

Kartlegging av forurensning i Nidelva; Innledende kartlegging Høsten 2007 og 2008



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

| | | |
|---|---------------------------------------|-----------------------|
| Tittel Kartlegging av forurensing i Nidelva; Innledende kartlegging 2007 og 2008 | Løpenr. (for bestilling) 5722-2009 | Dato 19.12.08 |
| | Prosjektnr. Undernr. 27304 | Sider Pris |
| Forfatter(e) Trond Rosten, Christopher Harman, Eirik Fjeld, Henning Urke, Bjørn Olav Rosseland, Einar Kleiven og Tone Muthanna | Fagområde Miljøgifter | Distribusjon Åpen |
| | Geografisk område Trøndelag | Trykket CopyCat AS |

| | |
|---------------------------------------|----------------------------|
| Oppdragsgiver(e) Trondheim kommune | Oppdragsreferanse 27304 |
|---------------------------------------|----------------------------|

| |
|---|
| <p>Sammendrag</p> <p>Høsten 2007 ble det gjennomført en studie av forekomst av polyaromatiske hydrokarboner (PAH), organiske tinnforbindelser (Sn-org) og polyklorete bifenyler (PCB) i vannfasen på fire steder i Nidelvsystemet. Det ble også samlet inn lakseyngel (1⁻ - 2⁺ <i>Salmo salar</i>) for analyse av Sn-org. I tillegg mottok NIVA 14 sedimentprøver og 15 sandbankprøver fra NGU som ble analysert for Sn-org. Disse er rapportert særskilt. Nivåene i vann av PAH varierte mellom 1,7 – 16,3 ng L⁻¹. Det ble ikke detektert PCB eller Sn-org i vannfasen. I fiskelever varierte tributyltinn (TBT) mellom < 1 – 1,9 ng g⁻¹ v.v. For dibutyltinn (DBT) i fiskelever var konsentrasjonene høyere enn for TBT og varierte mellom 4,5 – 12 ng g⁻¹ v.v. Det er ikke urimelig å anta at disse konsentrasjonsforskjellene reflekterer en ulik forurensningsbelastning. Resultatene fra undersøkelsen viser at bidraget av PAH, PCB og Sn-org, fra Nidelva til Trondheim havn er begrenset.</p> |
|---|

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Organiske miljøgifter 2. Forurensede sedimenter 3. Tilførsler 4. Kartlegging | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Organic contaminants 2. Polluted sediments 3. Transport 4. Monitoring |
|---|--|



Trond Rosten

Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-5457-0



Jarle Nygard

Fag- og markedsdirektør

Trondheim kommune

Kartlegging av miljøgifter i Nidelva

Innledende kartlegging

høsten 2007 og 2008

Forord

NIVA mottok i august 2007 forespørsel fra Fylkesmannen i Trøndelag og Trondheim kommune om bistand til kartlegging av tilførsel av organiske miljøgifter fra Nidelva til Trondheim havn. Den 17. september 2007 ble det inngått avtale om prosjektet, Prosjektet ble siden utvidet med en tilleggskontrakt den 14. mars 2008. Oppdragets omfang og rammer for gjennomføring var spesifisert relativt detaljert i kontrakten fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (20007001MVA/ NIVA Journalnummer 07/1371). Resultatene fra prosjektet skulle inngå som en del av underlag for arbeidet med tiltaksplan for opprydding av miljøgifter i Trondheim havn. Det er gjennomført to feltperioder i prosjektet (oktober 07 og oktober 08). Dette for å få med tilstrekkelig antall stasjoner, samt for å se om verdiene fra andre feltperiode (2008) var i overensstemmelse med verdiene fra første feltperiode (2007). Oppdraget er gjennomført av et forskerteam bestående av Christopher Harman, Eirik Fjeld, Henning Urke, Bjørn Olav Rosseland, Einar Kleiven og Tone Muthanna, med undertegnede som prosjektleder.

Vi vil takke Trondheim kommune ved Marianne Langedal og Terje Nøst for faglig bistand med planlegging og gjennomføring av dette prosjektet, samt Fylkesmannen i Sør-Trøndelag ved prosjektleder Tore Kleffelgård. En spesiell takk rettes TOFA og til våre roere i Nidelva Arvid Sivertsen og Bjørn Bjoerdal og Trondheim Brannvesen for assistanse med utsett av SPMDene begge år. Vi takker også Felt-Bio AS ved Hans Mack Berger og Morten Bergan for el-fiske av yngel.

