bør derfor vurderes.

Konsentrasjonsnivået av potensielt kreftfrembringende PAH i sedimentene i Åkersvika ligger i et nivå som ikke bedømmes å gi mer langsiktige skadeeffekter for levende organismer. I Svartelvadeltaet som er den delen som ble mest belastet anbefales det at situasjonen overvåkes, dvs. at det i noen år foretas årlige PAH-analyser av sedimentene. Det er ikke nødvendig med saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Åkersvika.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn og problemstilling

ImpregNor AS på Ilseng i Stange kommune er en treforedlingsbedrift som trykkimpregnerer treverk. Bedriften benytter både kreosotolje- og salt-impregnering. Ved saltimpregneringen benyttes CCA-middel som inneholder tungmetallene krom (Cr) og kobber (Cu) samt metalloidet arsen (As). Bedriften startet sin virksomhet på Ilseng i 1935 og har således vært virksom i 64 år.

I forbindelse med gravearbeider ved kreosotanlegget på ImpregNor AS høsten 1997, ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljeavskiller. Vannet fra avskilleren bestod delvis av fri fase kreosot og bidro derfor til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet og langs elvebunnen like nedstrøms utslippspunktet. Det var også mistanke om at dette utslippet tilførte Svartelva kobber, krom og arsen fra tidligere saltimpregnering, da disse elementene kunne forekomme i grunnen og i grunnvannet på bedriftsområdet.

Utslipet førte til tydelig kreosotlukt og synlig "oljefilm" langs hele den berørte del av Svartelva, en strekning på ca. 5 km. Mest påvirket ble et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet der det ble liggende store mengder dråper og geléaktige klumper av kreosotolje mellom grus- og sandkornene i elvefarets sedimenter. Utslipet førte til akutt fiskedød i elva og deler av Åkersvika samt akutte skadeeffekter på bunndyr i Svartelva.

De totale miljøeffektene og spesielt de langsiktige virkningene av gjenværende kreosotansamlinger og mikroforurensninger som potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH vil avhenge av mengdene kreosotolje, Cu, Cr og As som finnes i sedimentene og i hvilken grad de er eller kan bli biotilgjengelige. Høye tungmetall- og arsen konsentrasjoner kan bidra til stress og til at organismene blir mer følsomme for kreosotpåvirkninger. Det bør imidlertid nevnes at miljøeffekter av denne typen kreosotolje-utslipp er forholdsvis dårlig kjent.

Det er likevel kjent at selve kreosoten (tekniske kreosot) har meget høy akutt toksisitet overfor vannlevende organismer. Årsaken til den høye toksisiteten har en ikke kunnet forklare, men det foreligger to hovedhypoteser:

1. Kreosotens høye toksisitet skyldes synergistiske (dvs. samvirkende) effekter av mange komponenter.
2. Kreosotens høye toksisitet skyldes et fåtall ikke undersøkte komponenter med meget høy toksisitet.

Høy akutt toksisitet har også blitt registrert på vannekstrakt fra kreosotforurensede sedimenter (pers.medd. Göran Bergman). Ved risteblanding med kreosotforurenset sediment i vann har en registrert akutt toksisitet ved kreosotkonsentrasjoner på 0,77 – 1,00 mg/l. En hver form for frigjøring av fri fase kreosot fra sedimenter utgjør derfor en fare for akutt toksisitet i vannfasen.

Kreosotolje/Antrasenolje er en brunsvart oljeaktig viskøs væske som er litt tyngre enn vann (tetthet på 1,04 – 1,12 g/cm³). Den har en karakteristisk skarp lukt av naftalen og/eller fenol. Den fremstilles som et restprodukt (tungoljefraksjonen) ved destillasjon av steinkulltjære. Kreosot som blir benyttet til treimpregnering er et kulltjæredestillat som inneholder en rekke aromatiske forbindelser. Kreosot kan bestå av opptil 348 identifiserbare kjemiske stoffer der fenoler og aromatiske hydrokarboner utgjør hovedbestanddelene. Andelen PAH kan variere fra 50-90%. Nyere engelske undersøkelser (Bondi og Kevin 1998) viser at kreosotolje inneholder: Disykliske og polysykliske aromatiske hydrokarboner

(ekte PAH) (80-85%), monosykliske aromatiske hydrokarboner (5-15%), fenoler (5-15%) og N-, S-, og O-heterosykliske forbindelser (ca. 5%). I kreosotolje som benyttes i dag, er mye av fenolene og enkelte spesielt miljøfarlige PAH-forbindelser som bl.a. Benzo(a)pyren fjernet. Fenolene er nå redusert fra 8% til <3%. Følgende fenoler, disykliske- og ekte PAH-forbindelser finnes i størst konsentrasjon:

- Fenoler som: Fenol
Kresol
Xylenol
- disykliske forbindelser som: Naftalen
2-metylnaftalen
1-metylnaftalen
Acenaften
Dibenzofuran
- "ekte PAH'er" (3 - 6 ringer) som: Fluoren
Fenantren
Antracen
Fluoranten
Pyren
Benz(a)antrasen*

(* markerer at forbindelsen er potensielt kreftfremkallende ovenfor mennesker)

Foruten Benz(a)antrasen inneholder kreosotolje også andre potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH som Benzo(b)fluoranten, Benzo(j.k)fluoranten og Benzo(a)pyren i små mengder (<0,005-0,1%). De viktigste komponentene i kreosotolje er også gitt i tabell A i vedlegget.

Fenoler og mer vannløselige, flyktige PAH-forbindelser slik som naftalener og til dels fenantren er meget giftige særlig for fisk og kan gi akutte effekter (fisken får balanseforstyrrelser) ved så lave konsentrasjoner som 10-100 µg/l (Erichsen Jones 1969). Dødelighet inntreffer som regel ved konsentrasjoner > 1 mg/l (Hynes 1963, pers. medd. Göran Bergman). Disse stoffene absorberes raskt i fisken, og de gir umiddelbare skadeeffekter. Fisken har ikke mulighet til å oppdage disse giftene, men kvikner raskt til hvis den kommer ut i uforurenset vann tidsnok (Erichsen Jones 1969). Vi kan også nevne at fenoler vil gi en sjenerende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Boetius 1954).

De tyngre PAH-forbindelsene (fenantren, fluoranten, pyren og særlig antrasen og benz(a)antrasen) er mindre vannløselige og mer resistente (tungt nedbrytbare) enn lettere forbindelser. Generelt avtar vannløseligheten for PAH-forbindelsene med økende antall karbonatomer og ringer. Vinklede strukturer som fenantren er likevel mer løselige enn lineære som antrasen. Løseligheten øker imidlertid betydelig ved økende temperatur, men det gjør også avdunstningen fra vannoverflatene av de mest flyktige forbindelsene. Benzo(a)antrasen, krom og arsen (særlig som arsenat) er potensielt kreftfremkallende. De mest resistente PAH-forbindelsene og Cu, Cr og As vil i stor grad bindes til partikler og sedimentere ut i Åkersvika og til dels i Mjøsa. Økt konsentrasjon av disse forbindelsene i sedimentene kan gi langsiktige skadeeffekter særlig på bunndyr, men potensielt også på fisk og fugl. En forutsetning er da at de er eller blir biotilgjengelige. En vesentlig egenskap med kreosotoljen er at den opptrer som oljedråper eller som geleaktige forbindelser i bunnsstratet; dvs. at også flyktige og akutt giftige forbindelser som fenoler og naftalener sannsynligvis kan bevares inne i kreosotoljedråpene i lang tid. Amerikanske undersøkelser har vist at sedimenter som var forurenset av kreosotolje hadde langt høyere PAH-konsentrasjoner i porevannet enn tilfellet var i sedimenter som kun var forurenset av forbrenningsrelaterte PAH (Socha og Carpenter 1987). Dette gjør at

biotilgjengligheten og giftvirkningene av kreosot-avledede PAH-forbindelser sannsynligvis er langt større enn de forbrenningsrelaterte ved samme konsentrasjoner. Generelt gjelder også at de olje-avledede PAH-forbindelsene er mer giftige enn de forbrenningsrelaterte (Knutzen 1989 og 1995).

Kreosotutslippet fra ImpregNor AS må derfor betraktes som spesielt miljøfarlig. Videre berørte utslippet spesielt ømfintlige naturområder (se nedenfor).

1.2 Miljømål for Svartelva og Åkersvika

Svartelva

Kommunene Hamar, Stange og Løten har sammen utarbeidet en flerbruksplan for Svartelva. Viktige miljømål er bl.a. at Svartelva skal opprettholdes som en viktig reproduksjonslokalitet for mjøsørret og som krepselokalitet. Nasjonale forvaltningsplaner for disse artene er under utarbeidelse ved Direktoratet for Naturforvaltning (DN), og artene har stor verneverdi.

Åkersvika

Åkersvika og nederste del av Svartelva og Flagstadelva ble fredet som naturreservat 26. juli 1974. Området er ett av de norske Ramsarområdene. Formålet med fredningen og opprettelsen av Åkersvika Naturreservat er å bevare et viktig våtmarksområde (elvedelta-landskap) med interessant flora og rikt fugleliv. Området er et av de viktigste rasteområder for våtmarksfugl i innlandet på Østlandet under trekket særlig om våren, men også om høsten. Videre er Åkersvika et viktig reproduksjonsområde for mjøsfisk. For mer informasjon henvises til NIVA-rapport (Kjellberg et al. 1994) og vedlegg B bak i rapporten.

Utslipet av kreosotolje fra ImpregNor har således belastet og påvirket et meget følsomt naturområde som det generelt sett ikke er ønskelig blir tilført forurensninger. Spesielt bør tilførsler av miljøgifter unngås eller så langt som mulig holdes på et lavt nivå.

1.3 Tidligere undersøkelser fra området

Det foreligger til dels omfattende undersøkelser i dette området fra før. NIVA gjennomførte biologiske befaringsundersøkelser i Svartelva i 1974 og 1992 (Kjellberg 1993). Resultatene fra 1992 kan her tjene som referanse for å kunne bedømme "normaltilstanden" før elva ble påvirket av utslippet fra ImpregNor. Svartelva ble da på den aktuelle strekningen (fra Ilseng til utløpet i Åkersvika) vurdert som lite til moderat påvirket av næringssalter og letnedbrytbart organisk stoff og hadde en flora- og faunasamensetning i nært samsvar med forventet naturtilstand.

I Åkersvika naturreservat ble det utført en større undersøkelse av bunnsedimenter og bunndyr i 1990-91 i forbindelse med bygging av Vikingskipet (Kjellberg 1992). Videre foreligger en konsekvensutredning om forslag til kompensasjonstiltak i Åkersvika fra 1994 utarbeidet på oppdrag av Fylkesmannen i Hedmark, miljøvernavdelingen (Kjellberg 1991 og Kjellberg et al. 1994). I nevnte rapporter finnes en rekke registreringer som utgjør verdifullt referansemateriale for å kunne bedømme effekten av kreosotutslippet fra ImpregNor på dyrelivet i "vika". Bl. a. er bunndyrforekomst (fordelt på større grupper og arter for fåbørstemark og fjærmygglarver) og konsentrasjon av krom, kobber og arsen i overflatesedimenter registrert ved 23 lokaliteter. Innhold av krom, kobber og arsen er også registrert i fjærmygglarver fra fire hovedområder i selve Åkersvika.

Videre vil vi nevne at NIVA har nylig, på oppdrag fra SFT, foretatt en omfattende regional undersøkelse over forekomsten av bl.a. PAH i innsjøsedimenter i Norge (Rognerud et al. 1997). Denne rapporten utgjør derfor et meget verdifullt og nødvendig bakgrunnsmateriale når vi skal bedømme omfanget av utslippet fra ImpregNor.

1.4 Målsetning

Hovedmålet med tiltaksundersøkelsen i Svartelva og Åkersvika i 1998-99 var:

- å klarlegge omfanget av utslippet. Dvs. hvilke deler av vassdraget ble/er berørt og i hvor stor grad?
- å vurdere om direkte tiltak og/eller kompensasjonstiltak må gjøres og i tilfelle hvilke tiltak.
- å vurdere langsiktige virkninger på miljøet (miljørisikoanalyse sett i relasjon til fastsatte miljømål for Svartelva, Åkersvika og Mjøsa).

2. Materiale og metoder

2.1 Utførte undersøkelser i 1997

NIVA foretok en befarings av Svartelva og utløpsosen i Åkersvika den 30. oktober på ettermiddagen (se kart over området vist i fig.1). Befaringen fant sted etter at det ble rapportert om fiskedød og mulig kreosotutslipp (det luktet kreosot) fra flere personer som bor langs Svartelva. Ved befaringsen ble det derfor lagt spesiell vekt på registrering av død og døende fisk. Det ble da også innsamlet fisk for eventuelt seinere analyse. Forholdene var optimale for observasjon med et tynt gjennomsliktig islag på indre del av Åkersvika og stilleflytende partier i Svartelva, samt åpent vann i foss- og strykpartiene. Disse forhold gjorde at det var enkelt å oppdage død og skadet fisk. Den 1. og 2. november ble det foretatt en kompletterende befarings av Svartelvadeltaet og den sentrale delen av Åkersvika. Området mellom Stangebrua og Jernbanebrua var ikke islagt og ble ikke undersøkt. Den 3. november ble det foretatt kompletterende fiskeregistreringer samt bunndyrregistreringer langs strykpartiene ved Ilseng, Sande, Kvæka og Hjellum. Samme dag ble det også tatt vannprøver ved Svartelvas utløp i Åkersvika og ved Jernbanebrua der Åkersvika går ut i Mjøsa. Videre var personale fra NIVA tilstede da det i uke 49 ble foretatt slamsuging av elvesedimentene like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng. Det ble da kontrollert om dette tiltaket eventuelt førte til ytterligere skadeeffekter på grunn av at kreosotrester kunne virvles opp i vannmassen og føres nedover vassdraget.

2.2 Utførte undersøkelser i 1998

F.o.m. 1998 foreligger kontraktfestet prosjekt. Prosjektet var tenkt utført ved tre delundersøkelser (1, 2 og 3 se nedenfor og avsn.2.3). I 1998 ble det dessuten foretatt en inngående befarings av Åkersvika ved lavvannstand like etter isløsningen. Det ble lagt vekt på om det var behov og mulighet for ytterligere saneringstiltak for å kunne begrense miljøeffektene av utslippet fra ImpregNor AS. Behov for eventuelle kompensasjonstiltak som utsetting av fisk og kreps ble også vurdert.

1. Registrering av omfanget av utslippet. I hvilke områder finner vi kreosotrelaterte PAH'er og eventuelt økte konsentrasjoner av krom, kobber og arsen, og hvilke konsentrasjoner foreligger?

Det ble samlet inn prøver av overflatesedimenter fra 8 stasjoner i Svartelva og 17 stasjoner i Åkersvika. Stasjonsplassering er vist i figur 1. Prøvene i Svartelva bestod av bunnsediment fra de øvre 5 cm av bunnsstratet som ble ristet i vann. Vannfasen er brukt til analysene. Prøvene ble tatt den 15. juli og det ble tatt prøver fra både strykpartier og fra mer stilleflytende og dypere partier (kulper) ved fire lokaliteter. Det ble også tatt moseprøver fra naturlig forekommende elvemose (*Fontinalis dalecarlica*) for analyse av arsen, kobber og krom. I Åkersvika ble det tatt prøver fra den øverste cm av bunnsedimentet. Her ble de stasjonene (st.1 - 17) som ble benyttet i 1990 brukt. Prøvene ble tatt den 16. juli. Samtlige prøver fra Åkersvika ble analysert m.h.p. krom, kobber og arsen. PAH-innhold ble registrert i samtlige prøver fra Svartelva og fra 10 av lokalitetene i Åkersvika (stasjonene 1, 4, 7, 9, 10, 11, 13, 15, 16 og 17). St. 13, som ligger i Flakstadelvadeltaet ble her benyttet som referanselokalitet.

2. Biologiske undersøkelser i Svartelva.

Målet med de biologiske undersøkelsene i Svartelva var å registrere og vurdere eventuelle mer langsiktige skadeeffekter på fisk, kreps, bunndyr og begroingsorganismer samt reetableringshastighet for fisk, kreps og bunndyr.

Den 17. juli og 5. november ble det foretatt biologiske befaringsundersøkelser langs den berørte strekningen av Svartelva. Ved hver befarings ble det samlet inn semikvantitative prøver av bunndyr og begroingsorganismer. Det ble tatt prøver fra følgende fire lokaliteter:

- St. F1. Fossestrykpartiet ved veibrua i Ilseng. Denne stasjonen benyttes som referansestasjon.
 - St. F2. Strykpartiet direkte nedstrøms utslippsstedet i Ilseng. Prøvene er tatt like ved den kommunale kloakkpumpestasjonen.
 - St. F3. Fossestrykparti nedstrøms bru ved Kvæka.
 - St. F4. Fossestrykparti nedstrøms brua ved Hjellum.
- Stasjonsplassering er vist i figur 1.

Vedvarende høy vannføring etter vårflommen bidrog til at disse undersøkelsene ble tidsmessig forsinket i henhold til fastsatt program. I dette programmet inngikk også elfiskeundersøkelser. Grunnet vedvarende høy vannføring hele sommeren og høsten var det i 1998 umulig å gjennomføre et faglig forsvarlig elfiske i denne delen av elva. Elfisket ble derfor utført i 1999.

I tillegg til delundersøkelsene 1 og 2 ble det gjennomført en befarings av Åkersvika den 2. og 3. mai. Det ble da undersøkt om det fantes synlige kreosotrester, fiskekadaver og/eller døde muslinger samt levende *Chironomus*-larver i sedimentene i de tørrelagte områdene. Videre om det forekom kreosotluk og/eller synlig "kreosothinne". Buskkrattene i strandområdene ble gjennomført med fuglehund for å se om det fantes syke eller oljeskadde fugler i området.

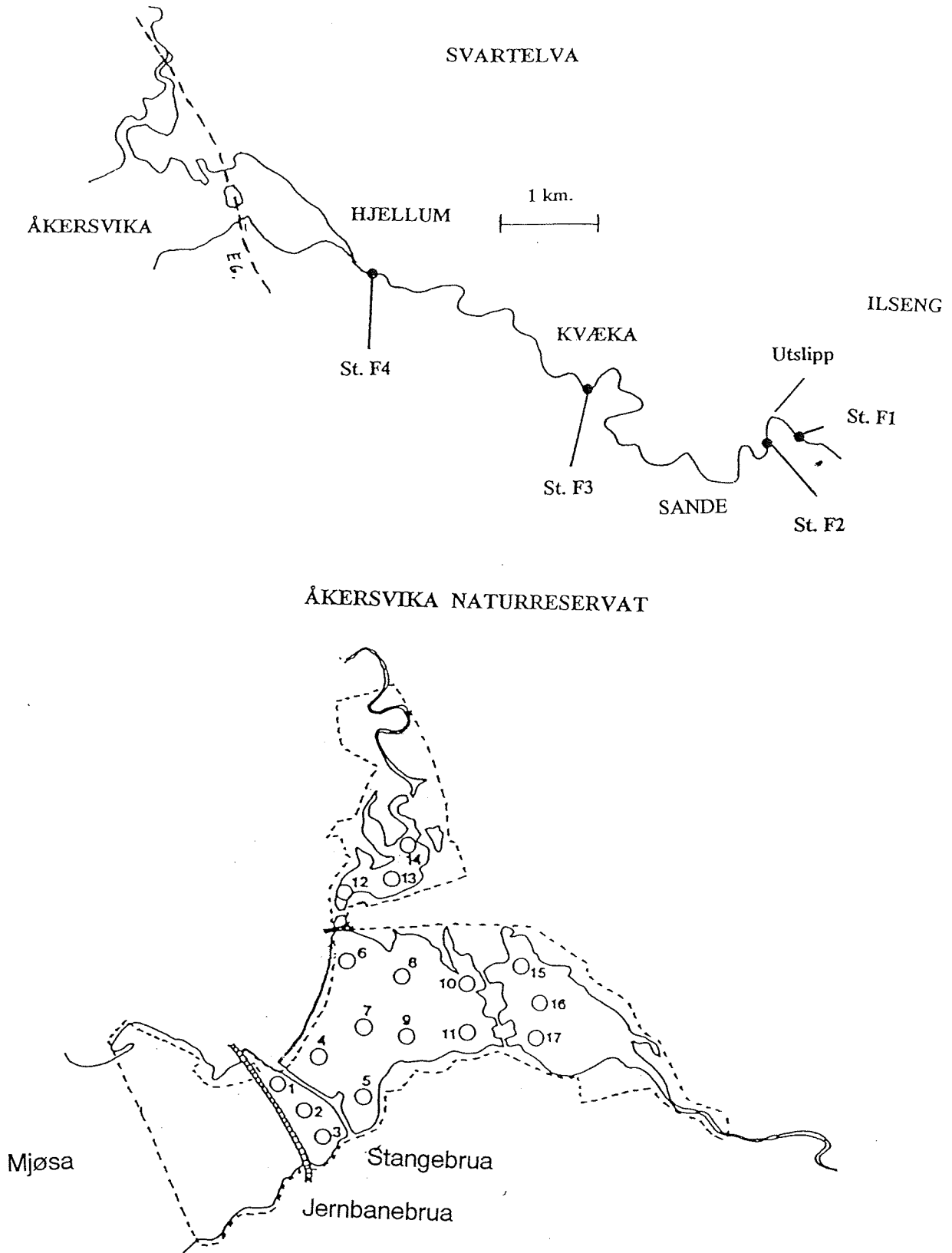
2.3 Utførte undersøkelser i 1999.