Trondheim, 07.01.2009

Trond Rosten

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 7 |
| 1. Bakgrunn | 8 |
| 2. Metoder | 10 |
| 2.1 Prøvetakingspunkter | 10 |
| 2.1.1 Utplassering av SPMD rigger med PAH, PCB og Sn-org i vannfasen | 11 |
| 2.2 SPMD teori | 11 |
| 2.3 Analyser | 12 |
| 2.3.1 Analyse av PAH/PCB i SPMD'er | 12 |
| 2.3.2 Analyse av tinnorganiske forbindelser | 12 |
| 2.3.3 SPMD databehandling | 12 |
| 2.3.4 Prøvetaking og analyse av fisk | 13 |
| 2.3.5 Uttak av gjelleprøver | 13 |
| 2.3.6 Uttak av sediment- og sandbankprøver | 13 |
| 3. Resultat og diskusjon | 14 |
| 3.1 SPMD'enes datakvalitet | 14 |
| 3.2 Klimadata | 14 |
| 3.3 Forekomst av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) | 15 |
| 3.4 Polyklorerte bifenoler (PCB) | 17 |
| 3.5 Tinorganiske forbindelser | 17 |
| 3.6 Tinnorganiske forbindelser i fiskelever | 18 |
| 4. Diskusjon og konklusjoner | 19 |
| 4.1 Vannløselige organiske miljøgifter (PAH, PCB og Sn-org) | 19 |
| 4.2 Tinnorganiske forbindelser i fiskelever | 20 |
| 5. Referanser | 20 |
| 6. Vedlegg | 21 |
| 6.1 Analyserapport av SPMD'er i 2007 | 21 |
| 6.2 Analyserapport Sn-org i fiskelever 2007 | 28 |
| 6.3 Sn-org i 10 sedimentprøver fra Nidelva 2007 | 29 |
| 6.4 Sn-org i 4 sedimentprøver og 10 sandbankprøver fra Nidelva 2007 | 31 |
| 6.5 Kopi av brev til Trondheim kommune vedrørende Sn-org i sediment- og sanbankprøver | 34 |
| 6.6 Kopi av brev til Trondheim kommune vedrørende Sn-org i sediment- og sandbankprøver fra Nidelva | 35 |
| 6.7 Analyserapport SPMD'er 2008 | 36 |

Sammendrag

Høsten 2007 gjennomførte NIVA på oppdrag fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag en studie av forekomst av polyaromatiske hydrokarboner (PAH), organiske tin forbindelser (Sn-org) og polyklorerte bifenyl (PCB) i vannfasen på fire steder i Nidelvsystemet; (St.1) Elgeseter bru, (St. 2) Tempe, (St. 3) Leirfoss hølen v/overgang stryket og (St. 4) i Leirelva ca 25 meter nedstrøms innløp Heimdalsbekken. Det ble også samlet inn lakseyngel (1^+ - 2^+ *Salmo salar*) ved el-fiske på de samme lokalitetene. Denne fisken ble dissikert og lever ble tatt ut for bestemmelse av Sn-org forbindelser. I tillegg ble gjeller tatt ut og frosset for eventuell senere bestemmelse av tungmetaller.

NIVA mottok også 14 sedimentprøver og 15 sandbankprøver fra NGU som ble analysert for Sn-org. Disse er rapportert særskilt.

Prøvetaking av miljøgifter i vannfasen ble samlet inn ved at bur med SPMD-membraner ble plassert ut i vannstrømmen i 18-21 dager. Nivåene av PAH i vannfasen varierte mellom 1,7 – 16,3 ng L⁻¹ med høyest konsentrasjon på St. 4 Leirelva. Det ble ikke detektert PCB eller Sn-org i vannfasen. I fiskelever varierte tributyltinn (TBT) konsentrasjonene mellom <1 – 1,9 ng g⁻¹ v.v. Dette er så lave nivåer at det er lite relevant å diskutere forskjeller mellom prøvene, tatt i betraktning analysemetodens usikkerhet og naturlig variabilitet i akkumuleringen av slike miljøgifter. For dibutyltinn (DBT) i fiskelever var konsentrasjonene høyere enn for TBT og varierte mellom 4,5 – 12 ng g⁻¹ v.v. Det er ikke urimelig å anta at disse konsentrasjonsforskjellene reflekterer ulik forurensningsbelastning. Høyeste konsentrasjon av DBT ble funnet ved St. 4, Leirelva, mens den laveste konsentrasjonen ble funnet ved stasjon 3, Leirfossen – Stryket. Ved de øvrige stasjonene (stasjon 1, Elgeseterbro og stasjon 2., Tempe) var konsentrasjonen av DBT omlag identiske, henholdsvis 7,7 og 6,1 ng g⁻¹ v.v. Dette samsvarer med det som ble påvist ved SPMD'ene når det gjelder PAH. Alt i alt tyder resultatene fra SPMD'ene og fiskelever at bidraget av PAH, PCB og Sn-org fra Nidelva til Trondheim havn er svært begrenset.

Etter et oppsummeringsmøte på statens hus (15.02.2008) der resultatene fra målingene høsten 2007 ble presentert, kom det opp spørsmål angående forurensningsbidraget fra de nedre delene av elva. Denne delen av elva ble ikke undersøkt i den første delen av prosjektet. Det ble videre kommentert at bybaserte utslippskilder muligens også kunne være opphav til utslipp av miljøgifter, spesielt i perioder etter regnvær. Det ble derfor foreslått at NIVA skulle skissere et tilleggsprosjekt for å se på denne problemstillingen. NIVAs tilbud (03.03.2008) ble akseptert, og arbeidet skulle i følge dette være ferdigstilt innen 01.09.2008. Etter nærmere vurdering ble imidlertid prøvetakingen utsatt til tidlig høst, slik at årstiden skulle passe best mulig for den aktuelle problemstillingen der avrenning etter regnvær var viktig. Tilleggsprosjektet innførte en ny prøvetakingsstasjon plassert nedstrøms den siste broen før havnebassenget, og dette punktet ble vurdert til å være Nidelvas utløp. Den nye prøvetakingsstasjonen hadde utsettingsrigger på begge sider av elven for å teste forskjeller i utslippsnivåer (noe som i følge kommentarer hadde vært observert tidligere). Hver utsettingsrigg hadde prøvetakere på 3 ulike dybder, for å kunne vurdere en mulig forurensningsprofil i vannsøylen. Videre ble salinitet målt, slik at eventuelle dybdeavhengige konsentrasjonsforskjeller kunne relateres til den faktiske massen av vannet. Dette er spesielt relevant i forhold til problemstillingen om i hvilken grad *elven* bidrar til haveforurensningen. I tillegg ble også utsettingen ved stasjon 1 (Elgeseter bru) gjentatt, for å fange opp eventuelle forskjeller i forurensningsnivåer mellom 2007 og 2008. Resultatene fra 2008 målingene viste konstante nivåer av PAH og indikere at dette ikke er forurensning fra urbanavrenning som er drevet av nedbør. Målingene fra 2008 viste også at konsentrasjon og mønsteret av de dominerende PAHene var ulik ved elvas to bredder. Likheten i mønsteret i vannsøylens lag ved stasjon 0 øst, samt mye høyere konsentrasjoner i den dypeste prøven, kan tyde på bidrag fra en spesifikk punktkilde. Dette kan muligens forklares ved et bygningsarbeide som pågikk ved denne målestasjonen i tidsrommet rundt prøvetakingen i 2008.