Elfiskeundersøkelse i Svartelva ble utført ved lav vannføring den 5. august i 1999. Følgende lokaliteter ble da gjennomfisket: Strykpartiet ved Hjellum (st. F4), strykpartiet like nedstrøms veibrua ved Kvæka (st. F3), et kortere strykparti ved Sande, strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet på Ilseng (st. F2) samt strykpartiet ved veibrua på Ilseng (st. F1). Det sistnevnte elvepartiet ble her benyttet som referanseområde.

Målet med den kompletterende undersøkelsen i Åkersvika (delundersøkelse 3) var å avdekke/registrere mer langsiktige miljøeffekter som resultat av i første rekke kreosotutslippet. Har mer partikkelbundne resistente PAH-forbindelser akkumulert i Åkersvikas sedimenter, og har det skjedd noen bioakkumulering av disse i bunndyrene? Er konsentrasjonene i tilfelle blitt såvidt høye at de kan gi gifteffekter? Resuspensjon av sedimentene i den grunne vika vil aktualisere problemene med mye eksponering for biota. Dette kan eventuelt få konsekvenser for bunndyr, fisk og fuglelivet.

Følgende undersøkelser ble utført i denne forbindelse:

1. Analyse av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i de resterende 7 sedimentprøver fra Åkersvika, som ble innsamlet i 1998, ble foretatt i 1999.
2. Analyse av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i mer storvoste fjærmygglarver tilhørende gruppen *Chironomus* og i en vanligdammusling (*Anodonta piscinalis*) fra det mest kreosotbelastede området i Svartelvadeltaet (bunnområdene ved st. 17).
3. Bunndyrundersøkelser i Åkersvika, Svartelvadeltaet og Flakstadelvadeltaet.



Figur 1. Prøvetakingslokaliteter i Svartelva og Åkersvika Naturreservat. Stasjonene i Åkersvika Naturreservat er de samme som ble benyttet i 1990.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Registrering av omfanget av utslippet

3.1.1 Tidspunkt for utslippet, mengde utslipp og avløpsvannets innhold av forurensningsstoffer

I forbindelse med gravearbeider ved kreosotanlegget på ImpregNor AS høsten 1997, ble kreosotholdig dreneringsvann tilført Svartelva fra en defekt oljeavskiller. Undersøkelser utført av Rødsand (1997) ved Norges Geotekniske Institutt (NGI) viste at vannet fra avskilleren delvis bestod av fri fase kreosot og derfor bidro til meget høye kreosotkonsentrasjoner i elvevannet like nedstrøms utslippspunktet av stoffer som fenoler samt oljerelaterte disykliske og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH). NGI's målinger viste videre at det blant fenolene var størst konsentrasjon av forbindelser som fenol, 2-Metylfenol, o-Etylfenol, p-Etylfenol, m-Etylfenol, 2,3-Xylenol, 2,4+2,5-Xylenol, 3,4-Xylenol, 3,5-Xylenol, 2-Isopropylfenol, 2,3,5-Trimetylfenol og Beta-naftol. Blant PAH'ene var det størst utslippsmengde av disykliske forbindelser som Naftalen, Acenaften og Acenaftylene samt ekte PAH som Fluoren, Fenantren, Antrasen, Fluoranten og Pyren. Av disse har det sannsynligvis vært størst utslipp av Naftalen, Acenaften og Fenantren. Kreosotutslippet har også belastet vassdraget med potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b)fluoranten, Benzo(j,k)fluoranten, Benzo(a)pyren, Ind.(1.2.3-cd)pyren og Dibenz (a.c/a.h)antracen. Disse forekom likevel i små mengder (Rødsand 1997).

Ifølge beregninger utført av NGI ble ca. 92 kg fri fase kreosot tilført Svartelva i denne perioden (Rødsand 1997). Det meste av denne kreosoten ble trolig tilført Svartelva som et akuttutslipp ved middagstid torsdagen den 30. oktober. Avløpsrøret (kommunal overvannsledning) der kreosotutslippet kom, munnar ut i Svartelva på elvas nordside like før samløp med Lageråa.

3.1.2 PAH-forbindelser i vannprøver

Den 3. november ble det av NGI tatt vannprøver fra avløpsrøret ved Ilseng og av NIVA fra Svartelvas utløp i Åkersvika og i Åkersvikas utløp til Mjøsa ved Jernbanebrua. Videre ble det av Næringsmiddeltilsynet i Hamar tatt prøver av råvannet til Hamar og Stange vannverk den 10. november. Primærdata er sammenstilt i tabell 1 i vedlegget og resultatene er vist i figur 2 i teksten.

Vannet i Svartelva på strekningen Ilseng til utløpet i Åkersvika ble kraftig påvirket av kreosotutslippet. Det ble her (st.1 og 2) den 3. november registrert høye konsentrasjoner av disykliske hydrokarboner og ekte PAH i området 150000 - 200000 ng/l. Vi kan her nevne at tilnærmet uberørt ferskvann normalt har total PAH-konsentrasjon < 50 ng/l og at akutte og subakutte skadeeffekter av enkeltforbindelser som regel skjer ved konsentrasjoner over 100000 ng/l (Knutzen 1989). Størst konsentrasjon var det av lavmolekylære og mer vannløslige forbindelser som naftalener, acenaften, fluoren, fenantren og fluoranten. De ble ikke analysert for fenoler og dibenzofuran men høgst sannsynlig har det også vært høye konsentrasjoner av fenolforbindelser som fenol, kreosol og xylenol samt den disykliske hydrokarbonen dibenzofuran. Samtlige av disse stoffene er kreosotrelaterte. Mindre vannløslige og/eller tyngre kreosotrelaterte forbindelser som antrasen, pyren og potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH (KPAH) forekom også men i klart lavere konsentrasjoner. Generelt var det lave andeler av de kreftfremkallende PAH med en prosentandel KPAH < 1%. Benzo(a)pyren, (brukes som indikator for KPAH), hadde imidlertid i Svartelva en konsentrasjon på 127 ng/l. Diffust belastet overflatevann har normalt Benzo(a)pyren-konsentrasjoner < 0.1-1 ng/l og subletale virkninger er påvist ved konsentrasjoner over 100 ng/l (Knutzen 1989).

Åkersvika ble også forurenset av de samme stoffene, men her var konsentrasjonene lavere p.g.a. større fortynningsmuligheter. Ved Åkersvikas utløp til Mjøsa (st. 3) var konsentrasjonene ca. 20 – 50 ggr. lavere enn i nedre del av Svartelva. Som eksempel kan nevnes at Benzo(a)pyren-konsentrasjonen ved Jernbanebrua var 2 ng/l. Det var sannsynligvis størst utslippsmengde av PAH-forbindelsene naftalen, acenaften, og fenantren, og det var disse stoffene som også fikk størst utbredelse.

Da kreosotutslippet var som størst, har det sannsynligvis vært så høye konsentrasjoner av naftalener og muligens også av fenantren i Svartelva og i utløpsosen i Åkersvika at disse var akutt giftige overfor bunndyr og fisk (Erichsen Jones 1969).

I råvannet til Stange vannverk ble det ikke påvist registrerbare konsentrasjoner av ekte PAH, men det ble registrert spor av disykliske hydrokarboner som naftalen, 2-M-naftalen og 1-M-naftalen. I råvannet til Hamar vannverk ble det foruten nevnte naftalener også påvist små mengder av acenaften og ekte PAH'er som fluoren, fenantren og fluoranten. Generelt sett hadde råvannet dvs. Mjøsvannet lave konsentrasjoner av PAH med en total PAH-konsentrasjon i området 5-10 ng/l. Dette er i samsvar med det vi finner i diffust belastet overflatevann (Knutzen 1989).

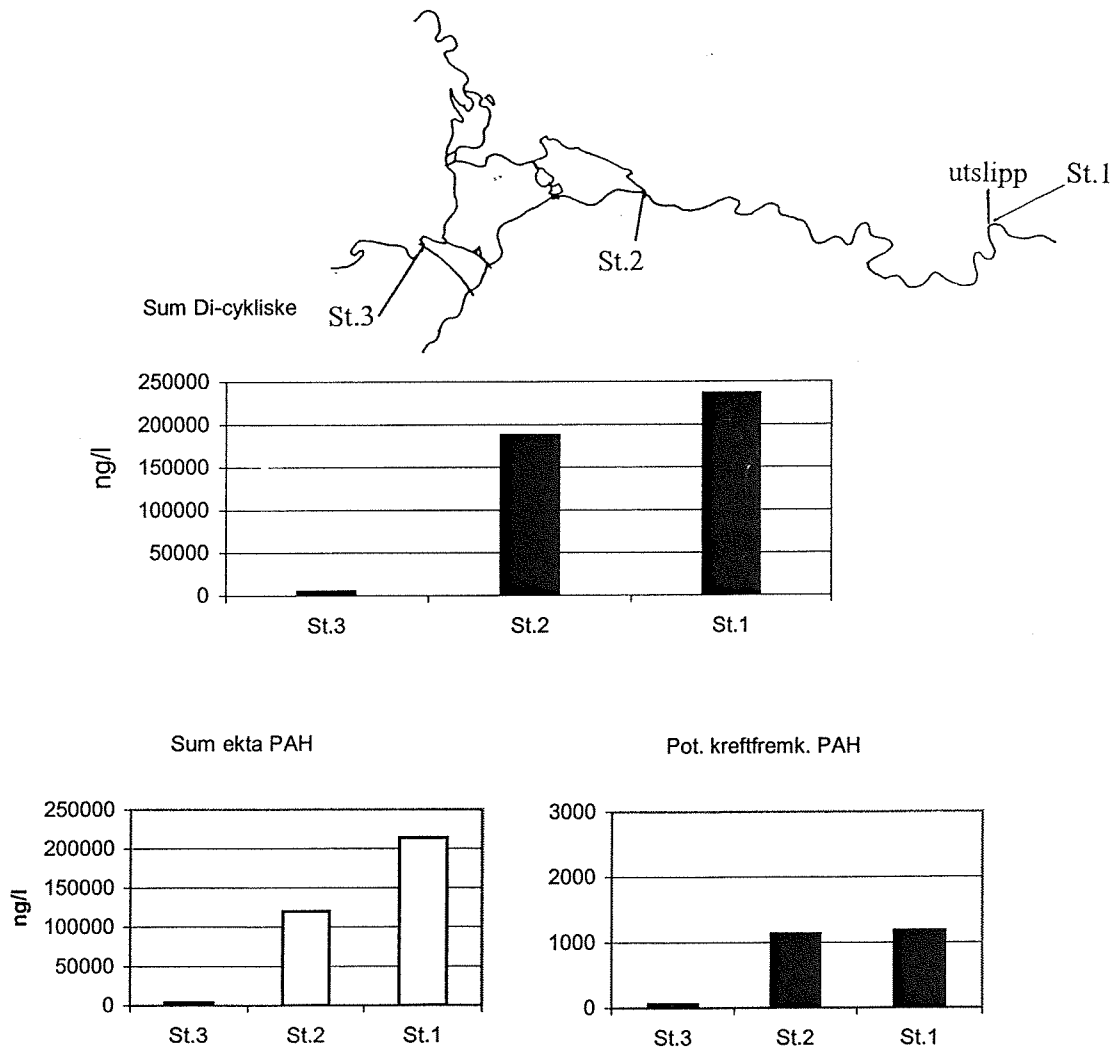


Fig.2 Konsentrasjon av dicykliske hydrokarboner og ekte PAH'er i vannprøver fra lokaliteter i Svartelva - Åkersvika den 3.11.1998.

3.1.3 PAH-forbindelser i sedimenter i Svartelva

Primærdata er gitt i tabell 2 i vedlegget og resultatene er vist i figur 3 i teksten.

Den delen av Svartelva som ble mest påvirket av kreosotutslippet var et ca. 500 meter langt strykparti like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det liggende store mengder dråper/ansamlinger av kreosotolje (fri fase kreosot) mellom småsteinene, grus- og sandkornene i bunnen av elvefaret like etter utslippet. NGI fant her i de øverste 0 – 3 cm av elvesedimentet PAH-konsentrasjoner i området 200 – 330000 mg/kg sediment (Rødsand 1997). Dypere sedimentlag var lite berørt. Elvestrekningen ned til Kvæka (en elvestrekning på ca. 2,5 km) ble også påtagelig forurenset. Her var det først og fremst bunnområdene i yttersvinger og bakevjer med lavere vannhastighet som ble belastet med kreosotforbindelser (Rødsand 1997 og egne observasjoner). Også i utløpsoset i Åkersvika var det tydelig kreosotlukkt i slammet langs elvebredden, men her fant vi ikke synlige dråper/ansamlinger av kreosotolje. Det var likevel ”oljefilm” på vannet og da særlig om vi rørte i sedimentet.

Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ved Ilseng ble i uke 49 –51 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette førte til at en del kreosot i fri fase ble virvlet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elvevannet og/eller elvesedimentene nedstrøms (Rødsand 1998 og egne observasjoner).

Våren 1998 var det uvanlig stor isgang i Svartelva bl.a. langs den berørte del av elva. Dette bidrog til erosjon langs strandkanter og i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser og igjen ble det tydelig kreosotlukkt langs denne delen av vassdraget. Det ble også synlig ”oljehinne” langs enkelte elvestrekninger, men ikke i så stort omfang som det var foregående høst. Etter denne episoden har det ikke vært problemer knyttet til kreosotlukkt og synlig ”oljehinne”. Det lå likevel fortsatt igjen enkelte kreosotdråper/ansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva i november 1998, og da særlig langs det mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng.

Sedimentundersøkelsen som ble foretatt den 15. juli i 1998 viste at sedimentene i strykpartiene da hadde lave PAH-konsentrasjoner, men at det fortsatt var en del kreosotforbindelser i sedimentene i kulpene. I strykpartiene var forholdene nær normalisert med PAH-konsentrasjoner tilsvarende de vi fant i strykpartiet oppstrøms utslippsstedet. Sedimentene i kulpene hadde fortsatt et klart påslag av PAH. Høyest konsentrasjon var det av ekte PAH som fenantren, fluoranten og pyren. Det er et velkjent og vel dokumentert fenomen at sedimentene i foss- og strykpartier raskt vaskes rene etter utslipp av oljeprodukter, men at oljerester i lang tid kan ligge igjen i sedimentene i kulper (Poulton et al. 1997). Generelt sett synes det likevel som om det meste av kreosotforbindelsene hadde blitt nedbrutt eller vasket ut fra Svartelva. Størstedelen av de mer resistente PAH'ene bl.a. de potensielt kreftfrem-kallende, har derfor sannsynligvis sedimentert og blitt absorbert til bunnsedimentene i Åkersvika og/eller blitt ført videre ut til bunnområdene i Mjøsa.

Vurdert utfra foreliggende resultater skulle de kreosotforbindelsene som ligger igjen i Svartelva ikke være noen direkte miljøtrussel. Det vil si at vi ikke forventer akutte, subakutte eller subletale skadeeffekter på flora og fauna. Dette kan begrunnes med at konsentrasjonsnivåene er relativt lave sett i forhold til de konsentrasjonsnivåene som kan gi gifteffekt, og at vi kan regne med en fortløpende uttransport av PAH-stoffer fra Svartelva til Åkersvika. Videre er det for tiden ikke noen lokaliteter med større forekomst av konsentrert kreosot i elvebunnen.

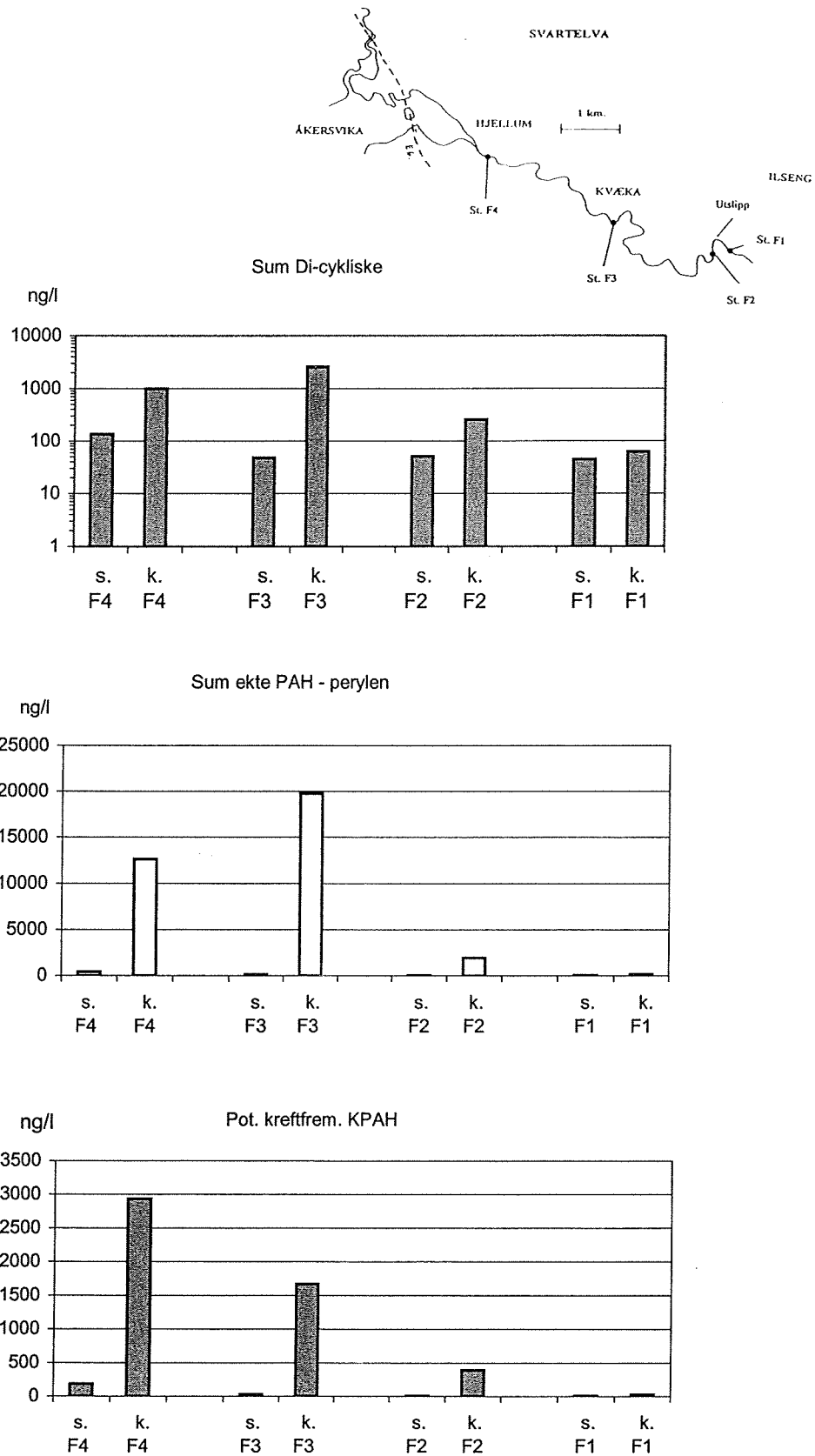


Fig.3 Konsentrasjon av dicykliske hydrokarboner, ekte PAH'er og KPAH'er i vannfasen fra vaskede sedimenter fra fire lokaliteter i Svartelva. Prøvene er tatt den 15.juli i 1998. s.=strykparti k.= kulp

3.1.4 PAH-forbindelser i sedimenter i Åkersvika

Like etter isløsningen i 1998 var det synlig forekomst av "oljehinne" (sannsynligvis rester av kreosotforbindelser) i vandammer og sigevannsfar i Svartelvdeltaet, men også i berørte deler av selve Åkersvika. Størst forekomst var det i den sørvestre delen av Svartelvdeltaet (se figur 4).

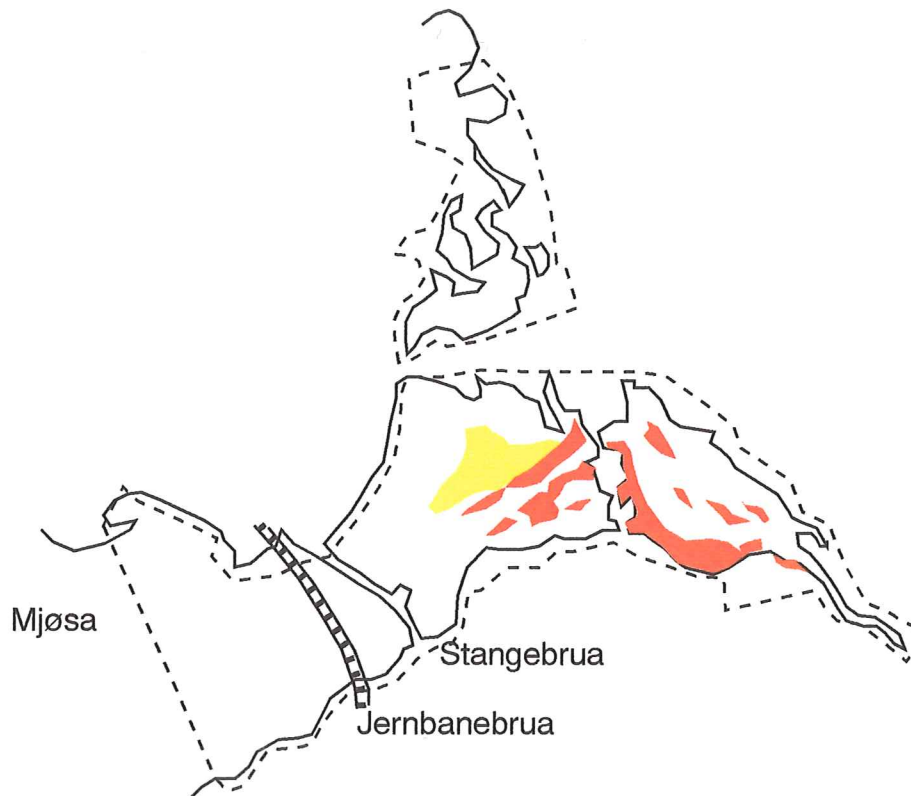


Fig.4 Områder med synlig forekomst av "oljehinne" (rød markering) samt område der det ble funnet døde dammuslinger (gul markering) i Åkersvika naturreservat våren 1998.

Det ble likevel ikke registrert noen merkbar kreosotlukt. Det ble heller ikke påvist kreosotansamlinger som skulle tilsi at det var nødvendig med saneringstiltak. Etter at Åkersvika ble vannfylt i juni i 1998 har det ikke vært kreosotlukt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser (pers. medd. Torger Hagen).

Den 15. juli 1998 ble det tatt ut sedimentprøver fra Åkersvika som ble analysert med hensyn på PAH. Primærdata er sammenstillt i tabell 3 i vedlegget, og resultatene er vist i figur 5-7 i teksten.

PAH har sterk tendens til å adsorberes til organisk stoff. Derfor er sedimentenes innhold av organisk materiale en viktig forutsetning for akkumulering av PAH. I Åkersvika finnes områder med relativt mye organisk materiale i sedimentene, i elvedeltaene, samt i nordvestre området av "vika" ved bruene.

Kreosotutslippet har ført til at sedimentene i østre del av Åkersvika (Svartelvedeltaet inkl. området like vest for E6) har fått et klart påslag av disykliske hydrokarboner og ekte PAH. Her ble det registrert konsentrasjoner av disykliske hydrokarboner i området 2000 – 6000 µg/kg TV og ekte PAH i området 10000 - 25000 µg/kg TV. Sum potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH varierte i området 800 – 3000 µg/kg TV. Konsentrasjonene av kreosotrelaterte forbindelser som naftalen, dibenzofuran, acenaften, antrasen, fluoren, fluoranten, pyren og benzo(a)antrasen var 100 - 250 ggr. høyere enn det som ble registrert i sedimentene i Flakstadelvedeltaet. Flakstadelvedeltaet ble ikke berørt av kreosotutslippet og brukes her som referanselokalitet. I områder med bare diffus belastning (uten definerbar påvirkning fra større punktkilder) kan det antas at total PAH- konsentrasjon i innsjøsedimenter er omkring 100-300 µg/kg TV (Heit og Kluceck 1981, Knutzen 1984 og Holtan et al. 1984). I tilsvarende norske fjordområder betegnes totale PAH- konsentrasjoner på 500 µg/kg TV og lavere som bakgrunnsverdier (Oug et al. 1998). Vi kan i denne sammenhengen også nevne at det er funnet konsentrasjoner av PAH >20000 µg/kg T.V. i en rekke innsjøer i Norge hvor hovedkilden er atmosfæriske avsetninger fra lokale og fjerntliggende kilder (Rognerud et al. 1997).

Forurensningsgraden i østre del av Åkersvika kan betegnes som markert til sterk. Sedimentene i de øvrige berørte delene av Åkersvika (dvs. den sentrale delen og området mellom Stangebrua og Jernbanebrua) kan betegnes som moderat forurenset og sedimentene i Flakstadelvedeltaet som lite forurenset. Vi har da benyttet følgende vurderingsnorm:

- Sum Ekte PAH < 700 µg/kg TV = Liten forurensningsgrad.
- Sum Ekte PAH 700 – 5000 µg/kg TV = Moderat forurensningsgrad
- Sum Ekte PAH 5000 – 15000 µg/kg TV = Markert forurensningsgrad
- Sum Ekte PAH > 15000 µg/kg TV = Sterk forurensningsgrad

Sammenligner vi med de konsentrasjonene som ble registrert ved den regionale undersøkelse av organiske mikroforurensninger i norske innsjøsedimenter (Rognerud et al. 1997), kan de høyeste konsentrasjonene av de disykliske hydrokarbonene i Åkersvika betegnes som høye. De mest vannløselige av disse stoffene vil likevel i stor grad brytes ned slik at konsentrasjonene relativt raskt reduseres. Konsentrasjonene av ekte PAH kan betegnes som moderate til høye og konsentrasjonen av potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH som lave til moderate med konsentrasjoner < 3500 µg /kg TV. Disse er mindre vannløselige og har herved høyere fettløslighet og bioakkumuleringspotensiale. Konsentrasjonene av Benzo(a)pyren, som brukes som indikator på det karsinogene potensialet av PAH, lå i området 35 – 540 µg/kg TV. I følge Knutzen (1989) kan det inntreffe akutte og subakutte skadeeffekter først ved total PAH-konsentrasjoner > 100000 µg/kg TV. Direkte risiko for akutte og subakutte miljøeffekter på bunndyr, fisk og fugl i Åkersvika synes derfor ikke å foreligge. Vi kan her likevel nevne at det i Østersjøen er registrert subletale skadeeffekter på fisk som har levd i områder med total PAH-konsentrasjoner i området 14000 – 200000 µg/kg TV i sedimentene (Ericson et al. 1997). Videre var bunndyrene i Padderudvannet ved Oslo stresset i bunnområder med PAH-konsentrasjoner i sedimentene i området 25000 µg/kg TV (Bækken og Jørgensen 1994). Oug et al. (1998) fant forandringer i marine bunndyrsamfunn i sedimenter med total PAH-konsentrasjoner i

området 10000 – 100000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TV. Vi kan derfor ikke helt utelukke at biologiske langtidseffekter kan inntreffe i de mest belastede områdene i Svartelvdeltaet.

Vurdert utfra foreliggende resultater synes det ikke å være behov for spesielle saneringstiltak som slamoppsuging, mudring eller lignende. På sikt vil de mer vannløslige PAH brytes ned, og de mest resistente PAH vil bli mer partikkelbundne og dekket med sedimenter. Dette gjør at de potensielt mutagene og kreftfrembringende PAH med tiden blir mindre mobile og biotilgjengelige. Tiltak for å hente opp de mest forurensede sedimentene i Åkersvika frarådes derfor. Vi kan her nevne at de i Sverige anbefaler å sanere bunnområder, når kreosotkonsentrasjoner overstiger 200000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ T.V. (Bergman et al. 1987).

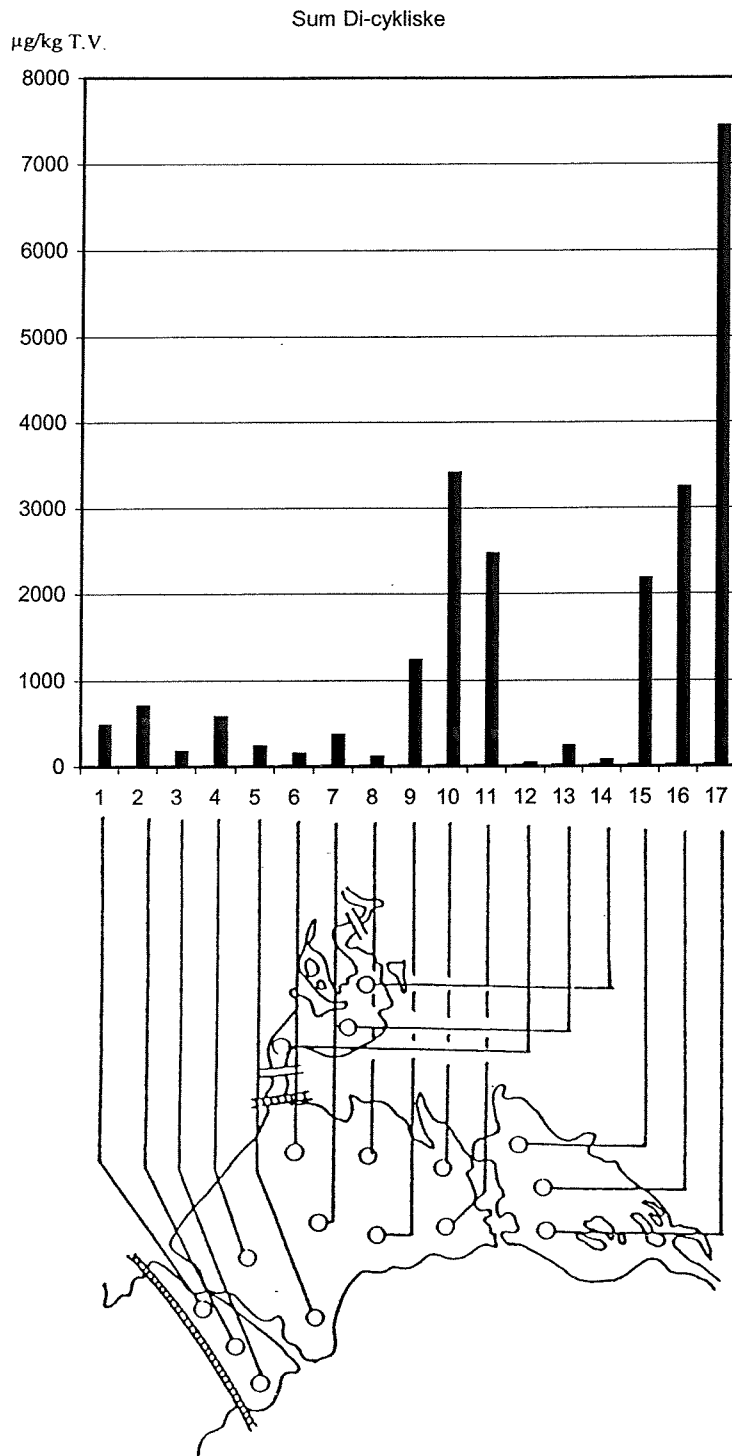


Fig.5. Konsentrasjoner av di-cykliske aromatiske hydrokarboner i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

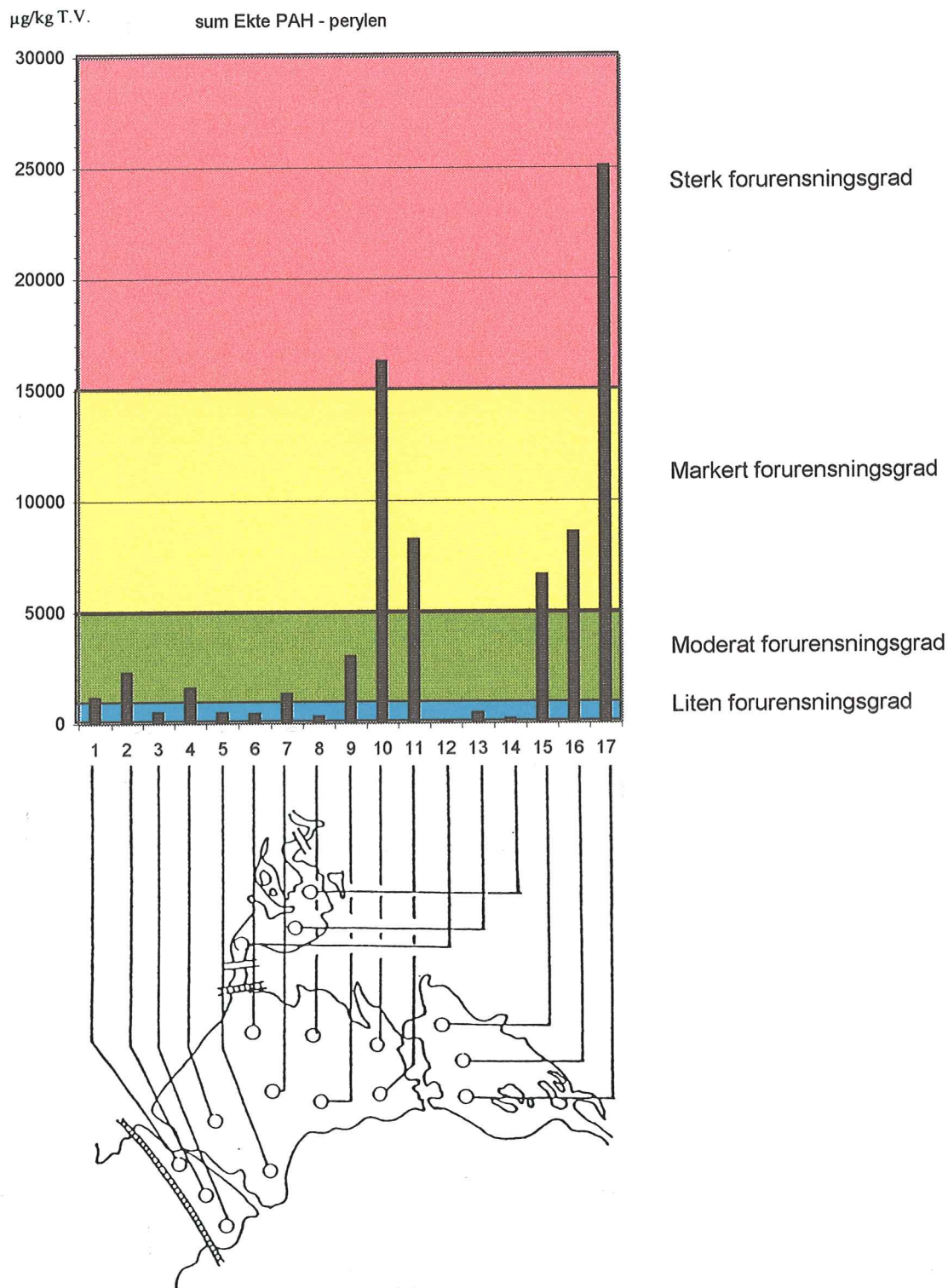


Fig.6. Konsentrasjoner av ekte PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner) i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

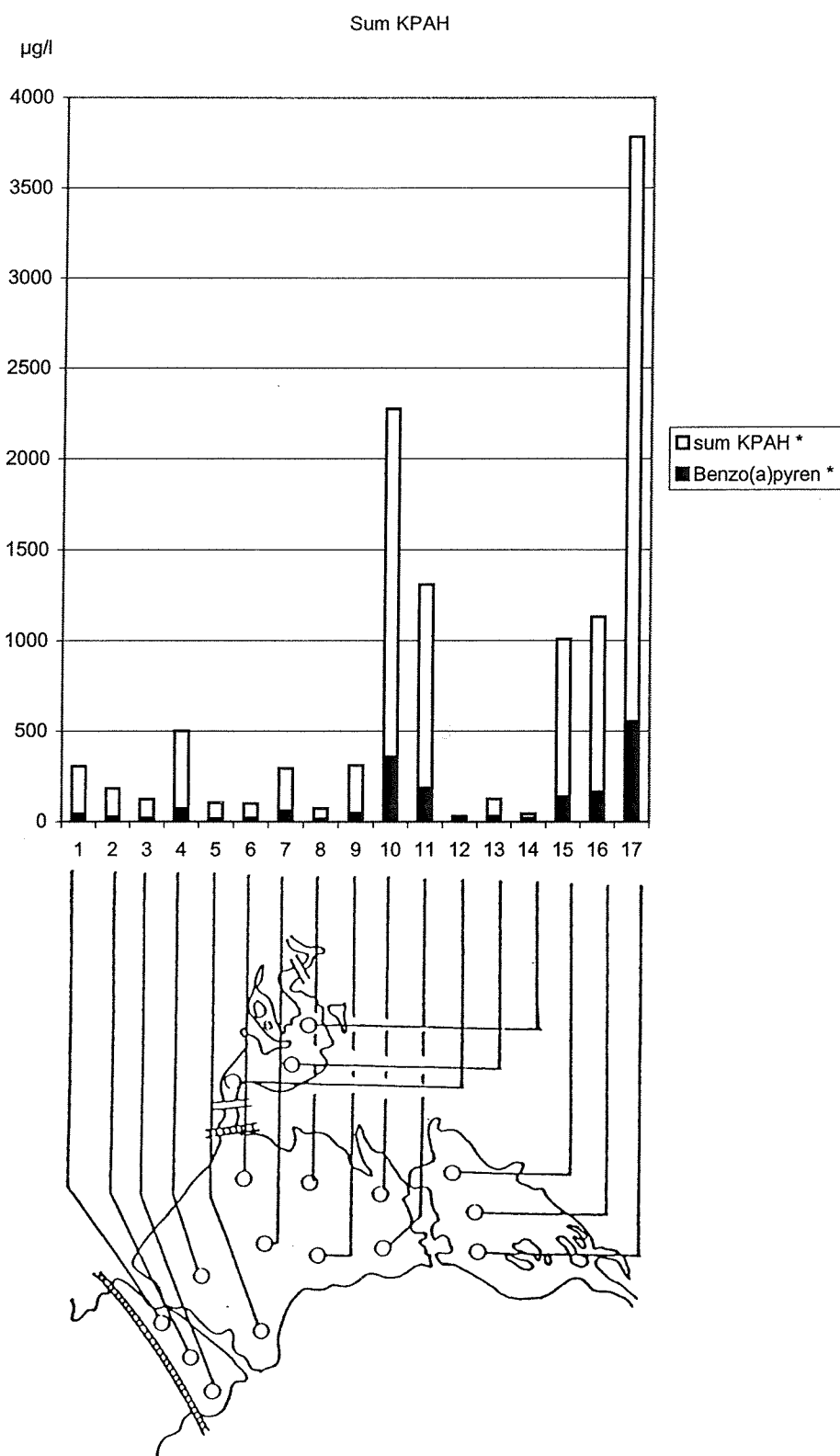


Fig.7. Konsentrasjoner av potensielt cancerfremkallende polycykliske aromatiske hydrokarboner (KPAH) i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

3.1.5 PAH-forbindelser i bunndyr i Svartelvadeltaet.

Den 24. august i 1999 ble det samlet inn større fjærmugglarver tilhørende slekten *Chironomus* (i hovedsak arten *C. muratensis*) og en eldre dammusling (*Anodonta piscinalis*) fra det mest kreosotbelastede området i Svartelvadeltaet (st.17). Materialet er analysert for Di-cykliske hydrokarboner og ekte PAH. Primærdata er sammenstilt i tabell 4 i vedlegget.