Summary

Title: PAH, PCB, Sn-org in the river of Nidelva

Year: 2009

Author: Rosten, T., Harman, C., Fjeld, E., Urke, H., Rosseland, B.O., Kleiven, E., Muthanna, T.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5457-0

In order to identify potential input of contaminants (PAH, PCB, Sn-org) to the city harbour of Trondheim from the Nidelva river system, a project initiated by Sør-Trøndelag Fylkeskommune and Trondheim local authority was conducted during September to December 2007. SPMDs were used to estimate the concentrations of the environmental contaminants at three stations in the main river and one station in the side river Leirelva. The three stations in the main river were; St. 1 Elgeseter bridge, St. 2 Tempe, St. 3 Leirfosshølen - Stryket. The station in Leirelva (St 4) was established 25 meters downstream the joint combining Heimdalsbekken and Leirelva at Selsbakk. Young salmon (1⁺ and 2⁺) were sampled using electric fishing at the same stations. Livers were analysed for Sn-org and gills were preserved for possible later analysis of heavy metals. The results showed that concentrations of PAH, PCB and Sn-org were overall very low or below the analytical detection limit in the waterphase and in fish liver. Even so, the results indicate that Leirelva or Heimdalsbekken contributes with PAH contamination to the main river stream. Slightly higher levels of Sn-org in fish liver in Leirelva may also reflect that this station is more polluted than the three stations in the main river.

An additional study was carried out in the autumn of 2008 to specifically target the lowest stretches of the river which were not studied during the 2007 project. A new sampling station was established at the point deemed to be the mouth of the river. SPMDs were deployed on two rigs, one on either side of the river to examine for differences in the contribution from point sources. Three different depths were used at each rig to measure contamination through the water column including saline waters near the riverbed. In order to provide a comparison with the 2008 study, deployment at station 1 was repeated. The results of this extra study in 2008 showed comparable levels to those found in 2007 with the exception of samples from saline waters.

1. Bakgrunn

I regi av Fylkesmannen i Sør-Trøndelag og Trondheim kommune ble det sommeren 2007 avholdt et møte for å kartlegge hva som finnes av informasjon om Nidelva som mulig forurensningskilde for sedimenter i Trondheim havn og for å diskutere en mulig fremgangsmåte for å spore slike kilder. Konklusjonen fra dette møtet var at det finnes relativt god oversikt over tilførsler av tungmetaller, siden dette har vært overvåket over lengre tid av Miljøenheten i Trondheim kommune. Det er imidlertid lite informasjon om hva som tilføres av organiske miljøgifter, som polyaromatiske hydrokarboner (PAH), organiske tinnforbindelser (Sn-org) og polyklorete bifenyler (PCB). Det ble derfor bestemt at skulle være fokus på disse stoffene i et kartleggingsprosjekt også for å se det eventuelle bidraget til havna med omgivelser. Et prosjekt på dette tema ville også kunne gi nyttig informasjon i forhold til arbeidet med vannrammedirektivet der Nidelva inngår som en av de fire første tiltaksområdene.

Arbeidet som danner grunnlag for denne rapporten inngår i en større prosjektplan som tenkes gjennomført i to faser. Første fase (denne rapporten med mer) har som formål å gi en oversikt over forurensningssituasjonen i elva. Fase to vil rette seg mot nærmere kartlegging av kilder og vurdering av tiltak. Tidsplan og beskrivelse av denne fasen vil være avhengig av resultatene fra fase 1.

Trondheim kommune har vedtatt et mål om at Nidelva skal ha god økologisk tilstand. Det er derfor tatt årlig vannprøver i regi av kommunene siden 1995 (Nøst, 2006). Prøvene er tatt hver måned i 6 punkter opptil Tiller bru for å følge vannkvalitetsutviklingen. Prøvene har primært vært analysert på næringsstoffer og tarmbakterier, samt at det er gjort analyser på tungmetallinnhold. Det er ikke målt på organiske miljøgifter som forurensningsproblematikken i havna er knyttet til. Tiltaksanalysen utført av NGU fra 2003 viser at sedimentene i Nyhavna stedvis er forurenset med tungmetaller med store variasjoner i konsentrasjoner (hovedsakelig tilstandsklasse I-III, på en skala der I er god og V er dårlig) (Laugesen m.fl, 2003). I tiltaksanalysen viser man at Nyhavna er sterkt forurenset med PAH (klasse IV) og meget sterkt forurenset med tributyltinn (TBT) som er en organisk tinnforbindelse (Sn-org) (klasse V). PCB forurensningen i de øvre sjiktene ligger i klasse II-III, men det er påvist forurensning i klasse IV i dypere lag ved utløpet av Nidelva og klasse V i Nyhavna. Denne lokaliteten har fått innført kostholdsråd på grunn av høye konsentrasjoner av dioksiner, dioksinlignende stoffer og PCB i fiskelever fra Korsvika.