Analysene er utført for å få en oppfatning om størrelsen av bioakkumulasjon i bunndyr særlig av potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH'er som Benz(a)antracen, Benzo(b+j,k)fluoranten, Indono(1,2,3 cd)pyren, Dibenz(a,c/a,h)antracen og særlig Benzo(a)pyren. Prøvematerialet er fra det området i Åkersvika (Svartelvadeltaet) der vi registrerte de høyeste konsentrasjoner av kreosotrelaterte stoffer i sedimentene og skulle således kunne representere et s.k. "verste tilfelle", da fjærmyggen og ferskvannsmuslinger som her er benyttet som miljøindikatorer er ganske stedbundne organismer. Det var et mål at vi skulle utføre de samme analysene på fjærmygg og dammusling fra Flakstadelvadeltaet som her blir benyttet som referanselokalitet. Her var det imidlertid ikke mulig å få stort nok materiale av fjærmygg, og vi fant ingen dammusling.

I fjærmyggglarvene som representerer en samleprøve av 144 individ ble det registrert en total PAH konsentrasjon på 463 µg/kg våtvekt og en konsentrasjon av potensielt kreftframkallende PAH på 46 µg/kg våtvekt. Tilsvarende konsentrasjonsnivå for dammusling var 196 µg/kg våtvekt representative 21 µg/kg våtvekt. Fjærmyggglarvene syntes å ha akkumulert mer PAH enn dammuslingen og hadde en dobbelt så høy konsentrasjon som muslingen. Evnen til å akkumulere forskjellige miljøgifter er artsavhengig og en skal være forsiktig med å sammenligne data fra ulike arter. Våre analyser på dammusling må dessuten betraktes som en stikkprøve.

I fjærmyggglarvene var det høyest konsentrasjon av Metylnaftalen, Dimetylnaftalen, Acenaftylen, Fenantren, Metylfenantren, Fluoranten, Pyren, Benz(a)antracen, Chrysen og Benzo(e)pyren. Konsentrasjonen av den potensielt kreftfremkallende Benzo(a)pyren var lav 4 µg/kg våtvekt. I dammuslingen var det Fenantren, Fluoranten, Pyren, Benz(a)antracen og Chrysen som hadde de høyeste konsentrasjoner. Også her var det lav konsentrasjon av Benzo(a)pyren (2,5 µg/kg våtvekt).

Det eksisterer ikke noen publiserte data på innholdet av PAH i *Chironomus*-larver og det foreligger svært få data på innholdet i ferskvannsmuslinger. Undersøkelser av dammuslinger fra Bogstadvannet viste ca. 100 µg Σ PAH/kg våtvekt (Berglind 1981), dammuslinger fra Padderudvann hadde konsentrasjoner i området 32-37 µg Σ PAH/kg våtvekt og muslinger fra Sems vann 44 µg Σ PAH/kg våtvekt (Bækken og Jørgensen 1994). Tilsvarende konsentrasjoner for sum potensielt mutagene og kreftfremkallende PAH'er var for Padderudvann 3-5 µg/kg våtvekt og for Sems vann 8 µg/kg våtvekt. Selv om det er få data å sammenligne med er det sannsynlig at de registrerte konsentrasjoner ligger klart høyere en antatte bakgrunnsverdier. Bunndyrene i de belastede delene av Åkersvika har derfor akkumulert enkelte kreosotstoffer bla. potensielt mutagene og kreftframkallende PAH. Konsentrasjonsnivåene ligger sannsynligvis 2 til 6 ggr. høyere en forventede bakgrunnsnivåer. Konsentrasjonene vurderes likevel ikke som så høye at det foreligger fare for mer langsiktige skadeeffekter. Denne antagelsen bygger vi på erfaringer i hovedsak fra marint miljø (jfr. Oug et al. 1998) Her har en funnet svært høye konsentrasjoner i bunndyr uten at det har blitt påvist større økologiske skadeeffekter. Generelt sett har det vært vanskelig å relatere skadeeffekten på organismen i resipienter der det har vært utslipp av PAH (Knutzen 1995). Videre vil PAH-komponenter som tas opp i organismene etter hvert brytes ned og skilles ut fra organismene.

3.1.6 Kobber, krom og arsen i vannmose fra Svartelva

Det ble den 15. juli i 1998 tatt prøver av naturlig forekommende slank elvemose (*Fontinalis dicalica*) fra strykpartiet oppstrøms veibrua på Ilseng (st.F1), i strykpartiet like nedstrøms utslippspunktet på Ilseng (st.F2), strykpartiet ved Kvæka like nedstrøms veibrua (st.F3) og i strykpartiet like nedstrøms veibrua ved Hjellum (st.F4). St.F1 benyttes her som referanselokalitet. Primærdata er sammenstilt i tabell 5 i vedlegget og resultatene er vist i figur 8 i teksten. Målsetningen med moseanalysene var å se om aktiviteten og særlig utslippet fra ImpregNor AS på Iseng medfører og/eller førte til tungmetallforurensning dvs. utslipp av arsen, kobber og krom (CCA-middel). Ved vurderinger av konsentrasjonsnivået har vi brukt en vurderingsnorm utarbeidet av Lithner (1989).

Kobber.

Analysene viste at samtlige moseprøver hadde middels høye konsentrasjoner (17-35 mg/kg tørrvekt) av kobber. Konsentrasjonene lå nær eller muligens noe høyere enn forventet bakgrunnsnivå. Den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.F4 og den laveste ved st.F2. Det foreligger således ingen direkte indikasjon på at virksomheten ved ImpregNor tilfører Svartelva kobberforbindelser av noen større betydning.

Krom.

Kromkonsentrasjonene var lave med verdier i området 2,5-4,5 mg/kg tørrstoff. Disse konsentrasjonene vurderes å ligge nær et forventet bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen av krom økte suksesivt nedover i vassdraget, og den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.F4.

Arsen.

Arsen forekom i lave til middels høye konsentrasjoner (5-9 mg/kg tørrvekt). De registrerte konsentrasjonene ligger sannsynligvis noe høyere en antatt bakgrunnsnivå. Den høyeste konsentrasjonen ble registrert ved st.F4 og den laveste ved st.F2. Det synes derfor ikke å foreligge påvisbare utslipp av arsenforbindelser fra ImpregNor AS.

Konklusjon: Eventuelle utslipp av CCA-midler (kobber, krom og arsen) fra ImpregNor synes for tiden å være små og dermed neppe problemskapende overfor miljøet.

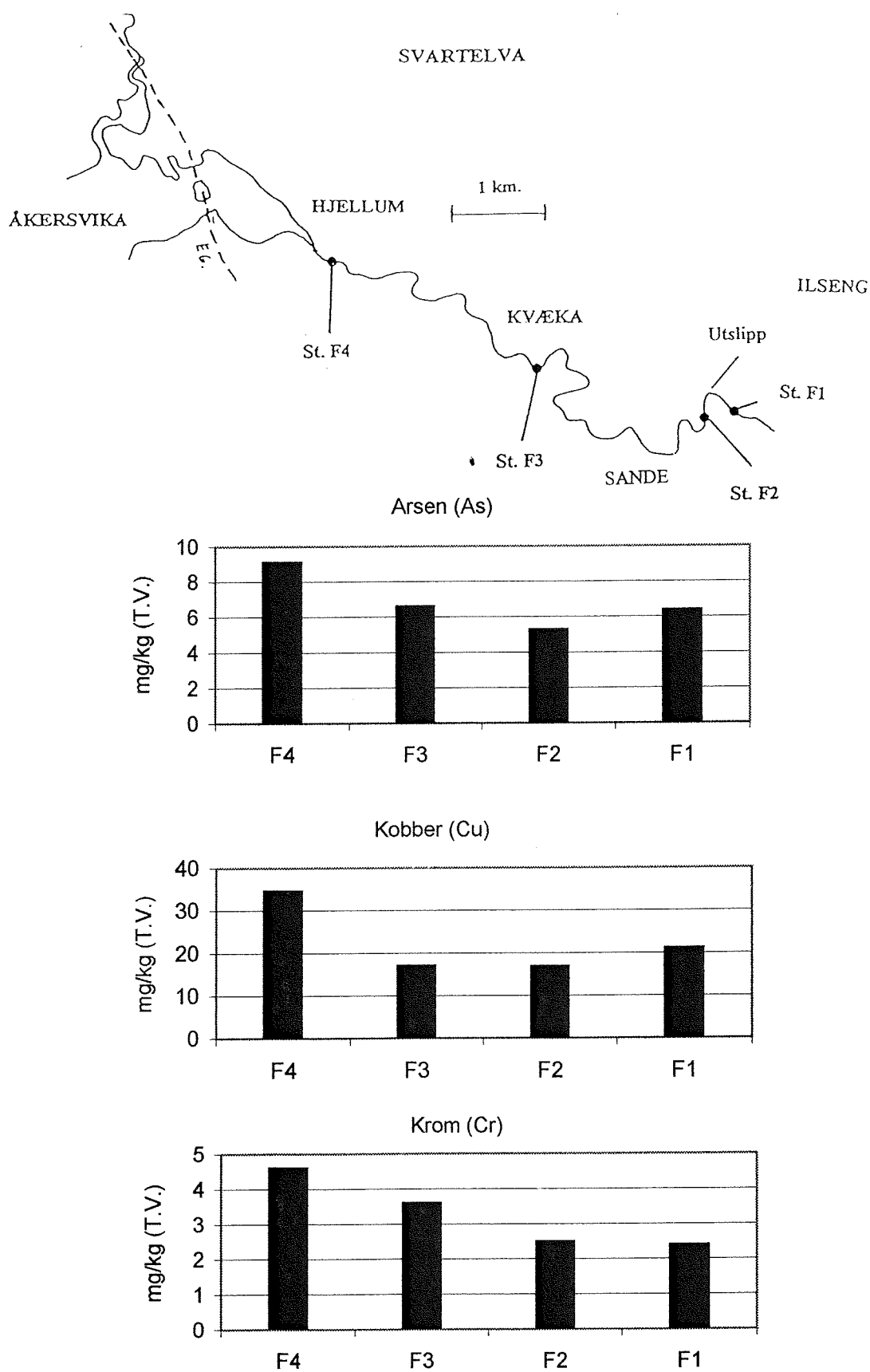


Fig.8 Konsentrasjon av arsen, kobber og krom i vannmose (*Fontinalis antipyretica*) fra fire lokaliteter i Svartelva. Prøvene er tatt 15. juli i 1998.

3.1.7 Kobber, krom og arsen i sedimenter i Åkersvika

Den 15. Juli i 1998 ble det tatt ut sedimentprøver fra Åkersvika som ble analysert på kobber, krom og arsen. Primærdata er sammenstillt i tabell 4 i vedlegget, og resultatene er vist i figur 9-14. Det foreligger data fra 1991 (Kjellberg 1992) og vi har jevnført konsentrasjonene i 1998 med de tidligere observasjonene. Vi har videre benyttet SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen et al. 1997) for å vurdere tilstand/forurensningsgrad.

Kobber.

De undersøkte overflatesedimentene hadde kobberkonsentrasjoner som varierte innenfor området 7 – 40 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave til middels høye. Sedimentene i Åkersvika vurderes derfor som ubetydelig til moderat forurenset av kobberforbindelser. Størst konsentrasjon ble registrert i "vikas" østre del og i området ved Vikingskipet. Den registrerte fordelingen indikerer at Svartelva er en viktig kilde for kobbertilførselen til Åkersvika. Et visst påslag av kobber forelå som nevnt ovenfor, men konsentrasjonene var likevel beskjedne, og vi vurderer derfor ikke dette som noe direkte miljøproblem.

En sammenligning mellom målingene i 1998 og målingene ved de samme lokalitetene i 1990 viser at det ikke var forskjeller av betydning. Vi har da justert kobberkonsentrasjonene mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GT%) (se figur 10). Vi kan derfor konkludere med at det ikke foreligger indikasjon på at utslippet fra ImpregNor høsten 1997 i noen større grad har belastet Åkersvika med kobberforbindelser.

Krom.

De undersøkte overflatesedimentene hadde kromkonsentrasjoner som varierte innenfor området 5 – 37 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave, unntatt sedimentprøven ved Vikingskipet som hadde middels høy konsentrasjon. Sedimentene i Åkersvika var således i liten grad belastet med kromforbindelser men et visst påslag forelå. Kromforbindelsene var nokså likt fordelt i hele området og, markerte utslippkilder kan ikke spores. Da konsentrasjonene var lave, vurderer vi ikke nåværende kromforekomst som noe miljøproblem.

Jevnfører vi konsentrasjonene i 1998 med de konsentrasjoner som ble registrert ved de samme lokalitetene i 1990, så viser det seg at vi nå stort sett finner den samme fordeling og de samme konsentrasjonsnivåene som i 1990. Vi har da justert kromforekomsten mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GT%) (se figur 12). Konklusjonen blir således at det ikke foreligger indikasjon på at utslippet fra ImpregNor høsten 1997 i noen større grad belastet Åkersvika med kromforbindelser.

Arsen.

De undersøkte overflatesedimentene hadde arsenkonsentrasjoner i området 2-19 mg/kg TV. Verdiene kan betegnes som lave til middels høye, og Åkersvikas sedimenter bedømmes som ubetydelig til moderat forurenset. Høyeste konsentrasjoner ble registrert i "vikas" østre del, i området ved Vikingskipet og til dels i området mellom Stangebrua og Jernbanebrua. Fordelingen indikerer at bl.a. Svartelva er en viktig kilde for arsenforbindelser som tilføres Åkersvika. Et visst påslag av arsen foreligger som nevnt ovenfor, men konsentrasjonene er likevel beskjedne, og vi vurderer ikke nåværende arsenforekomst som noe direkte miljøproblem.

Det ble i 1998 observert ca. 10 ggr. lavere konsentrasjoner enn i 1990, mens vi stort sett fant den samme regionale fordelingen. Vi har også her justert arseninnholdet mot sedimentenes innhold av organisk stoff (GT%) (se figur 14). I 1990 var arsenkonsentrasjonene så høye at arsen ble betraktet som et "mulig" miljøproblem. Den store forskjellen med hensyn til konsentrasjonsnivå har ingen naturlig forklaring. Sannsynligvis skyldes dette en analysefeil, dvs. at analyseresultatene fra 1990 ikke

er riktige. Det er derfor ikke mulig å klarlegge om utslippet fra ImpregNor høsten 1997 belastet "vika" med arsenforbindelser. Noe større påslag synes likevel ikke å foreligge.

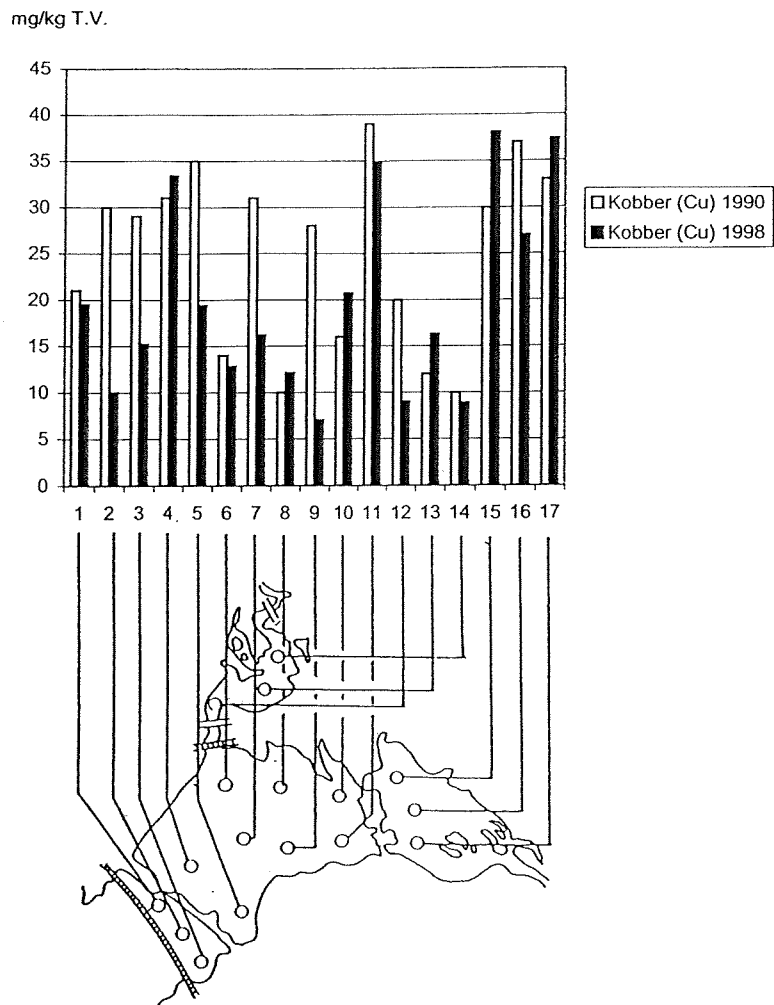


Fig.9. Konsentrasjon av kobber i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

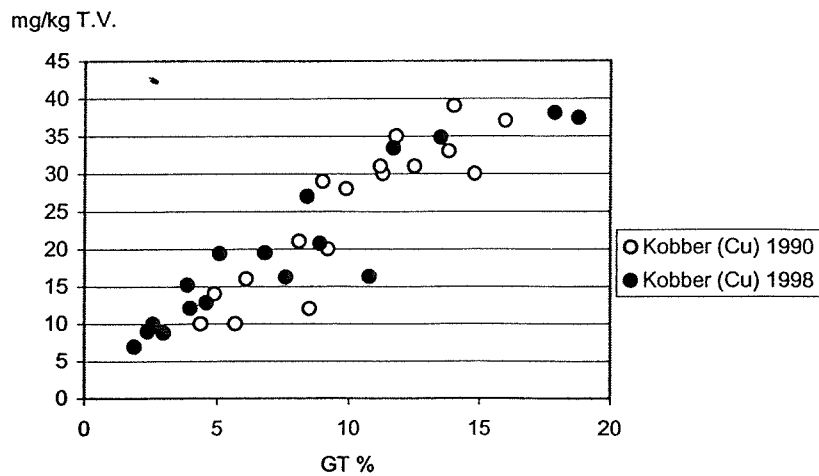


Fig.10. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av kobber og organisk innhold i sedimentene uttrykt som glødetap (GT%).

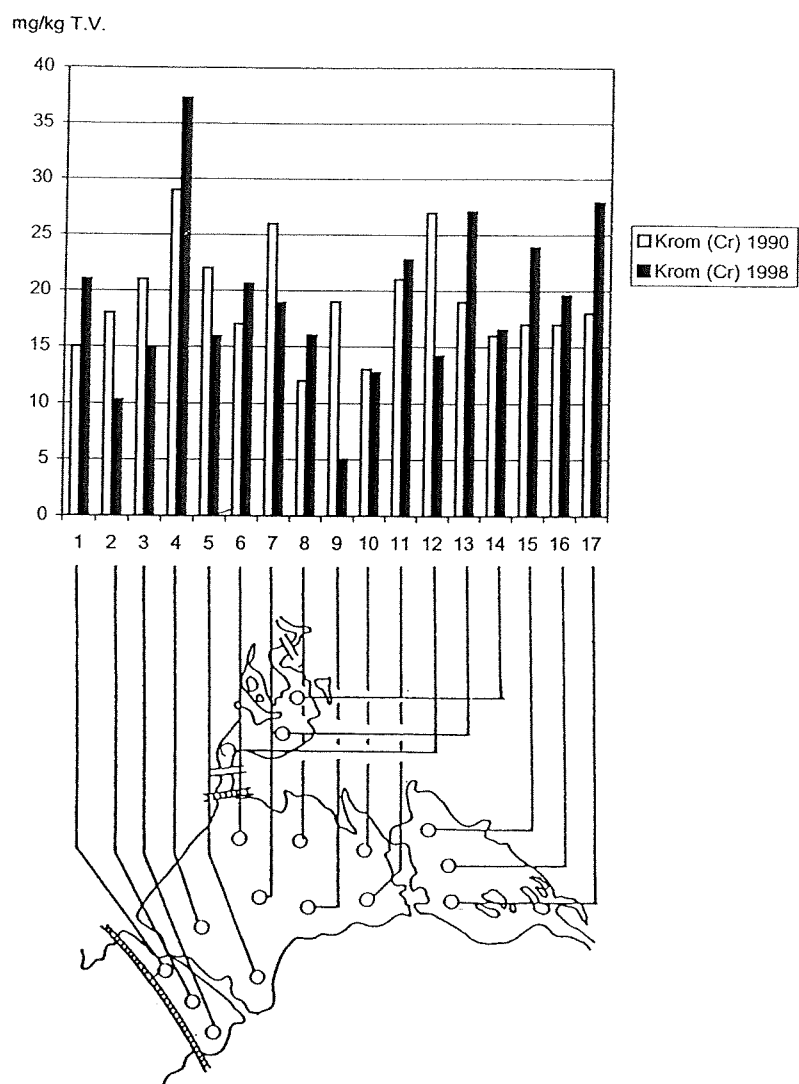


Fig.11. Konsentrasjon av krom i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

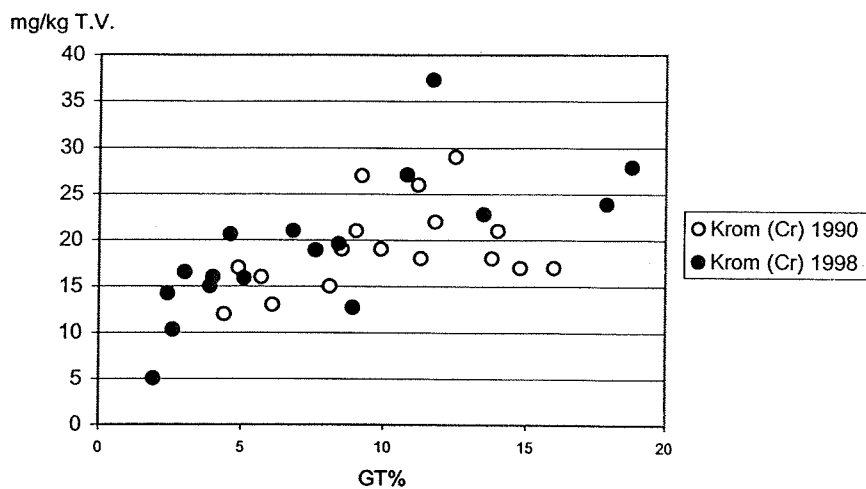


Fig.12. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av krom og organisk innhold i sedimentene uttrykt som glødetap (GT%).

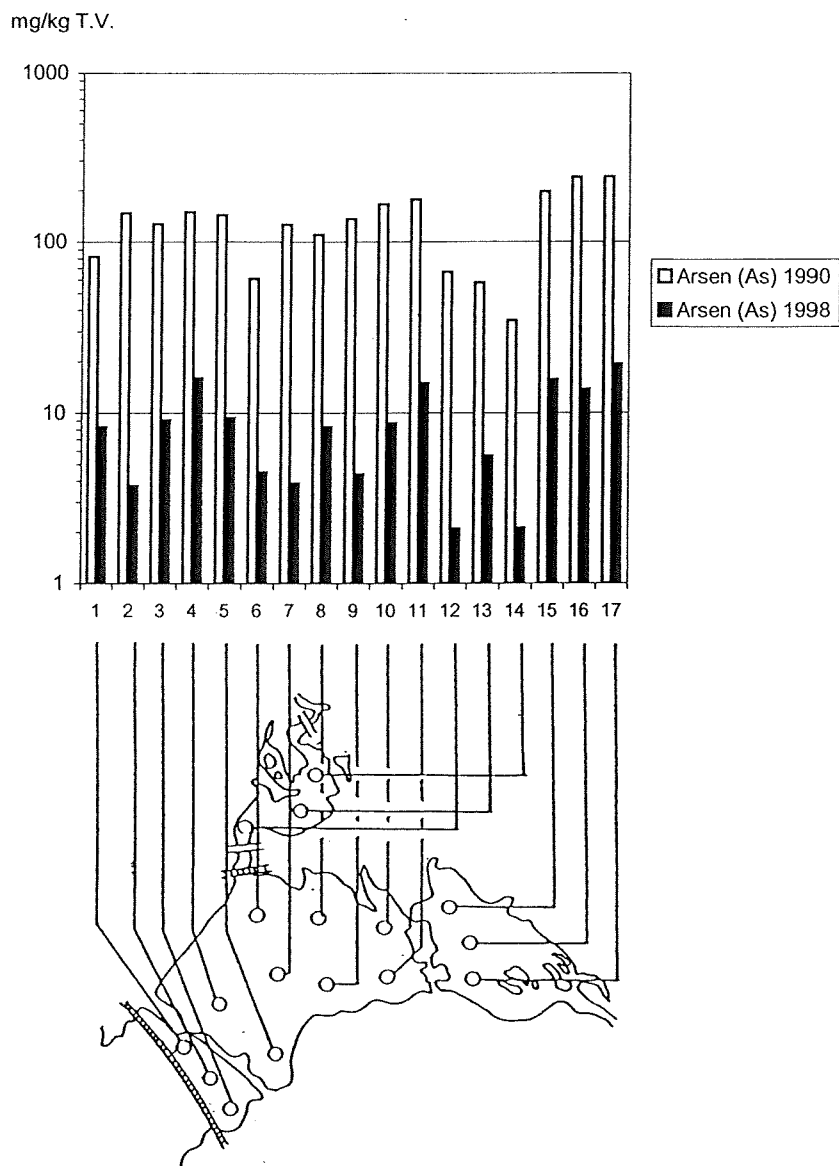


Fig.13. Konsentrasjon av arsen i overflatesedimenter i Åkersvika naturreservat 15. juli 1998.

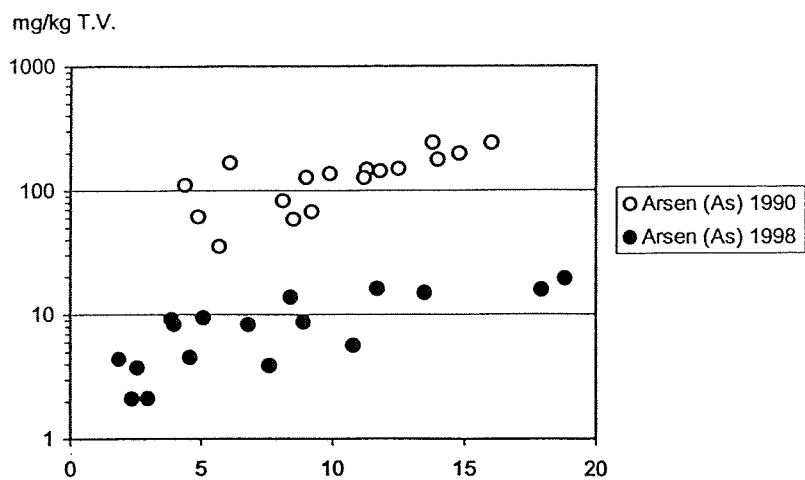


Fig.14. Sammenhengen mellom konsentrasjonene av arsen og organisk innhold i sedimentene uttrykt som glødatap (GT%).

3.2 Registrering av skadeeffekter av utslippet

3.2.1 Estetiske problem

Utslippet som skjedde de 30 oktober i 1997 førte til kraftig fremtredende kreosotlukkt og klart synlig "oljefilm" langs hele den berørte del av Svartelva. Videre var det også tydelig fremtredende kreosotlukkt samt synlig "oljefilm" på isen i østre del av Svartelvadeltaet. Utslippet skjedde under stigende vannføring, og dette bidrog til at noe av elvevannet gikk ut over isen i Åkersvika. Kreosotlukten var mest påtagelig i tidsperioden 30. oktober til 3. november. Heretter var det ikke kreosotlukkt i Åkersvika, men langs elva var det fortsatt tydelig kreosotlukkt og til tider synlig "oljefilm". Da vi på strekningen Ilseng – Kvæka vasset ut i strykpartiene eller langs elvekanten slo det opp kreosotolje som raskt fordelte seg i vannmassen og skapte "oljefilm" på vannet. Det ble da også utviklet kraftig kreosotlukkt.

Øvre del av den mest belastede elvestrekningen ble i uke 49 –51 1997 slamsugd for å fjerne fri fase kreosot fra sedimentene langs elvebreddene. Dette førte til at en del kreosot i fri fase ble virvlet opp og ført nedover elva. Dette førte likevel ikke til noen større belastningsøkning i elva nedstrøms, men kreosotlukten ble mer fremtredende. Da elva ble helt islagt (i uke 51) forsvant kreosotlukta.

Våren 1998 var det uvanlig stor isgang i Svartelva bl.a. langs den del av elva som var berørt av kreosotutslippet. Isgangen bidrog til erosjon av strandkanter og graving i bunnsedimentene i enkelte strykpartier noe som frigjorde kreosotforbindelser, og igjen ble det tydelig kreosotlukkt langs den berørte delen av vassdraget. Det ble også synlig "oljehinne" langs enkelte elvestrekninger men ikke i noe større omfang jevnført med forholdene foregående høst. Et plenområde ved et privat bolighus ble belastet med kreosotforbindelser (fri fase kreosot). Området er sanert. Etter isgangen har det ikke vært større problemer knyttet til kreosotlukkt og synlig "oljehinne". Sommeren 1998 lå det likevel fortsatt igjen enkelte kreosotdråper/ansamlinger i bunnsedimentene i Svartelva og da særlig langs det mest belastede strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng. Generelt sett synes det likevel som om det meste av kreosotforbindelsene har blitt nedbrutt eller vasket ut fra Svartelva. Langvarig vårflom og vedvarende høy vannføring i hele 1998 bidrog til å øke uttransporten av forurensninger fra Svartelva.

Vi kan også nevne at fenoler og da spesielt klorfenoler vil gi en sjenerende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Boetius 1954). Fettrike fiskearter påvirkes mest. Kreosotolje inneholder vanligvis ikke løsningsmidler som klorfenoler, men analyser utført av NGI viste at det også var 4-klor-3-Metylfenol i avløpsvannet fra ImpregNor (Rødsand 1997). Ved utslippstidspunktet var det ikke noe fiske i Svartelva og det ble derfor ikke noe brukerproblem med forringet kvalitet på fiskekjøtt. I 1998 og 1999 har det vært normalt fiske i Svartelva, og det har ikke blitt rapportert om lukt eller smaksproblemer på fisk. Vi kan her nevne at det var et meget godt ørretfiske i Svartelva høsten 1998.

Like etter isløsningen i 1998 var det synlig forekomst av "oljehinne", sannsynligvis årsaken av kreosotforbindelser, i vanddammer og sigevannsfar i Svartelvadeltaet og i berørte del av selve Åkersvika (se figur 4). Det ble likevel ikke registrert noen merkbar kreosotlukkt. "Oljehinnen" forelå i tynne flak som ble fragmentert til småbiter ved berøring. Det ble ikke observert oljeforbindelser som gikk i vannløsning. Det utviklet seg heller ikke noen lukt. Folk som var i området (bl.a. gjeddefiskere) la merke til oljeforekomsten, men trodde at det var restene etter et bensinutslipp. Etter at Åkersvika ble vannfylt har det ikke vært kreosotlukkt eller synlig forekomst av kreosotforbindelser (Torger Hagen pers. med.). Det er ikke rapportert om lukt eller smaksproblemer på fisk som er fanget i "vika" i 1998 og 1999 (T. Hagen og Fylkesmannen i Hedmark, miljøvern avdelingen pers. med.). Ved sedimentprøvetakingen i juli ble det registrert synlig oljeforekomst i to av prøvene (stasjon 2 og 9). Dette var trolig olje fra andre kilder en kreosotutslippet.

3.2.2 Begroingsorganismer i Svartelva

Det ble tatt prøver av begroingssamfunnet ved befaringer i Svartelva den 17. juli og 29. september 1998. Prøvene ble tatt i strykpartier ved Ilseng (st.F1), like nedstrøms utslippstedet på Ilseng (st.F2), Kvæka (st.F3) og Hjellum (st.F4) (se figur 1).

På grunn av kraftig nedbør var prøvetakingsforholdene svært vanskelige i juli. Vannføringen var høy og vannet var grumset på grunn av stor transport av partikulært materiale ut i elva. Forholdene var noe bedre i september, men også på det tidspunkt var vannføringen noe høy. Det var derfor vanskelig å se begroingsorganismene, og mengdemessig forekomst var vanskelig å bedømme. Begroingssamfunnet er derfor vesentlig vurdert på grunnlag av artssammensetning.

Resultater

Primærdata er sammenstilt i tabell 7 i vedlegget.

Generell karakteristikk av vassdraget: På alle stasjoner var begroingssamfunnet preget av jernbakterier. Dette skyldes vannets høye humusinnhold og er ikke resultat av forurensninger. Stort innslag av rødalger skyldes trolig også høyt humusinnhold fordi dette reduserer lysgjennomgangen i vannet og bidrar med organisk materiale. De tre rødalgene som er identifisert, *Auduinella hermannii*, *Batrchospermum moniliforme* og *Lemanea fluviatilis*, trives i nøytralt vann gjerne med en liten tilførsel av næringssalter. Elvemosen *Fontinalis antipyretica* preget også begroingssamfunnet på alle lokaliteter. Denne trives også i nøytralt vann med noe overskudd av næringssalter.

Spesielle forhold: Fra og med st. F2 var det økt innhold i begroingsprøvene av cilitater og fargeløse flagellater, samt diverse bakterier i tillegg til jernbakterier. Dette tilsier at Svartelva tilføres partikulært og løst, nedbrytbart organisk materiale oppstrøms denne stasjonen. Innslaget av disse nedbryterne så ut til å være størst i juliprøvene. I juliprøvene hadde også cyanobakterien *Phormidium* stor forekomst på st. F2 og i mindre grad på stasjonene nedstrøms i vassdraget, F3 og F4. Denne *Phormidium*-arten er ikke identifisert. Etter utseendet å dømme er dette en av de artene som trives i partikkelpåvirket, noe forurensningsbelastet vann. På stasjonen nedstrøms, F3, var det stor forekomst av den trådformede grønnalgen *Ulothrix zonata* i juli. Det kan tyde på at organisk stoff som tilføres lenger opp i vassdraget mineraliseres til næringssalter av nedbrytere (bakterier o.l.) og blir tilgjengelig for produksjon av noe forurensningstolerante alger. Påvirkningen av løst organisk stoff, partikler og næringssalter var i følge begroingsprøvene tydelig, men ikke svært sterk.

Det ble ikke gjort funn som tilsier spesielle giftvirkninger i vassdraget (det høye humusinnholdet i vannet bidrar trolig til å redusere effektene av mindre, giftige utslipp).

Sammendrag og konklusjoner.

I følge begroingsobservasjoner i 1998 har hele den undersøkte elvestrekning humøst, nøytralt vann med noe høyt innhold av næringsstoffer. Fra og med stasjon F2 er det økt innhold i vannet av løst og partikulært organisk stoff. Fra stasjon F3 og nedover tilsier begroingssamfunnet også økt innhold av plantenæringssalter. I 1998 var disse påvirkningene mest markerte i juli. Det ble ikke gjort funn i begroingsprøvene som tilsier spesielle giftvirkninger i vassdraget.

3.2.3 Bunndyr i Svartelva

Primærdata fra bunndyrundersøkelsene er sammenstilt i tabell 7 og 8 i vedlegg og resultatene er vist i figur 15 i teksten. Bunndyrprøvene ble tatt den 17. juli og 5. november i 1998. Det ble også foretatt feltregistreringer av bunndyrforekomsten den 3. november i 1997.

Kreosotutslippet fra ImpregNor førte til akutte skadeeffekter på bunndyr. Et ca. 500 meter langt strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng ble mest berørt, og her hadde nesten alle bunndyr forsvunnet ved prøvetakingstidspunktet den 3. november i 1997. Det var bare enkelte fåbørstemark tilhørende gruppen *Tubificidae* som hadde overlevd. Det ble funnet enkelte døde eksemplarer av døgnfluen *Baetis rhodani* samt døde småmuslinger og snegl, men ellers ingen døde bunndyr. Dette kan muligens indikere at bunndyrene "aktivt" hadde drevet nedstrøms og til en viss grad kunnet overleve når de var kommet ned i mindre belastede elvepartier. Bunndyrsamfunnene i strykpartiene ved Sande (ca. 1 km nedstrøms utslippspunktet), Kvæka (ca. 2,5 km nedstrøms) og Hjellum (ca. 4,5 km nedstrøms) var også påvirket, men i mindre grad jevnført med elvestrekningen like nedstrøms Ilseng. Her var det fortsatt en til dels rik forekomst av mer tolerante bunndyr som bl.a. døgnfluen *B. rhodani*, steinfluen *Leuctra hippopus*, vårfluen *Rhyacophila nubila* samt arter tilhørende grupper som fåbørstemark, knott, fjærmygg og stankelbein/klegg. Insektlarver som døgnfluene *Baetis muticus*, *B. niger* og *Heptagenia sulphurea*, steinfluene *Diura nanseni*, *Isoperla sp.* og *Capnia spp.*, vårfluene *Agapetus ochripes*, *Hydropsyche spp.*, *Lepidostoma hirtum* og *Anthripsodes spp.* samt grupper som "Helmisbiller", snegl og småmuslinger syntes å være mer følsomme og ble bare registrert med få eksemplarer. Også ved Sande og Kvæka ble det påvist døde småmuslinger og snegl, mens det ikke ble funnet døde bunndyr ved Hjellum. Det var ikke mulig å foreta observasjoner i mer stilleflytende partier grunnet is.

Sannsynligvis var det høye konsentrasjoner av fenoler (fenol, kreosol og xylenol) som førte til de observerte skadeeffektene på bunndyrsamfunnet. Vi kan her nevne at spesielt fåbørstemark tilhørende familien *Tubificidae* er spesielt tolerante overfor fenoler (Hynes 1963). Dette kan være forklaringen på at de var de eneste bunndyrene som overlevde i den mest belastede delen av elva. Flyktige disykliske hydrokarboner og vannløslige ekte PAH'er (naftalener og fenantren) kan imidlertid også ha hatt betydning i denne sammenheng. Lav vanntemperatur og begrenset mulighet for utskiftning med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger var islagt, har trolig bidratt til å forsterke gifteffektene.