Opprydding av forurensete sedimenter i Trondheim havn, forutsetter at det er kontroll på oppstrøms forurensningskilder. I tillegg til direkte utslipp fra land, industri og byvirksomhet, kan Nidelva representere en forurensningskilde til havnebassenget. Ut fra fordelingen av forurensning i havnesedimentene og vannovervåking i Nidelva, er det lite sannsynlig at Nidelva bidrar med betydelig metallforurensning til havnebassenget (Bjervamoen et al., 2006; Nøst, 2006). Det ble likevel anbefalt at tilførsler av disse stoffene burde kartlegges i et eget prosjekt for å se det eventuelle bidraget av disse stoffene til havna med omgivelser.

Trondheim kommune ønsket at det skulle benyttes flere metoder for å vurdere tilførsel av forurensning i elva. På møte med Trondheim kommune 25.5.2007, ble det lagt føringer for mulige prøvetakingsmetoder og gjennomføring av arbeidet. Siden forurensningssituasjonen i elva vil variere med varierende vannføring og aktive forurensningskilder var det ønskelig å ta ut prøver som har evne til å integrere påvirkning over tid. Det skulle gjennomføres biologisk prøvetaking i prosjektet. Nidelva er lakseførende opptil Nedre Leirfoss (ca. 8 km) og laksefisk ble antatt å være en god indikator på tilstanden i elva. På hele strekningen, bortsett fra elva nedenfor Elgeseter bru, finnes gyte- og oppvekstområder for laks. I tillegg er sidevassdraget Leirelva lakseførende i ca. 2 km. Eldre ungfisk, dvs. fra 1-3 åringer ville være aktuelle grupper å ta prøver av. Uttak av fisk skulle tas i utvalgte områder for å fange opp ulik grad av forurensningspåvirkning, samtidig som områdene skulle ligge så

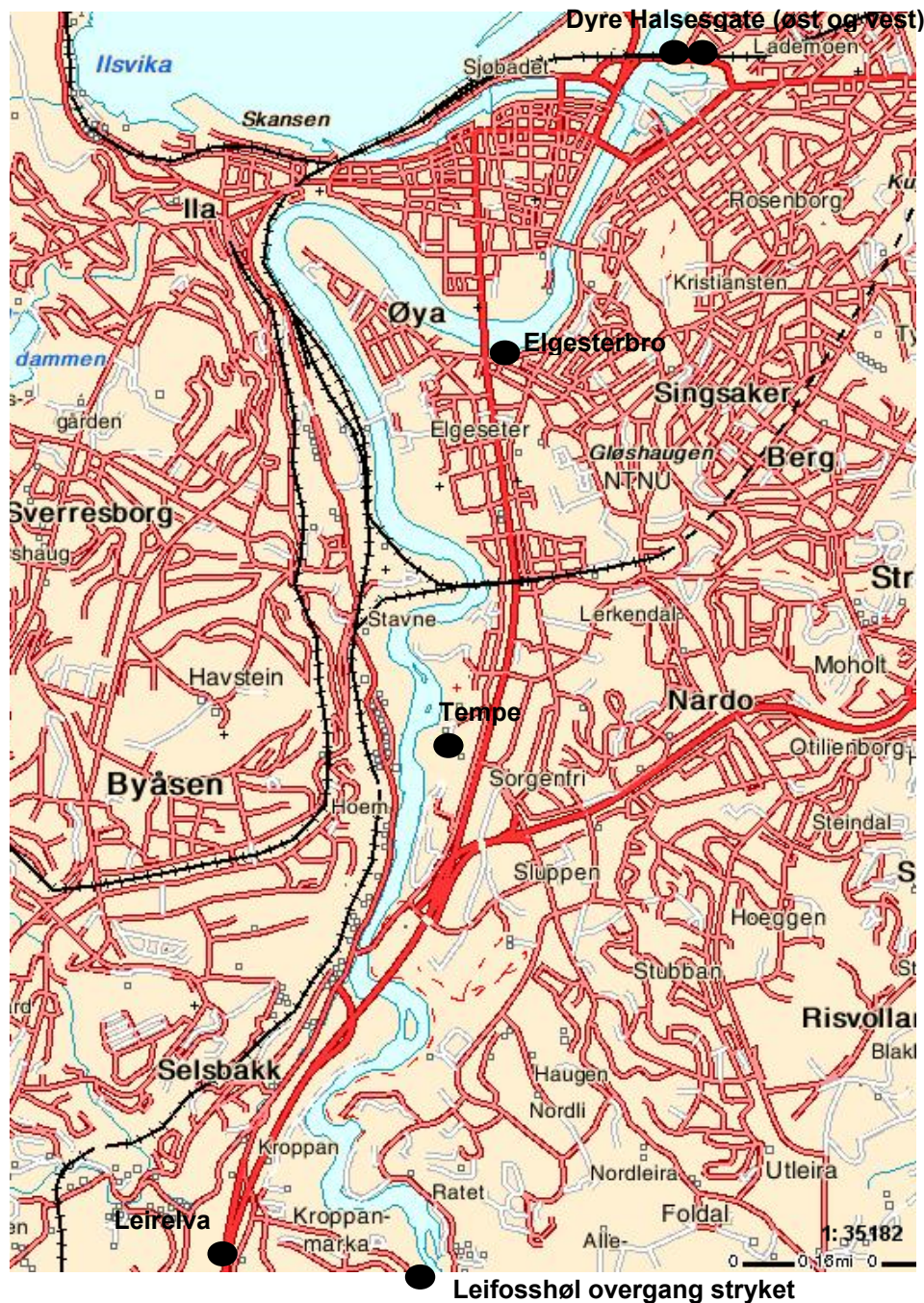
vidt langt fra hverandre at sjansen for at fisk vandrer mellom områdene er liten. Uttak av fisk gjøres allerede i dag som et ledd i overvåkingsprogrammet til Trondheim kommune, og man ønsket derfor å ha muligheten samordne disse prøvene. Det ble derfor avholdt et møte mellom NIVA, Naturkompetanse AS og fagleder for naturforvaltning i Trondheim kommune, Terje Nøst, for å bestemme prøvetakingspunktene for organiske miljøgifter i vannfasen og Sn-org i fiskelever.