Bunndyrundersøkelser som ble foretatt den 17. juli i 1998 viste at bunndyrene raskt reetablerte seg, og at forholdene nå var blitt nær normalisert. Flertallet av vanlig forekommende arter og grupper som døgnfluene *B. rhodani*, *B. fuscatus*, *Ephemerella ignita* og *Heptagenia joernensis*, steinfluen *L. hippopus*, vårfluen *R. nubila*, "Helmisbiller", knott og fjærmygg var nå rikt representert unntatt enkelte vårfluer samt snegl og småmuslinger. Ved prøvetakingen den 5. november 1998 bedømmes forholdene som helt normalisert, og det ble da også funnet døgnfluer som *B. muticus*, *B. niger* og *H. sulphurea*, 7 st. steinfluearter (bl.a. *Capnia atra*), vårfluer som *Hydropsyche spp* og *L. hirtum*, snegl og småmuslinger.

Da konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende ekte PAH generelt sett var lave både i sedimentene og i vannfasen i 1998, synes det ikke med dagens kunnskap å foreligge noen direkte risiko for mer langsiktige skader på bunndyrene grunnet kreosotutslippet.

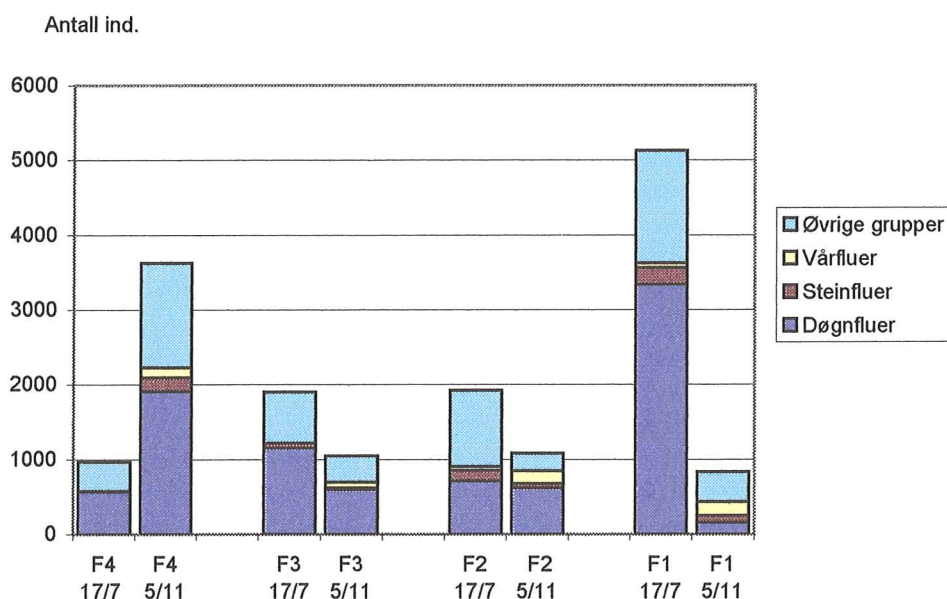


Fig. 15 Forekomst av bunndyr ved fire lokaliteter i Svartelva i 1998. Antall er gitt som antall individer som ble fanget i en 3 min. sparkeprøve.

3.2.4 Bunndyr i Åkersvika

Den 3. september 1999 ble det tatt bunndyrprøver fra 17 stasjoner (bløtbunnslokaliteter) i Åkersvika. Primærdata er gitt i tabell 10 i vedlegg bak i rapporten og resultatene vist i figur 16 i teksten. I figuren har vi også vist resultater fra den bunndyrsundersøkelsen som ble foretatt i 1990. Målsetningen med undersøkelsen var å se om kreosotutslippet hadde bidratt til så høye PAH-konsentrasjoner i sedimentene i Åkersvika naturreservat at dette hadde ført til skadeeffekter på bunndyr. St. 12, 13 og 14, som ligger i Flakstadelvadeltaet, ble benyttet som referanselokaliteter.

Bløtbunnsamfunnet i Åkersvika var dominert av småvokste fjærmygglarver i hovedsak tilhørende gruppene *Orthocladiinae* og særlig *Chironominae*, med fåbørstemark og ertemussling som subdominante grupper. Videre ble det påvist forekomst av den rovlevende iglen *Helobdella stagnalis*, storvokst hoppekreps (*Cyclops spp.*), linsekreps, døgnfluen *Caenis luctuosa* samt enkelte eksemplarer av vårfluer som arten *Molanna angustata* og arter tilhørende familien *Limnophitidae*, sviknott, svevemygg, vanlig dammusling og sneglen *Valvata piscinalis*. Unntatt iglen, sviknott og svevemygg så er dette organismer som i hovedsak finnes og livnærer seg i og av bunnsedimenter.

Høyest artsantall (biodiversitet) var det i Svartelvadeltaet. Dette er i godt samvar med de forholdene som ble observert i 1990. Ett viktig unntak var likevel at mengden av mer storvokste fjærmygglarver tilhørende gruppen *Chironomus* var betydelig mindre i 1998 enn i 1990.

Antallet bunndyr uttrykt som totalantall individer pr. m² varierte fra 300 til 5900. Størst bunndyrforekomst var det i Svartelvadeltaet og minst på to av lokalitetene i Flakstadelvadeltaet. Biomassen, uttrykt som gram ferskvekt pr. m², varierte i området 0,20 til 5,00. Høyeste biomasse ble registrert i Svartelvadeltaet og ved en av lokalitetene i området mellom jernbanebrua og Stangebrua. Lavest biomasse ble observert i enkelte områder i Flakstadelvadeltaet.

Individantallene var nokså like i 1990 og 1999, bortsett fra i Svartelvadeltaet hvor individantallene var høyere i 1999. Biomassen var klart høyere i 1990 enn i 1999 på nesten samtlige stasjoner.

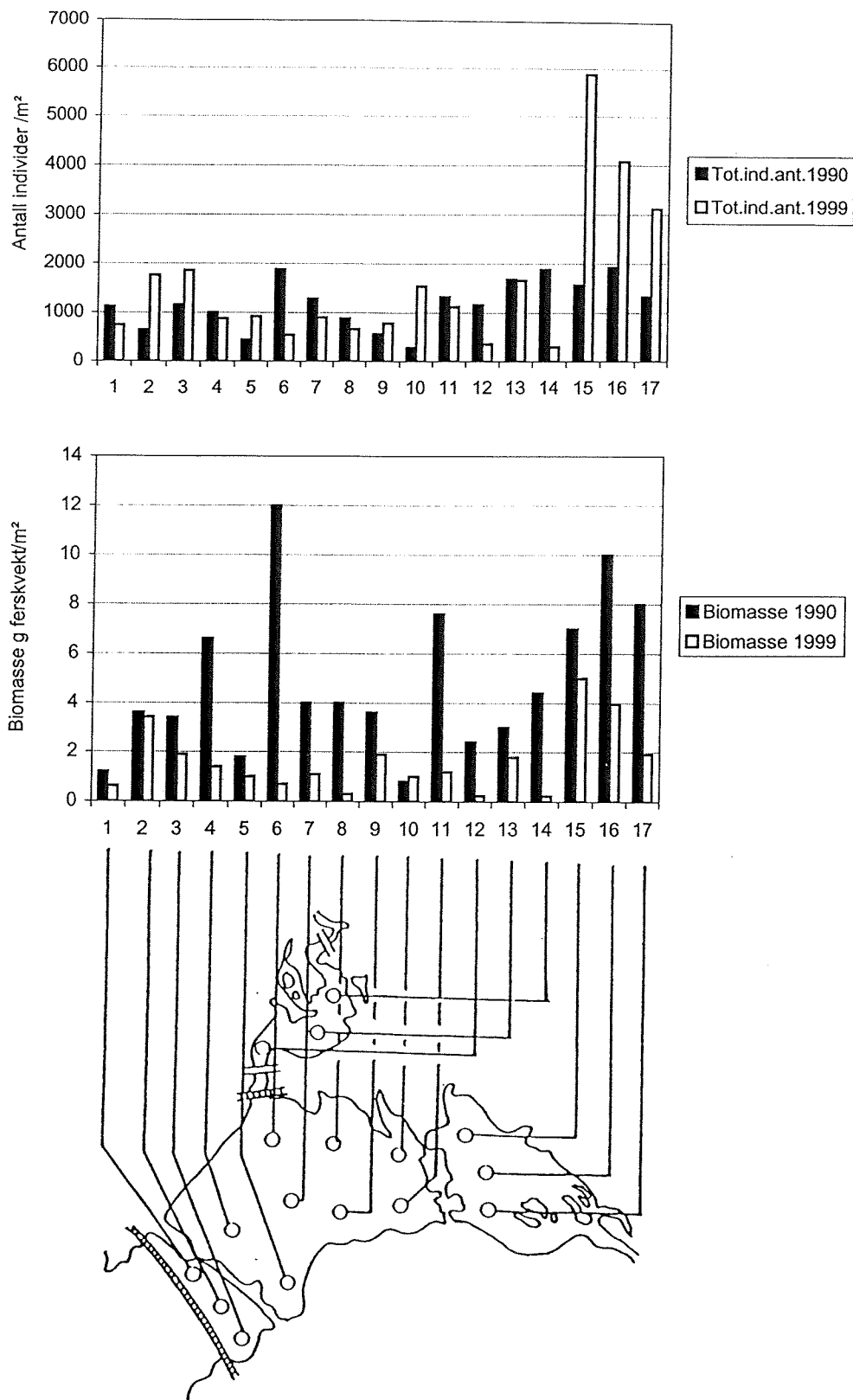


Fig.16 Individantall og biomasse av bunndyr ved 17 lokaliteter i Åkersvika, 3.september 1999. Resultater fra oktober i 1990 er også angitt.

Dette skyldes at det i 1999 var betydelig mindre forekomst av mer storvokste fjærmygg-larver som arter tilhørende slekten *Chironomus*. Reduksjonen av *Chironomus* – larver har neppe noe med kreosotutslippet å gjøre, men er snarere et resultat av de forandringer av bunnsstratet som har skjedd i "vika" i seinere år.

Konklusjon: Bunndyrsamfunnet i Åkersvika var i september 1999 i samsvar med forventet tilstand sett i relasjon til de biotopmessige forholdene som nå foreligger i "vika". Det synes for tiden ikke å foreligge noen skadeeffekter på bunndyrsamfunnet i Åkersvikas bløtbunn som direkte kan relateres til kreosotutslippet.

3.2.5 Fisk

Fiskedød

Primærdata er gitt i tabell 10 i vedlegget. Fordeling av berørte arter og fiskedødens utbredelse i vassdraget er vist i figur 17 og 18.

Kreosotutslippet fra ImpregNor førte til akutt fiskedød og balanseforstyrrelser hos fisk. De første døde og døende fiskene ble observert torsdag ettermiddag den 30. oktober. Fiskedøden vedvarte til ca. 3. november. Mest påvirket ble fisken av utslippet som kom på ettermiddagen den 30. oktober. Trolig kom det da mye kreosot i fri fase. Det ble den 1. november observert død og "døende" fisk langs hele elvestrekningen mellom Ilseng og utløpet i Åkersvika. Flest døde fisk ble registrert (tatt opp) på strekningen like nedstrøms utslippspunktet. Her ble det observert få fisk med balanseforstyrrelser. Videre ble det den 1. og 2. november observert en del død fisk, men særlig fisk med balanseforstyrrelse i Svartelvadeltaet (Åkersvika øst for E6-bruene) samt i østre del av "hovedvika" like vest for den nordre E6-brua (se figur 16). Fisken med balanseforstyrrelse lå helt stille på rygg eller side på bunnen, men stakk avgårde når vi forsøkte å fange dem. Når de hadde svømt et stykke falt de igjen på side eller rygg og ble liggende helt stille. Følgende fiskearter ble registrert (tatt opp) eller observert: Ørret, harr, gjedde, hork, abbor, ørekyte, laue, karuss, lake og ferskvannsulke. I Svartelva var det flest funn av ferskvannsulke og ørekyte, mens smågjedder, smålake og hork var vanligst forekommende i registreringene fra Åkersvika. Det ble ikke observert døde eller døende årsunger av harr eller ørret i Svartelva. I Åkersvikas sentrale og vestre del ble det observert levende fisk bl.a. flere stimer av mort og ørekyte som syntes upåvirket av kreosotutslippet. Den 3. november ble det foretatt kompletterende undersøkelser langs åpne strykpartier i Svartelva. Det ble da ikke funnet noe ny død eller døende fisk unntatt en ca 0.6 kg mjøsørret. Ørreten ble funnet i strykpartiet like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng. Den 8. og 9. november ble det rapportert om døde gjedder som var fastfrosne i den nylagte isen i området mellom Stangebrua og Jernbanebrua. Dette ble kontrollert, og vi fant 6 smågjedder som til dels var sundhakkert av kråker.

Fiskedøden kan betegnes som omfattende, men ikke som total dvs. at det var en såkalt partiell fiskedød som bare omfattet visse størrelsesgrupper (små fisk < 30 cm) og arter. Videre har sannsynligvis de fleste fiskene som var klart påvirket (observert som "døende") i Åkersvika rehabilitert, dvs. at de kviknet til og overlevde. Det ble ikke observert eller rapportert om unormale forhold når det gjelder fisk og fiske i Åkersvika og Svartelva i 1998 og i 1999. Det ble heller ikke funnet fiskekadaver i Åkersvika like etter isløsning i 1998.

Fenoler og mer lettløslige, flyktige PAH-forbindelser slik som naftalener og til dels fenantren er kjente som meget kraftige fiskegifter som påvirker nervesystemet (Erichsen Jones 1969). Disse stoffene absorberes raskt i fiskens kroppsvæsker via gjeller og hud og de gir umiddelbare skadeeffekter. Fisken har ikke mulighet til å oppdage disse giftene, men kvikner raskt til hvis den kommer ut i rent vann tidnok. I enkelte tilfeller kan disse stoffer gi akutte effekter (fisken får balanseforstyrrelser) ved så lave konsentrasjoner som 10-100 µg/l (Erichsen Jones 1969). Dødelighet inntreffer som regel ved

konsentrasjoner i området 0.2 – 40 mg/l (Erichsen Jones 1969). Følsomheten varierer for ulike fiskearter, fiskestørrelser og alder (Hynes 1963). Rogn og nyklekte fiskeunger er mindre følsomme enn voksent fisk (Gardiner 1927). Der giftkonsentrasjonene ikke er så høye at total fiskedød inntreffer, skjer det som regel en s.k. "partiell fiskedød" der bare visse fiskearter og størrelsesgrupper blir påvirket. Vi kan også nevne at fenoler og da spesielt klorfenoler vil gi en sjenerende lukt og smak på fiskekjøtt ved så lave konsentrasjoner i vannet som 0,1 µg/l (Boetius 1954). Fettrike fiskearter som laksefisker påvirkes mest.

Ved en fenolforgiftning vil fisken først "ruse" rundt med raske ukontrollerte bevegelser for så å miste balansen og bli liggende på side med uregelmessige pustebevegelser. Deretter vil den dø om ikke fenolkonsentrasjonen minker. Ved en naftalen- og/eller fenantren-forgiftning mister fisken suksessivt balansen uten å foreta spesielle bevegelser og blir så liggende på side eller rygg med svak og uregelmessige pustebevegelser. Fisken dør etter en tid om giftkonsentrasjonen ikke minker.

Det var sannsynligvis i første rekke fenoler (fenol, kreosol og xylenol) som førte til fiskedøden og skader på fisken like etter utslippet i selve Svartelva, mens det var flyktige disykliske hydrokarboner som naftalener som påvirket fisken i Åkersvika. Skadeforløpet hos fisken tyder på dette. Vannløselige ekte PAH'er som f.eks. fenantren og antrasen kan også ha hatt betydning i denne sammenheng. Lav vanntemperatur og begrenset mulighet for utskiftning med atmosfæren på grunn av at mer stilleflytende elvestrekninger og Åkersvika var islagt, bidro til å forsterke gifteffektene.

Da konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende ekte PAH generelt sett var lave både i sedimentene og i vannfasen, synes det ikke å foreligge noen direkte risiko for mer langsiktige skader på fisk grunnet kreosotutslippet.

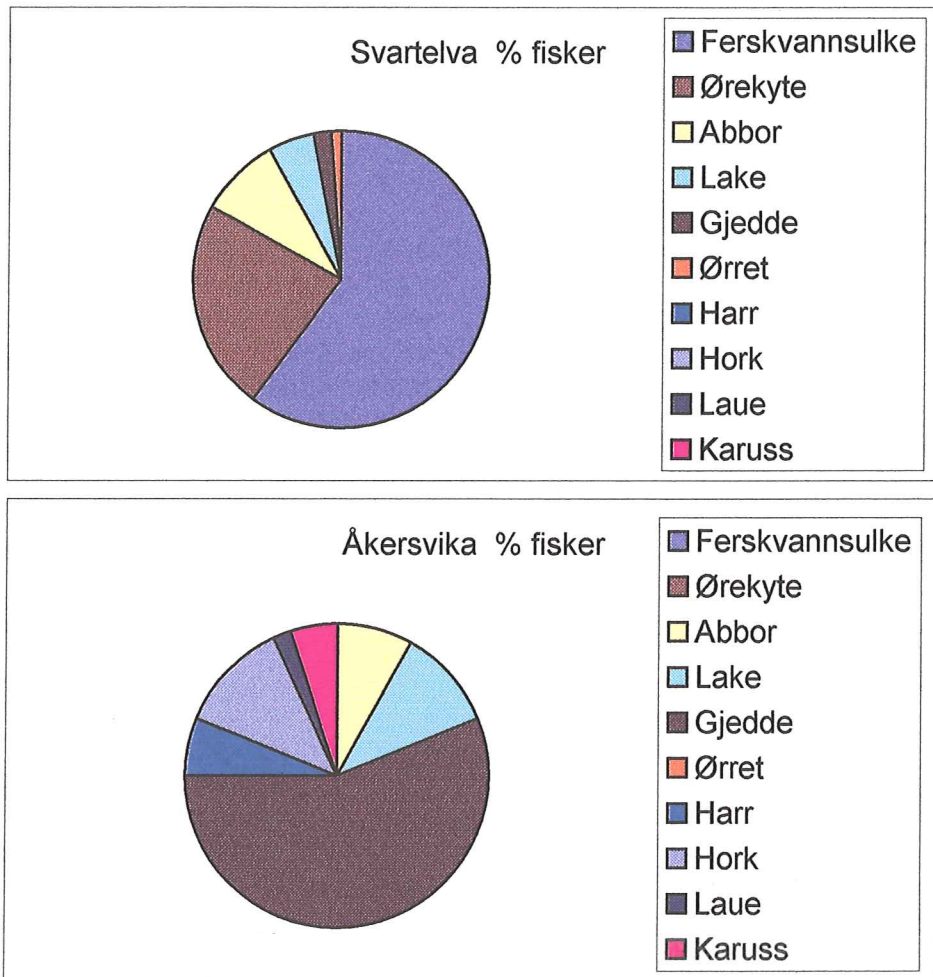


Fig.17. Artsfordeling av berørte fiskearter uttrykt som %.