Parallelt med NIVAs arbeid har NTNU/NGU og Trondheim kommune tatt 45 prøver fra ett flomsedimentprofil ved Sluppen, 4 prøver fra sandbanker i byområdet og 15 prøver av sandfang som drenerer til havnebassenget. Sedimentprøvene er tatt for å få ett sammenlignbart materiale med havnesedimentene. Vertikale flomsedimentprofil representerer materiale avsatt flere hundre år tilbake i tid. Profilet ved Sluppen har neppe vært oversvømt siden elva ble regulert, slik at disse prøvene i stor grad representerer historisk materiale. Prøvene fra sandbanker representerer materiale som er under aktiv transport, og består av finstoff som er sedimentert nylig i forbindelse med av Trondheim Energi reduserte vannføringen i elva betydelig. 14 sedimentprøver og 15 sandfangprøver ble sendt NIVA for analyse av Sn-org forbindelser. Resultatene fra sedimentanalysen er oversendt Trondheim kommune ved Marianne Langedal den 05.12.07 og den 17.12.07. Resultatene fra disse analysene blir rapportert av NGU sammen med resultatene av innhold av tungmetaller, PAH og PCB. NIVA omtaler derfor ikke resultater av disse analysene noe nærmere utover det som er kommentert i oversendelsebrevene (se vedlegg i avsnitt 6.5 og 6.6).

2. Metoder

2.1 Prøvetakingspunkter

Prøvetakingspunkter var angitt i oppdragsgivers spesifikasjon og ble endelig bestemt i samråd med Terje Nøst ved Miljøenheten i Trondheim kommune. Figur 1 viser hvor NIVA har prøvetatt organiske miljøgifter (PAH, Sn-org, PCB) i vannfasen ved hjelp av passive prøvetakere (SPMD'er) og Sn-org i fiskelever fra lakseparer som ble el-fisket i samme område. Tabell 1 angir koordinatene for prøvetakingspunktene.



Figur 1. Angivelse av geografisk plassering SPMD'er og el-fiske i Nidelva fortatt i prosjektet.

Tabell 1. Koordinater for de ulike prøvetakingsstasjoner 2007

| Stasjonsnr | Stasjonsnavn | N | E | Prøvetakningsår |
|------------|-----------------|-----------|------------|-----------------|
| 0 øst | Dyre Halsesgate | | | 2008 |
| 0 vest | Dyre Halsesgate | | | 2008 |
| 1 | Elgeseter bru | 63°25.402 | 10° 23.677 | 2007 og 2008 |
| 2 | Tempe | 63°24.363 | 10° 23.473 | 2007 |
| 3 | Leirfosshølen | 63°23.053 | 10° 23.511 | 2007 |
| 4 | Leirelva | 63°23.012 | 10° 22.265 | 2007 |

2.1.1 Utplassering av SPMD rigger med PAH, PCB og Sn-org i vannfasen

Fire rigger med passive prøvetagere ble utplassert den 17. september 2007. SPMD'er ble spent opp i en beholder, som igjen var montert inne i et bur av rustfritt stål. Hver rigg (med unntak stasjon 4) var utstyrt med en dreg og kjetting som forankring og fra fortøyningen gikk det et tau til et flytelegeme ca 2 m under vannoverflaten for å holde riggen vertikalt i vannet. Dette tauet gikk videre till et nytt mindre flytelegeme som skulle fungere som markør på overflaten. De passive prøvetagere var plassert i burene og festet til tauet ca 2 m under vannoverflaten på stasjon 1, 2 og 3. Tre SPMD'er ble spent opp i hvert bur. Stasjon 4 ble plassert like under overflaten ca 30 cm dyp og ble bunnet fast til et tre i tillegg til forankring. Etter flom og inspeksjon av denne den 20.09.07 ble det oppdaget at denne riggen hadde løsnet og prøvetakerer kunne delvis ha vært i luft. Det ble derfor den 26/09 satt ut en ny rigg. Denne riggen stod ute i 19 dager (opptak 15.10.07) de tre andre 21 dager (opptak 08.10.07). Resultatene fra den siste SPMD riggen fra stasjon 4 ble benyttet i resultatene. SPMD'en ble benyttet for å måle konsentrasjonen av PAH, PCB og Sn-org i vannet.