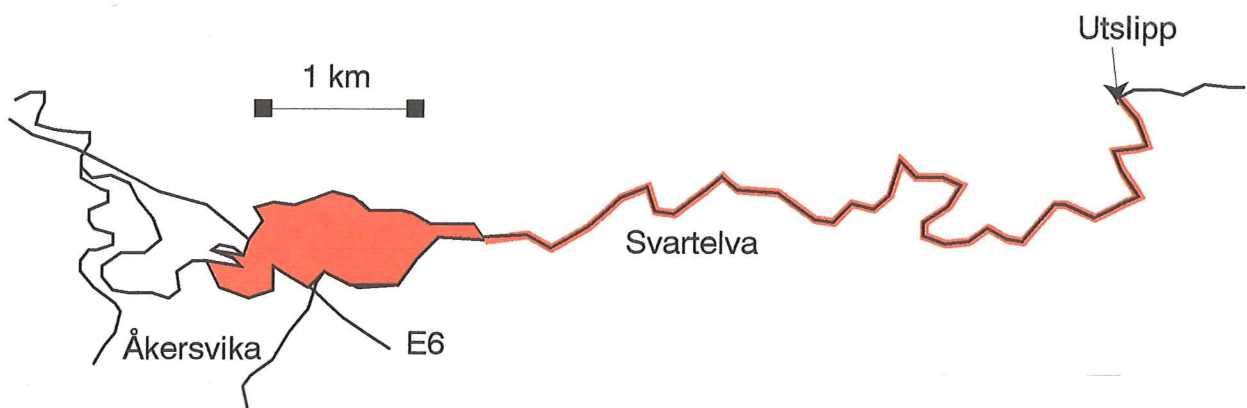


Fig.18. Områder (rød markering) der det ble registrert forekomst av døde og døende fisk.

Fiskeforekomst i Svartelva i 1999.

Det ble den 5. august i 1999 foretatt elfiskeundersøkelser i strykpartier ved Ilseng (st.F1), like nedstrøms utslippsstedet på Ilseng (st. F2), Sande, Kvæka (st. F3) og Hjellum (st. F4). St.F1 blir her brukt som referansestasjon. Vannføringen i elva var ved dette tidspunkt lav, og forholdene var derfor gode for elfiskeundersøkelser. Det ble under elfisket lagt spesiell vekt på å klarlegge mulighetene for reproduksjon dvs. forekomst av 1-somrig fisk. Primærdata er sammenstilt i tabell 12 i vedlegget.

Det har tidligere ikke blitt utført noen elfiskeundersøkelse i Svartelva på elvestrekningen mellom Ilseng og utløpet i Åkersvika. NIVA har likevel utført enkelte registreringer av mer informativ karakter langs denne elvestrekningen i 1974 og 1997. Elfiske ble da utført i strykpartiet oppstrøms veibrua på Ilseng (1974 og 1997) og ved strykpartiene ved Kvæka (1974). Ved Ilseng ble det ved begge tilfeller registrert rik forekomst av fisk som ørekyte og ferskvannsulke, samt enkelte eksemplarer av niøye, abbor, gjedde, mort, laue og lake. Ørret, harr og kreps ble ikke påvist. Ved Kvæka var det ved prøvetakingen i 1994 stor forekomst av ørekyte, mort og abbor. Videre enkelte eksemplarer av ferskvannsulke, lake og laue. Forekomst av ørret, harr og kreps ble ikke påvist.

Sannsynligvis ble all fisk på det nærmeste utryddet langs elvestrekningen like nedstrøms utslippstedet i forbindelse med kreosotutslippet.

Elfiskeregistreringene i 1999 viste at samtlige fiskearter hadde reetablert seg, og at det igjen var muligheter for disse til å reprodusere seg i denne delen av Svartelva. I 1999 var det størst forekomst av ørretunger, smågjedde og ørekyte. For følgende arter bedømmes forholdene som normalisert: ørret, gjedde, mort, ørekyte, laue, lake og abbor, mens arter som niøye, harr og særlig ferskvannsulke ennå ikke synes å ha nådd sin normaltstand. Sannsynligvis er disse tre arter mer stedbundne og rekolonisering tar derfor lengre tid. Det var oppsiktsvekkende at det var så rik forekomst av ørretunger (1-somrige) og som mest ble det registrert 2 ørret/m². Dette tilsvarer >50 ørret pr. 100m², noe som betegnes som meget god tetthet. Størst fisketetthet ble registrert ved stasjon F1 og lavest ved stasjon F2, dvs. i strykpartiet like nedstrøms utslippstedet. Det bør her nevnes at stasjon F2 er den lokaliteten som biotopmessig er minst egnet for fiskeforekomst (grunt parti med sand og grus med få skjulesteder for fisk).

3.2.6 Kreps

Ferskvannskreps er en art som nå er oppført som rødlisteart av miljøforvaltning. Dette innebærer at krepsen som art må tas spesielt hensyn for å bevares.

I 1995 og 1996 ble det foretatt krepsregistreringer (prøvefiske med krepseteiner) i Svartelva. Det var da en tynn krepsebestand på elvestrekningen fra Ilseng til utløpet i Åkersvika (pers.medd. Trond Taugbøl)

Det ble ikke observert døde eller giftpåvirkede kreps i forbindelse med kreosotutslippet i 1997. Ved vår elfiskeundersøkelse i 1999 ble det heller ikke registrert kreps. Amerikanske undersøkelser (Lafleur 1954) har vist at kreps er spesielt følsomme overfor fenolforurensninger. Det er derfor høyst sannsynlig at kreosotutslippet har ført til betydelige skadeeffekter for krepsebestanden langs den berørte elvestrekningen. En bør derfor vurdere kompensasjonstiltak ved utsettelse av kreps. En bør da bruke kreps fra lokal stamme dvs. kreps fra øvre del av vassdraget.

3.2.7 Fugler

Det er ikke i 1998 og 1999 påvist skader eller forandringer på fuglelivet (trekkfugler og hekkearter) i Åkersvika som direkte kan settes i samband med kreosotutslippet. Under vårtrekket var det uvanlig få våtmarksfugl i 1998, men dette var et generelt trekk for hele Østlandsområdet, og årsaken var

sannsynligvis uvanlig kaldt vær i april (pers. medd. Torger Hagen). I 1999 var det normale forhold både under vår- og høsttrekket (pers. medd. Kjell Kristiansen).

3.3 Miljørisikoanalyse

3.3.1 Svartelva

De økologiske forholdene i den berørte delen av Svartelva har i stor grad blitt normalisert, og det er for tiden nær normale forhold når det gjelder forekomst av begroingsorganismer, bunndyr og fisk. Behov for utsetting av kreps må likevel vurderes. Videre er det ikke påvist større ansamlinger av konsentrert kreosot i elvebunnen eller langs strendene som kan virvles opp og gi akutteffekter. Det foreligger derfor ikke behov for saneringstiltak langs Svartelva. Generelt sett skulle derfor kreosotutslippet fra ImpregNor AS høsten 1997 ikke utgjøre noen vedvarende miljørisiko for Svartelva.

3.3.2 Åkersvika Naturreservat

Mesteparten av PAH fra kreosotutslippet fra ImpregNor AS høsten 1997 vil sannsynligvis bli absorbert til sedimentene i Åkersvika. Konsentrasjonsnivået av PAH, og i hvor stor grad disse stoffene er eller vil bli biotilgjengelige vil her være avgjørende for om kreosotutslippet skal føre til mer langvarige miljøeffekter. Foreliggende materiale og vurderingsgrunnlag tilsier at utslippet neppe vil utgjøre noen direkte framtidig miljørisiko for plante- og dyrelivet i Åkersvika naturreservat. Denne konklusjonen bygger på følgende fakta:

- At PAH-konsentrasjonene i Åkersvikas sedimenter ligger godt under de nivåer der en utfra foreliggende undersøkelser og dagens kunnskap kan forvente skadeeffekter på bunndyr.
- At bunndyrsamfunnet i "vika" synes å være i samsvar med gitte biotopforhold.
- At det var størst forekomst og biodiversitet av bunndyr i de områdene der sedimentene hadde de høyeste PAH-konsentrasjonene.

Det er ikke nødvendig med saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Åkersvika.

3.3.3 Mjøsa

Selve Mjøsa ble i liten grad berørt av kreosotutslippet, og det er lite sannsynlig at eventuell framtidig uttransport av PAH fra Åkersvika vil gi så høye konsentrasjoner i Mjøsas bunnområder at dette vil utgjøre noe økologisk problem. Kreosotutslippet fra ImpregNor høsten 1997 skulle derfor ikke utgjøre noen framtidig miljørisiko for selve Mjøsa. Vi har da vurdert at fiskedøden i Åkersvika og i Svartelva høsten 1997 har hatt liten betydning for fisken i selve Mjøsa. De fleste fisker som til tider finnes i Åkersvika er nemlig fisker som lever i Mjøsa.

3.4 Anbefalinger

Svartelva

- Det foreligger ikke behov for saneringstiltak eller kompensasjonsutsettinger av fisk i Svartelva. Utsetting av kreps av lokal stamme bør likevel vurderes.

Åkersvika

- Det er ikke nødvendig med saneringstiltak eller kompensasjonsutsetting av fisk i Åkersvika. PAH-konsentrasjonen i sedimentene i Svartelvadeltaet bør overvåkes, dvs. at det i noen år foretas årlige PAH-analyser av sedimentene ved stasjon 15, 16 og 17.

4. Referanser

- Andersen et al. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04 fra SFT. TA-nummer 1468/1997.
- Berglind, L. 1981. Bruk av *Anodonta piscinalis* som indikatororganisme for PAH i ferskvann. NIVA notat F-80418. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Bergman, G., P.-E. Larson, P. Solyom og H. von Post. 1987. Kreosot i Vansbro. Undersökning av kreosotforekomst vid SI's nedlagda impregneringsverk. Rapport fra IVL.
- Boetius, J. 1954. Foul taste of fish and oysters caused by chlorophenol. Medd. Denmark's Fishl-og Havundersdg. N.S. 1 . 1-8.
- Bondi, G. og K. C. Jones. 1998. Kinetics and Potential Significance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Desorption from Creosot-Treated Wood. Environ. Sci. Technol. Vol. 32, NO.5. 640-646.
- Bækken, T. og T. Jørgensen. 1994. Vannforurensing fra veg – langtidseffekter. Vegdirektoratet, Publikasjon nr. 73. 61 s.
- Erichsen Jones, J.R. Fish and River Pollution. 1969. Butterworth & Co. (Publishers) Ltd. 203 s.
- Ericson, G., E. Lindesjö og L. Balk. 1998. DNA adducts and histopathological lesions in perch (*Perca fluviatilis*) and northern pike (*Esox lucius*) along a polycyclic aromatic hydrocarbon gradient on the Swedish coastline of the Baltic Sea. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 815-824.
- Gardiner, A.C. 1927. The effect of aqueous extracts of tar on developing trout ova, and on alevins, Fish. Invest. Lond., 1,3,2, 14 s.
- Heit, M. og C. Kluczek. 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., L. Berglind, A.H. Erlandsen, J. Knutzen, E.-A. Lindstrøm og M. Mjelde. 1984. Rutineovervåking i Farris-Siljan vassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport. Løpenr. 1660. 39 s.
- Hynes, H.B.N. 1963. The Biology Of Polluted Waters. Liverpool University Press. 202 s.
- Kjellberg, G. 1991. Undersøkelse av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Åkersvika i 1990. NIVA-rapport. Løpenr. 2625. 34 s.
- Kjellberg, G. 1992. Undersøkelse av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Åkersvika naturreservat i 1990-91. NIVA-rapport. Løpenr. 2783. 60 s.
- Kjellberg, G. 1993. Tiltaksorientert overvåking av Moelva, Brumunda, Flakstadelva, Svartelva og Vikselva. Generell vurdering av forurensningsgrad basert på de biologiske forhold, juli 1992. NIVA-rapport. Løpenr. 2943. 38 s.

- Kjellberg, G., R. Solheim og O. Wold. 1994. Forslag til kompensasjonstiltak i Åkersvika. Konsekvensutredning. NIVA-rapport. Løpenr. 3140. 45 s.
- Knutzen, J. 1984. Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvannet 1982-83. NIVA-rapport. Løpenr. 1660. 39 s.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø – Opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport. Løpenr. 2205.
- Knutzen, J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste waters from aluminium smelters with examples from Norway. *The Science of the Total Environment* 163: 107-122.
- Lafleur, R.A. 1954. Biological indices of pollution as observed in Louisiana streams. *Bull. La. Engng. Exp. Sta.*, 43, 1-7.
- Lithner G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. Naturvårdsverket Rapport 3628. 80 s.
- Oug, E., K. Næs and B. Rygg. 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173:39-52.
- Poulton, B.C., S.E. Finger og S.A. Humphrey. 1997. Effects of a Crude Oil Spill on the Benthic Invertebrate Community in the Gasconade River, Missouri. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 268-276.
- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E. Løvik. 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. NIVA-rapport nr. 712/97 TA nr. 1484/1997.
- Rødsand, T. 1997. Undersøkelse av elvededimenter i Svartelva. NGI-rapport nr: 954054-4. 22 s.
- Rødsand, T. 1998. Slamsuging i Svartelva. NGI-rapport nr: 954054-5. 10 s.
- Socha, S.B. og R. Carpenter. 1987. Factors affecting pore water Hydrocarbon concentrations in Puget Sound sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 51, 1273-1284.

5. Vedlegg

Tabell A.

Større komponenter i kreosotolje (fra The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 3/Part D. p16. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 1986).

Compound	Percentage
Naphthalene	3
2-Methylnaphthalene	1,2
1-Methylnaphthalene	0,9
Biphenyl	0,8
Dimethylnaphthalenes	2
Acenaphthene	9
Dibenzofuran	5
Fluorene	10
Methylfluorenes	3
Phenanthrene	21
Anthracene	2
Carbazole	2
Methylphenanthrenes	3
Methylantracenes	4
Fluoranthene	10
Pyrene	8,5
Benzofluorenes	2
Chrysene	3
Total	90,4

Tabell 1.

Konsentrasjoner av PAH-forbindelser ng/l i vannprøver
fra fem lokaliteter i Svartelva - Åkersvika - Mjøsa

St.1 IIseng (fra utløpet av overvannsledningen)
St.2 Svartelvas utløp
St.3 Jernbanebrua

Parameter\ Prøver	St.1	St.2	St.3	Hamar vannverk	Stange vannverk
Dato	03.11.97	03.11.97	03.11.97	10.11.97	10.11.97
Naftalen	4100	63000	2400	4,8	4
2-M-Naf.	-	26800	502	1,2	0,8
1-M-Naf.	-	16380	301	0,8	0,5
Bifenyli	-	7800	120	<0,5	<0,5
2,6 Dimetylnaftalen	-	3430	53	<0,5	<0,5
Acenaftylen	1900	356	14	<0,5	<0,5
Acenaften	230000	69200	1360	2	<0,5
2,3,5-Trimetylnaftalen	-	575	8	<0,5	<0,5
Fluoren	88000	38400	676	1	<0,5
Fenantren	72000	52000	1540	1,3	<0,5
Antracen	3300	3960	152	<0,5	<0,5
Fluoranten	34000	21800	900	<0,5	<0,5
Pyren	15000	1700	436	0,5	<0,5
Benzo(a)antracen *	700	639	40	<0,5	<0,5
Chrysen/trifenylen	570	530	32	<0,5	<0,5
Benzo(b)fluoranten *	220	176	10	<0,5	<0,5
Benzo(j.k.)fluoranten *	130	147	8	<0,5	<0,5
Benzo(e)pyren	-	96	2	<0,5	<0,5
Benzo(a)pyren *	220	127	2	<0,5	<0,5
Perylen	-	28	<2	<0,5	<0,5
Ind.(1,2,3 cd)pyren *	130	36	<2	<0,5	<0,5
Dibenz(a,c/a,h) ant. *	<50	6	<2	<0,5	<0,5
Benzo(ghi)perylene	115	26	<2	<0,5	<0,5
Sum	450000	307212	8556	11,6	5,3
Derav KPAH	1440	1131	60	0	0
% KPAH	0,3	0,4	0,7	0	0

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

Tabell 2.

Konsentrasjon av disykliske hydrokarboner og ekte PAH'er (Fluoren + 3-6 ringer) fra vannfasen av vaskede sedimenter fra fire lokaliteter i Svartelva den 15.juli 1998. Konsentrasjonen er angitt som ng stoff/l. St. F1 benyttes her som referansestasjon.

Lokalitet	F1		F2		F3		F4	
	strykparti	kulp	strykparti	kulp	strykparti	kulp	strykparti	kulp
Parameter								
Di-cykliske:								
Naftalen	9	11	10	20	9	16	30	130
2-M-Naf.	5	6	6	16	5	63	17	92
1-M-Naf.	4	6	4	10	4	44	11	36
Bifenyl	5	3	3	10	4	82	8	70
2,6 Dimetylnaftalen	3	4	3	9	3	340	7	53
Acenaftylen	<3	4	<3	7	4	12	8	16
Acenaften	7	11	11	110	9	200	15	170
Dibenzofuran	8	14	10	72	7	1700	31	410
2,3,5-Trimetylnaftalen	<3	3	<3	<3	3	143	8	24
Σ Di-cykliske:	45	62	51	256	48	2600	135	1001
Ekte PAH:								
Fluoren	6	8	6	48	3	1900	5	210
Fenantren	6	18	5	150	8	5300	13	760
Antracen	<3	5	<3	39	5	480	12	280
1-M-Fenantren	4	5	4	20	3	250	7	120
Fluoranten	9	37	9	640	25	6000	35	4200
Pyren	7	21	7	460	18	3400	26	2600
Benzo(a)antracen *	<3	4	<3	130	<3	950	8	1200
Chrysen/trifenylen	3	10	3	130	9	565	19	1000
Benzo(b)fluoranten *	3	9	3	88	9	240	45	580
Benzo(j.k.)fluoranten *	<3	4	3	61	6	200	17	430
Benzo(e)pyren	3	6	<3	56	6	140	52	340
Benzo(a)pyren *	3	6	3	62	7	180	38	410
Perylen	3	7	3	26	4	55	18	140
Ind.(1,2,3 cd)pyren *	4	7	<3	38	6	81	61	250
Dibenz(a,c/a,h) ant. *	<3	<3	<3	10	<3	18	17	67
Benzo(ghi)perylene	3	5	<3	26	4	55	49	170
Σ Ekte PAH - perylen	47	145	39	1956	109	19759	404	12617
Derav KPAH	10	30	9	389	28	1669	186	2937
% KPAH	10,5	14	9,7	17,4	17,4	7,4	33,4	21,3
Tot. Σ	95	214	93	2238	161	22414	557	13758

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

Tabell 3

Glødetap og konsentrasjon av disykliske hydrokarboner og ekte PAH'er (Fluoren + 3-6 ringer) i overflate sediment (blandprøve av de øverste 2 cm) fra Åkersvika naturreservat den 16. juli 1998.

Lokalitet 12, 13 og 14 i Flakstadelvaddeltaet benyttes her som referansesasjon. Konsentrasjonen er angitt som µg stoff/kg sediment (tørrvekt).