Tre nye rigger med passive prøvetagere utplassert 12. september 2008. Riggene ble bygget på samme måte som i 2007. To rigger ble plassert umiddelbart under siste bru (Dyre Halses gate) på begge sider i de lavereliggende deler av elva (grunnet de signifikante forskjellene i forurensningsnivåer som tidligere var vist på et prosjektmøte, Statens hus 15.02.2008). Disse stasjonene ble kalt stasjon 0 vest og stasjon 0 øst. I hver av disse stasjonene ble det benyttet totalt 5 SPMD'er fordelt på 3 bur. Det første buret inneholdt 3 SPMD'er og var plassert på ca 1-2 m dyp. Det andre og tredje buret inneholdt en enkelt SPMD hver, og ble montert fast til riggen i 1 m intervaller (3 m og 4-5 m dyp). Formålet med prøvetakingen var å undersøke om forurensningsnivået i elva var en funksjon av dybde. Salinitetsmålinger foretatt på fjære viste at det dypeste buret lå i brakkvann. Den tredje og siste riggen ble utplassert ved Elgeseter bru (stasjon 1) med formål å sammenligne resultatene fra 2007 og 2008. Her ble 3 SPMD'er satt ut i ett bur og plassert på ca 1 m dyp. Alle prøvetakerne stod ute i 3 uker (opptak 03.10.2008).

Prøvetakingsperioden ble valgt for å få størst mulig sjanse til å fange opp betydelig regnvær, og dermed også kunne gi måleresultater og angi betydningen av avrenning fra urbanutslipp fra Trondheim by. Statistisk sett har september og oktober flest nedbørsdager og mest nedbørrike månedene, basert på 30 års meteorologiske data (www.yr.no) fra en nærliggende målestasjon, Voll (stasjonsnummer 68860). I tillegg sammenfaller denne prøvetakingsperioden også godt med hovedstudien i 2007 (17.09.07-08.10.07).

2.2 SPMD teori

Den semipermeable membran metoden (SPMD) er utviklet av Huckins *et al.* (1990) og utpeker seg som den best beskrevne prøvetakeren for hydrofobe miljøgifter i det akvatiske miljøet. Prøvetakeren består av en flatklemt tube av polyetylen med lav tetthet (LDPE) som er fylt med triolin. Hydrofobe kjemikalier ($\log K_{ow} > 3.0$), herunder inkludert mange klassiske miljøgifter som f eks PCBer, kan diffundere inn og bli oppkonsentrert i SPMD-prøvetakeren. Denne opptakshastigheten blir bestemt av

kjemikalienes fysiske-kjemiske egenskaper, samt eksterne miljøfaktorer som f.eks. vannføringen. Det faktum at diffusjonen er en toveis prosess som er påvirket av miljøfaktorer, gjør at man kan overvåke effektene av disse ved å studere utlekking av såkalte PRCs (performance reference compounds). Disse innmerkede stoffene blir tilsatt prøvetakeren før utsetting, og teorien er at utlekkingshastigheten vil følge de samme prinsippene som opptak av de stoffene man vil måle.

Fordelen ved bruk av passiv prøvetakingsteknikk er muligheten til å fremskaffe tidsintegret informasjon om fluktuerende konsentrasjoner i vann. Variasjoner i konsentrasjon som resultat av aktivitetsnivå eller vannstrømning blir derfor fanget opp, i motsetning til konvensjonell vannkonsentrasjonsmåling. Andre fordeler er at man kun måler vannløselig fraksjon (mer biotilgjengelig), samt at disse prøvetakerne gir bedre reproduserbarhet i forhold til overvåkningsorganismer, som f.eks. muslinger og bunndyr. SPMD har vært i utstrakt bruk i miljøovervåkningsstudier, og er publisert i over 300 vitenskapelige artikler. Det tidsintegrete aspektet ved SPMD gjorde denne metoden til den mest egnede for dette prosjektet.

I dette prosjektet ble kontroll- (eller "blind") SPMD'er tatt i bruk for å korrigere for eventuell kontaminasjon gjennom forsøksforløpet. Herunder hører feltkontroller (FK) som ble eksponert for luft under utsettelsesprosessen (SPMD er også en effektiv prøvetaker i luft), samt laboratoriekontroller (LK) som fulgte eksponering for løsemidler, glassutstyr osv brukt under opparbeidningen. Minimum en av hver av disse kontrolltypene ble brukt pr 10 eksponerte prøvetakere. Startkonsentrasjonen av PRC ble også bestemt ut i fra LK. Membranene ble under lagring og transport oppbevart frosset (-20 °C) i tette stål bokser.

2.3 Analyser

Alle kjemisk analyser ble utført ved NIVAs akkrediterte laboratorium i Oslo.

2.3.1 Analyse av PAH/PCB i SPMD'er

Overflaten av SPMD'ene ble vasket før ekstraksjonsprosessen som involverte dialyse med heksan. Forstyrrende stoffer ble fjernet ved GPC (gel permeation chromatography). De resulterende ekstraktene ble deretter redusert og delt i to fraksjoner. PCB-fraksjonen gikk igjennom ytterligere opprensingssteg ved syrebehandling. PAHer, inkludert PRC ble analysert via GC-MS (gas chromatography mass spectrometry) og PCBer via GC-ECD (gas chromatography with electron capture detection). Kvantifisering av enkeltkomponenter ble utført ved å relatere til interne standardløsninger. Deteksjonsgrensene lå i all hovedsak på lave nivåer ng SPMD⁻¹.

2.3.2 Analyse av tinnorganiske forbindelser

Med tinnorganiske forbindelser (Sn-org) menes mono, di og tributyltinn samt mono, di og tri fenyltinn. Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser ble gjort i biologisk materiale (fiskelever), sediment og SPMD'er. Prøvene tilsettes en intern standardløsning, derivatiseres, ekstraheres og renses igjennom en Al-B kolonne. For SPMD'er er denne sammen som nevnt ovenfor for PAH/PCB men uten GPC. Den opparbeidete prøven ble analysert med gas chromatography mass spectrometry (GC-MS). Konsentrasjonen av komponentene kvantifiseres mot ekstern standarder. Ved analyse av sediment og biologisk materiale tas det med en blindprøve og et referansemateriale. Blindprøven inneholder kun løsemiddel og en intern standardløsning og behandles på samme måte som en prøve.

2.3.3 SPMD databehandling

En empirisk modell beskrevet i detalj av Huckins et al. (2006), ble brukt ved beregning av vannkonsentrasjoner fra SPMD akkumuleringsdata. I denne modellen blir kjemikaliespesifikke effekter justert på grunnlag av analysens log K_{ow} , mens miljøvariabler blir justert via PRC data. På denne måten bestemmes opptak av hvert enkelt stoff ved hver stasjon, uttrykt som

prøvetakningshastighet, L d⁻¹. Dette tallet muliggjør en direkte sammenlikning med tradisjonell vannprøvetaking (prøvetakningshastighet x eksponeringstid = volum av prøvetatt vann). Sluttkonsentrasjonen av PRC etter eksponering måtte være mellom 5-95 % av startkonsentrasjonen for å bli inkludert i beregningene for å bestemme vannkonsentrasjonen.

2.3.4 Prøvetaking og analyse av fisk

NIVA ble forelagt fisk tatt ut ved el-fiske den 03.10.07 på de samme stasjoner som SPMD'ene ble utplassert. Ansvarlig for el-fiske var feltBIO ved Morten Bergan. Fisken ble frosset individuelt i poser merket stasjonsnummer og sted. Fisken ble veid og lengdemålt og dissekert etter EMERGE-protokollen (Rosseland, 2001). Otolittene ble brukt til aldersbestemmelse. Tabell 2 oppsummerer fiskematerialet. På grunn av krav til lave deteksjonsgrenser ble det besluttet å kjøre analysene av Sn-org i fiskelever på en blandprøve av de 10 fisken som var uttatt på hver stasjon.

Tabell 2. Oppsummering av totalt fiskemateriale n=40 fra de fire stasjonene som ble undersøkt

| Parameter/Stasjon | Stasjon 1 Elgeseter | Stasjon 2 Tempe | Stasjon 3 Leirfossen v Stryket | Stasjon 4 Leirelva |
|-------------------|------------------------|--------------------|-----------------------------------|-----------------------|
| Snittvekt (g) | 22,9 | 18,1 | 21,2 | 22,6 |
| SD | 8,6 | 6,4 | 7,0 | 4,5 |
| Snittlengde (cm) | 12,7 | 12,0 | 12,5 | 13,3 |
| SD | 1,3 | 1,1 | 1,1 | 0,9 |
| K-Faktor | 1,07 | 1,01 | 1,06 | 0,94 |
| SD | 0,08 | 0,08 | 0,09 | 0,08 |
| #1+ | 7 | 9 | 8 | 1 |
| #2+ | 2 | 1 | 2 | 9 |

2.3.5 Uttak av gjelleprøver

I forbindelse med obduksjon av ungfisken fra Nidelva og Leirelva ble det klippet ut gjellebuer som ble lagt i spesialkontainere og frosset på NIVA for eventuelle senere bestemmelse av påslag av gjellereaktive metaller (Fe, Al, Cu, Zn, Mn). Dette ble gjort ihht avtale med Terje Nøst, Trondheim kommune. Bakgrunnen for dette uttaket var at det tidligere er vist til at spesielt Leirelva har periodevis høye nivåer av tungmetaller tilsvarende SFT klasse III og V (Nøst, 2006). De høye nivåene, dvs. over 100 µg/L av Cu i kombinasjon med Fe opp mot 3500 µg/l kan gi en svært ugunstig situasjon for fisken med tanke på smoltkvalitet. Metallenes tilstandsform og biotilgjengelighet er avgjørende for eventuell giftighet.

2.3.6 Uttak av sediment- og sandbankprøver

Det ble bestemt at NGU og NTNU i samarbeid med Trondheim kommune skulle ta ut sediment og sandbankprøver fra de aktuelle lokalitetene i elva. Dette materialet ble prøvetatt og lagret på NIVAs spesialglass og sendt til NIVAs laboratorium i Oslo for analyse av Sn-org. Resultatene blir rapportert av NGU sammen med resultatene for tungmetaller, PAH og PCB. Analyseresultatene fra sediment og sandbankprøver er gjengitt i vedlegg i avsnitt 6.5 og 6.6.

Prøvetakingen og analysene skal danne grunnlag for å gå videre med kildekartlegging og evt tiltak for å redusere /stanse tilførsel av forurensning.