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Parameter	6,8	2,6	3,9	11,7	5,1	4,6	7,6	4,0	1,9	8,9	13,5	2,4	10,8	3,0	17,9	8,4	18,8
Glødetap i %																	
Di-cykliske hydrokarboner:																	
Naftalen	44,6	43,6	8,5	45,2	13,6	4,3	30,7	8,9	116,5	271,8	252,4		7,9		283,4	380,9	817,1
C-1 Naftalen	56,2	159,4	7,3	52,4	10,6	0,9	44,4	2	169,3	370,1	284,7		13,9		303,4	509,9	952
C-2 Naftalen	69,2	88,2	26,1	72,6	29,9	21,2	45,7	16,3	163,1	406,2	281,7	5,8	43,8	22,7	231,5	388,5	875,4
C-3 Naftalen	51	82,2	19,2	55,8	19,5	16,1	28,4	11,1	109,5	334,9	199,2	4,4	32,8	7,8	125	212,5	582,7
Dibenzotofen	10	24,6	4,5	13,1	7,1	5	11,6	4,2	43,2	141,4	99,8	0,2	3,2	1	80,5	107,9	271,8
C-1 Dibenzotofen	37,9	21,2	16,5	51,4	25,5	14,4	28,5	8,4	83,3	254,1	168,4	4,5	24,6	7,9	133,2	171,9	439,2
C-2 Dibenzotofen	73,1	52,7	31,9	94,6	41,5	27,7	45,6	17	119	376,5	271	7,6	44,3	11,9	217,5	280,4	708,3
C-3 Dibenzotofen	83,9	51,3	34,3	127,6	50,5	36,4	55,5	20,8	94	329,7	267,1	10,3	53,2	14,9	212,8	284,2	757,6
Acenafylen	8,3	12,1	4,4	12,5	3,5	2,7	6,9	1,9	12,1	66,2	42,8	0,6	2	0,7	26,9	35	98,8
Acenafylen	19,1	109	5,6	14,9	9,3	6,4	31,4	5,8	196,9	513,1	297,4	2,3	4,9	2,3	266,4	483,7	1114,9
Dibenzofuran	27,3	58,9	14,1	37,4	19	9,8	33,5	12,9	127,2	344,8	300,1	0,9	5,7	3,3	292,3	380,7	819,3
Di-cykliske	480,6	703,2	172,4	577,5	230	144,9	362,2	109,3	1234,1	3408,8	2464,6	36,6	236,3	72,5	2172,9	3235,6	7437,1
Ekte PAH (3-6 ringer+Fluoren)																	
Fluoren	46,7	157	12,1	46,8	17,5	11,2	73	10,1	247,2	1017,7	582,5	3,1	8,3	6,2	473,5	797,7	2106,2
Fenantenren	106,8	369,6	45,2	122,7	46,1	41,5	149,8	32,9	476	1998,1	1133,6	6,3	42,6	20,9	813,3	1320,5	3651,9
Antracen	28,1	62,4	6,8	30,4	7,4	5,5	35,3	4,5	86,8	701,7	266,9	0,8	4,2	2,1	190,9	319,8	937,2
C1-Fenantenren/Antr.	82,8	243,9	33,2	96,4	39	27,3	102,3	19,5	294,5	1428,3	652	12,7	39	14,8	488,8	676,6	1854
C2-Fenantenren/Antr.	79,5	147,7	30,9	101,6	27,2	28,7	81,2	17,1	191,7	959,6	453,2	9,4	49,5	15,4	358,9	502,5	1311,8
C3-Fenantenren/Antr.	90,8	99,6	43,1	143,3	48,7	45	80,8	20,3	122,7	587,1	309,7	15,7	60,8	26,2	289,6	367,8	992,8
Fluoranten	156,8	573,4	80,3	194,5	79,2	67,2	246,6	56,6	696,4	3899,1	1816,8	11,5	48,4	23,1	1602,2	1867,8	5392,4
Pyren	115,5	354,2	48,6	137,5	49,9	41,5	179,8	28,7	458	2500,5	1151,1	8,4	32,1	16,5	1013,8	1180,5	3491
Benzo(a)antracen *	61,3	54,6	14	69,2	12,7	10,3	53	7,3	114,1	835,4	383,09	1,6	10,59	3,4	347,7	428,3	1364,1
Chrysen	92	77,5	31,3	127,5	28,2	23	77,1	19,2	122,2	896,2	508,56	4,7	30,82	7,5	358,8	397,8	1482
Benzo(b+k)fluoranten *	118,2	59,8	49,6	216,1	43,3	36,1	101,7	27,9	95,3	672,1	452,1	5,6	49,7	11,5	323,5	326,6	1102,5
Benzo(e)pyren	59,5	41,4	32,7	97,2	29,5	25,1	43,7	18,9	39,9	296,2	222,6	5,2	24,4	9,1	156,7	158,3	479,6
Benzo(a)pyren *	39,6	21,7	14,3	66,3	9,9	11,6	51	5,9	36,8	346,1	173,1	2,9	15,6	4,2	122,8	146,7	535,2
Perylen	197,2	64,8	19,1	145,6	16	43,9	476,2	6,2	60,2	230,1	201,2	54,4	72	184,8	135,9	135,3	239
Benzo(g, h, i)perylene	39,4	13,1	23	66,1	17,9	22,3	23	17,8	11,7	83,9	75,6	2,9	14,7	6,7	54,8	45,4	150,3
Ind.(1,2,3 cd)pyren *	35,8	14,6	24,2	63,7	18,2	20	23,3	14,9	12,8	34,4	80,2	3,3	19,1	5,9	55,4	49,1	167,4
Dibenz(a,h)antracen *	10,3	8,5	4,3	15,6	5,2	4,2	6,9	3	5,9	29,2	36,3	1,5	2,9	1,6	20,9	16,6	60,8
Σ Ekte PAH - perylen	1163,1	2299,0	493,6	1594,9	479,9	420,5	1328,5	304,6	3012,0	16285,6	8297,4	95,6	452,7	175,1	6671,6	8592,0	25079,2
Σ KPAH *	265,2	159,2	106,4	430,9	89,3	82,2	235,9	59	264,9	1917,2	1124,79	14,9	97,89	26,6	870,3	967,3	3230
% KPAH	23	7	22	27	19	20	18	19	9	12	14	16	22	15	13	11	13
Tot. Σ	1840,9	3067,0	685,1	2318,0	725,9	609,3	2166,9	420,1	4306,3	19924,5	10963,2	186,6	761,0	432,4	8980,4	11962,9	32755,3

* markerer potensielt kreftfremkallende egenheter overfor mennesker etter IARC (1987).

dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

Tabell 4

Di-cykliske hydrokarboner og ekte PAH i fjærmygglarver (i hovedsak Chironomus muratensis) og i en dammusling (Anodonta) fra Svartelvadeltaet (st.17), 24.august 1999. Konsentrasjonene er angitt som µg/kg våtvekt (V.V.)

Komponent \ Dyregruppe	Fjærmygg	Dammusling
Naftalen	<2	<0,5
2-Metylnaftalen	19	5
1-Metylnaftalen	13	3,6
Bifenyl	<2	<0,5
2,6-Dimetylnaftalen	141	3,8
Acenaftalen	22	0,6
Acenaften	<2	8
2,3,5-Trimetylnaf.	11	0,9
Fluoren	11	6,6
Fenantren	16	17
Antracen	4,9	1,9
1-Metylfenantren	30	2,3
Fluoranten	55	63
Pyren	47	42
Benz(a)antracen *	26	12
Chrysen+trifenylene	26	13
Benzo(b+j,k)flu. *	12	5
Benzo(e)pyren	17	4,7
Benzo(a)pyren *	4	2,5
Perylen	4,5	1,7
Ind.(1,2,3cd)pyren *	3,7	1,2
Dibenz(a,c/a,h)ant. *	<2	<0,5
Benzo(g,h,i)perylene	-	1,3
Sum PAH	463,1	196,1
Sum KPAH (*)	45,7	20,7

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987),

dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

Tabell 5

Forekomst av arsen, kobber og krom i vannmose (*Fontinalis dalecarlica*) ved fire lokaliteter i Svartelva 15.juli i 1998. Resultatene er gitt som mg stoff/kg mose uttrykt som tørrvekt (T.V.)

Komponent \ Stasjon	F1	F2	F3	F4
Arsen (As)	6,4	5,3	6,6	9,1
Kobber (Cu)	21,1	16,9	17,1	34,6
Krom (Cr)	2,4	2,5	3,6	4,6

Tabell 6. Konsentrasjon av krom, kobber og arsen (CCA-middel) i overflatesedimentet (0-1 cm) fra Åkersvika naturreservat den 16.juli 1998. Stasjon 12, 13 og 14 er her brukt som referanselokaliteter. Konsentrasjonen er angitt som mg stoff/kg sediment (tørrvekt).

Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Glødetap I %	6,8	2,6	3,9	11,7	5,1	4,6	7,6	4	1,9	8,9	13,5	2,4	10,8	3	17,9	8,4	18,8
Kobber (Cu)	19,5	10	15,2	33,4	19,4	12,8	16,2	12,1	6,98	20,7	34,8	9	16,3	8,84	38,1	27	37,4
Krom (Cr)	21	10,3	15	37,3	15,9	20,6	18,9	16	5,02	12,7	22,8	14,2	27,1	16,5	23,9	19,6	27,9
Arsen (As)	8,28	3,74	9,09	16	9,38	4,51	3,88	8,28	4,37	8,7	14,9	2,1	5,63	2,11	15,7	13,7	19,2

Tabell 7 Begroingsorganismer i Svartelva 17. juli og 29. september 1998.

	Stasjon	SVA-ref		SVA-3		SVA-2		SVA-1	
	Dato	17.jul	29.sep	17.jul	29.sep	17.jul	29.sep	17.jul	29.sep
Cyanobakterier (Blågrønnalger)									
<i>Chamaesiphon</i> sp.		x							xxx
<i>Chamaesiphon</i> cf. <i>polymorphus</i>							x		
<i>Homoeothrix</i> cf. <i>varians</i>			xx			xx	xxx		
<i>Homoeothrix</i> sp.									
<i>Oscillatoria</i> sp. (4µ)							x		
<i>Phormidium</i> sp. (6-7µm)		2 %		5	xxx	1	10 %	xxx	10 %
<i>Preudanabaena</i> sp.				xx					
<i>Schizothrix</i> sp. (på <i>Fontinalis</i>)		x							
<i>Schizothrix</i> sp. (på <i>Batrachospermum</i>)									
Grønnalger									
<i>Aphanochaete repens</i> (på <i>Oedogonium</i>)									
<i>Closterium</i> spp.		x		xx	x	x	x		
<i>Cosmarium</i> cf. <i>pygmaeum</i>				x					
<i>Cosmarium</i> sp.					x				
<i>Microspora amoena</i>								xx	
<i>Mougeotia</i> sp. (20µ)									
<i>Mougeotia</i> sp. (30µ)					x				
<i>Oedogonium</i> sp. (18-23µ)					x			x	
<i>Oedogonium</i> sp. (26-30µ)					xx				
<i>Oedogonium</i> sp. (34µ)					x				
<i>Spirogyra</i> sp. (L,3K?, 38-42µ)					5 %				
<i>Ulothrix zonata</i>			xx		xxx	5	x		
ubestemt <i>Chaetophorales</i> (på <i>Ulothrix</i>)					xx				
Kiselalger									
<i>Achnanthes</i> spp.		xx	xxx	xx	xx	xx	xx	xx	xxx
<i>Anomoeoneis serians</i>			x						
<i>Anomoeoneis vitrea</i>					x		x		
<i>Cocconeis placentula</i>									x
<i>Cymbella minuta</i>			x	xx	xx	xx		x	x
<i>Cymbella</i> sp.			x						x
<i>Didymosphenia geminata</i>							x		
<i>Diatoma</i> cf. <i>anceps</i>		x	xx		xx				x
<i>Diatoma vulgare</i>				xx	xx	xx	x	xx	x
<i>Eunotia</i> spp.		xx	x						
<i>Fragilaria intermedia</i>			x				x		
<i>Fragilaria vaucheria</i>			x		xx	xx			x
<i>Gomphonema angustatum</i>			xx		x		xx	x	x
<i>Gomphonema angustatum</i> var. <i>coronatum</i>			x				x		
<i>Gomphonema parvulum</i>				xx	x	x			
<i>Meridion circulare</i>				x					x
<i>Navicula radians</i>							x		
<i>Navicula viridula</i>				x				xx	
<i>Nitzschia</i> spp.			x	x	xx	xx		xx	x
<i>Synedra acus</i>			x						
<i>Synedra rumpens</i>		xx	x	x	xx		xxx		x
<i>Synedra ulna</i>		xx	x	x	xx	x	xx	x	x
<i>Tabellaria fenestrata</i>							x		x
<i>Tabellaria flocculosa</i>			x						x
Rødalger									
<i>Audoniella hermannii</i>			xx	xx	x	1	x	xxx	xxx
<i>Batrachospermum moniliforme</i>		xx	7 %	1	3 %				
<i>Lemanea</i> cf. <i>Fluviatilis</i>		1	+	1		1	<1%	1	<1%
Moser									
<i>Fontinalis antipyretica</i>		1	1 %	1	2 %	1	2 %	1	2 %
<i>Hygrohypnum ochraceum</i>					<1%				
<i>Racomitrium</i> sp.					<1%			xx	1 %
<i>Schistidium alpicola</i> var. <i>rivulare</i>							<1%	xx	xxx
Nedbrytere									
Jembakterier, aggregater		xxx	xx	xx	x	x	x	xx	x
Jembakterier, trådformede		xxx	xxx	xxx	xxx	xxx	xx	xxx	xxx
Bakterier, aggregater				xx	xx	x			
Stavbakterier				xx	x	xx			
Trådbakterier				xx	xx	xx	x	xx	x
<i>Sphaerotilus natans</i>			xx	xx	x	x	x		
Ciliater			x	xx	x	x	x	x	x
Frageløse flagellater				xxx	xx	xx	x	xx	
<i>Fungi imperfecti</i>							x		
Sopphyfer									

Mengdeangivelser: I juli angitt ved dekningsgrad (1:<5% av elveleiet dekket, 2:5-10%, 3:10-25%, 4: 25-50%, 5: 50-100%). I september angitt som dekningsprosent av elveleiet.

Organismer som vokser på/blant disse er angitt ved: x=sparsom, xx=vanlig, xxx=stor forekomst.

Tabell 8.

Fordeling av bunndyrgrupper ved 4 lokaliteter (strykpartier) i Svartelva, 17.juli og 5.nov. 1998.
Antall fra 3 min. "sparkeprøve". St.F1 benyttes her som referansestasjon.

Dyregruppe \ Stasjon	17.07.1998				05.11.1998			
	F1	F2	F3	F4	F1	F2	F3	F4
Fåbørstemark	240	24	256	56	96	32	40	400
Snegler	8		12		4	11	1	5
Småmuslinger	8				1	3	1	120
Vannmidd		28	8	3	24	6		120
Muslingkreps	48	16	8		1	2	1	
Asell								8
Døgnfluer	3340	712	1152	568	158	621	599	1912
Steinfluer	224	144	64	3	95	54	19	184
Billelarver	16	12	24	56	1	4	3	63
Biller voksne	16	28			3			70
Vårfluer	64	48	4	5	184	176	78	134
Knottlarver	160	24	12	40	72	1	24	63
Fjærmygglarver	992	864	368	240	184	160	272	535
Andre tovinger	16	28			12	12	9	12
Sum	5132	1928	1908	971	835	1082	1047	3626
Antall grupper	11	10	10	8	12	12	11	12

F1 = Oppstrøms utslippspunktet ved IIseng

F2 = Like nedstrøms utslippspunktet ved IIseng

F3 = Kvæka

F4 = Hjellum

Tabell 9.

Artsliste over døgnfluer, steinfluer og vårfluer ved fire lokaliteter (strykpartier) i Svartelva, 17.juli og 5.nov. i 1998. Resultatene er angitt som antall pr. 3.min. "sparkeprøve". St.F1 benyttes her som referansestasjon.

	17.07.98					05.11.98			
	F1	F2	F3	F4		F1	F2	F3	F4
DØGNFLUER									
Baetis muticus						3			5
Baetis niger						1		2	18
Baetis digitatus									2
Baetis fuscatus	208	112	336	120					
Baetis rhodani	576	24	24	40		100	508	576	820
Baetis spp.									220
Heptagenia fuscogrisea							1		2
Heptagenia joernensis	144	80	40						
Heptagenia sulphurea	12					13	14	4	44
Ephemerella ignita	2336	448	720	384					
Caenis rivulorum	64	48	32	24		40	96	17	800
Leptophlebiae						1	2		1
STEINFLUER									
Diura nanseni						3			
Isoperla sp.						1	1		14
Brachyptera risi						7	13	2	45
Amphinemura sp.						12	6	2	100
Nemoura avicularis								1	
Nemoura sp.							3		5
Capnia atra						21	4	2	
Capnopsis schilleri						4	2	1	
Leuctra sp.						1		1	7
Leuctra fusca	224	144	64	3					
Leuctra hippopus						46	25	10	13
VÅRFLUER									
Rhyacophila nubila	16	4	4	5		152	120	58	100
Agapetus ochripes						5		2	
Hydropsyche pellucidula						8	13	1	
Hydropsyche siltalai						2			16
Hydropsyche sp.		8					6	3	
Lepidostoma hirtum	8	4				3	12		7
Limnephilidae indet.						4	7	11	3
Athripsodes sp.	36	28				4	8		2
Ceraclea annulocornis									2
Leptoceridae indet									1
Indet		4				6	10	3	3
Sum	3628	904	1220	576		437	851	696	2230
antall arter	11	11	7	6		22	19	17	23

F1 = Oppstrøms utslippspunktet ved Ilseng
 F2 = Like nedstrøms utslippspunktet ved Ilseng
 F3 = Kvæka
 F4 = Hjellum

Tabell 10

Bunndyreforekomst i Åkersvika naturreservat 3.september 1999, angitt som individtall for større grupper og enkelte arter, samt total biomasse (gram ferskvekt) pr. m². Stasjon 12, 13 og 14 utgjør her referansestasjoner.

Bunndyr	Lokalitet	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Fåbørstemark (Oligochaeta)																		
Tubificidae		80	260	140	60	20	120	120	280	560	160	320		80	200	30	20	100
Igler (<i>Hirudinea</i>)																		
<i>Helobdella stagnalis</i>			200		20							20			20			
Krepsdyr (Crustacea)																		
<i>Cyclops</i> spp.				20														
<i>Eurycerus lamellatus</i>										20	40							
Døgnfluer (Ephemeroptera)																		
<i>Caenis luctuosa</i>		20									80				60			40
Våfluer (Trichoptera)																		
<i>Molanna angustata</i>		20																
<i>Limnophilidae</i> uident.												20						
Sviknott (Ceratopogonidae)																		
<i>Svevemygg (Chaborus)</i>										20							20	20
Fjærmygg (Chironomidae)																		
<i>Musling (Lamelibranchiata)</i>		500	800	1400	620	820	340	640	360	80	1120	620	240	1480	60	5620	3940	2800
<i>Anodonta</i> sp.								20										
<i>Pisidium</i> spp.		120	480	300	160	80	80	120		100	140	140	80	40	40	80	80	140
Snegl (Gastropoda)																		
<i>Valvata piscinalis</i>			20		20								40	60		60	20	20
Tot.ind.ant.		740	1760	1860	880	920	540	900	660	780	1540	1120	360	1660	300	5890	4080	3120
Tot. biomasse g. ferskvekt		0,62	3,46	1,90	1,40	1,00	0,70	1,10	0,30	1,90	1,00	1,20	0,24	1,80	0,24	5,00	3,96	1,92

Tabell 11. Prosentfordeling av død og "døende" fisk som ble registrert i Svartelva og Åkersvika naturreservat i perioden 30.oktober - 3. november.

Art	Svartelva		Åkersvika	
	Ant. Fisker	% fisker	Ant. Fisker	% fisker
Ferskvannsulke	128	60	0	0
Ørekyte	49	23	0	0
Abbor	19	9	11	8
Lake	11	5	15	11
Gjedde	4	2	77	56
Ørret	2	1	0	0
Harr	0	0	8	6
Hork	0	0	17	12
Laue	0	0	3	2
Karuss	0	0	7	5

Tabell 12.

Fiskeforekomst i 5 strykparter i Svartelva den 5. august i 1999.

Registreringene er foretatt med elfiskeapparat.

x=enkeltfisk xx=vanlig forekomst xxx=rik forekomst

Fiskeslag \ Stasjon	F1	F2	Sande	F3	F4
Ørret					
1-somrig	xxx	-	xxx	xx	-
2-somrig	xx	x	x	x	-
Eldre	x	-	x	-	-
Harr					
Eldre	-	x	-	-	-
Gjedde					
1-somrig	x	x	xx	xx	xxx
Eldre	-	-	-	x	x
Mort					
1-somrig	-	-	-	x	xx
Eldre	-	-	-	x	xx
Ørekyte					
1-somrig	xx	x	xx	xx	x
Eldre	xx	x	xxx	xxx	x
Laue	-	-	-	-	xx
Lake	x	x	x	x	x
Abbor	-	-	-	-	x
Ferskvannsulke	xx	x	-	-	-

F1 = ved Ilseng oppstrøms utslippsstedet (Referanselokalitet)

F2 = Like nedstrøms utslippsstedet ved Ilseng

F3 = Kvæka

F4 = Hjellum