3. Resultat og diskusjon

3.1 SPMD'enes datakvalitet

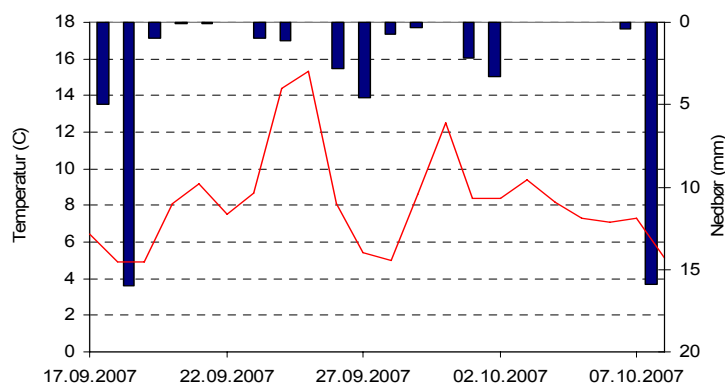
Med unntak av små mengder naftalen (ca 34 ng SPMD⁻¹) og fenantren (ca 13 ng SPMD⁻¹), ble det ikke funnet målstoffer i luftkontroll (LK) prøvene. Høyere nivåer av naftalen i kontrollprøvene enn i eksponerte prøvetakere betyr at vi ikke kan bruke resultatene for dette stoffet. Kontrollnivåene av fenantren er derfor trukket fra resultatene. Det ble ikke funnet kvantifiserbare nivåer av noen (andre) miljøgifter i noen av feltkontrollene (FK). Dette indikerer at prøvetakerne ikke ble eksponert for kvantifiserbare mengder av slike stoffer under utsettelse, opptak, transport eller lagring. De relative standard avvikene mellom de individuelle SPMD'ene på hver stasjon var lave (spennvidde 1-23 %, snitt 7,75 %, $n = 3$). Dette indikerer reproduserbare resultater. Nøyaktigheten av de estimerte vannkonsentrasjonene fra SPMD-akkumuleringen er avhengige av flere faktorer. Analysen av tapsraten av PRCs er av kritisk betydning. Disse ble benyttet til å estimere opptaket ($L d^{-1}$) for hvert stoff på hver stasjon (som vist i Tabell 3). Opptaksraten varierte mellom 4,0-15,1 $L d^{-1}$ (naftalen, stasjon 2 and fluoranten stasjon 3, Tabell 3). Det bemerkes at stasjon 2 (Tempe) har en usikkerhet på (\times/\div) 2,1. Dette viser at frigjøringen av PRC på denne stasjonen avviker noe fra det som var forventet og derfor har noe høyere usikkerhet enn de tre andre stasjonene. Den forhøyede usikkerheten fremkommer fordi alle fire PRCs benyttes i henhold til kriteriene gitt i tabell 2.

Tabell 3. Opptaksrater ($L d^{-1}$) basert på frigjøring av PRCs og hydrofobiditet av opptaksstoffet (log K_{ow}). Gjennomsnittsvolumet tatt opp tilsvarende den gjennomsnittlige opptaksraten multiplisert med prøvetakingsperioden. Siden hydrofobisiteten ikke endrer seg mellom prøvetakingsperioder og stasjoner, vil opptaksraten stoffene (her: naftalen and fluoranten) være den samme. Opptaksrates usikkerhet er basert på standard avviket av modellerte prediksjoner for individuelle PRCs.

| | Stasjon 1 | Stasjon 2 | Stasjon 3 | Stasjon 4 |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Tid (dager) | 21 | 21 | 21 | 19 |
| Minimum R_s ($L d^{-1}$) | 4,3 | 4,0 | 4,9 | 5,1 |
| Maksimum R_s ($L d^{-1}$) | 12,7 | 13,7 | 15,1 | 13,6 |
| Gjennomsnittsverdi R_s ($L d^{-1}$) | 8,8 | 9,1 | 10,4 | 10,0 |
| Gjennomsnittsvolumet (L) | 184,8 | 191,1 | 218,4 | 190 |
| Usikkerhetsfaktoren, R_s (\times/\div) | 1,7 | 2,1 | 1,3 | 1,5 |

3.2 Klimadata

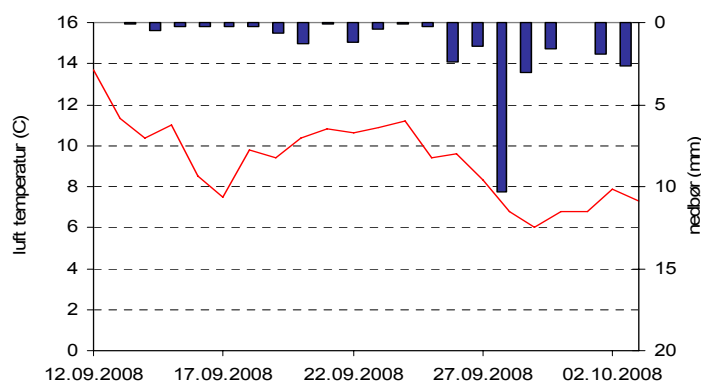
For å sammenligne nedbør i prøvetakingsperioden med gjennomsnittlig nedbør i sesongen ble nedbør og temperatur sammenlignet med 30 års normalen (1961-1990) (kilde: met.no). Begge årene var en god del tørrere enn gjennomsnittet, særlig 2008 med under en tredjedel av nedbøren. Målet med overvåkingen i 2008 var å detektere eventuelle kilder til miljøgifter fra bykjerneområdene. For dette formålet er det ønskelig med en relativt lang tørkeperiode for en sikker nedbørshendelse som genererer avrenning av en viss størrelse. For de tre ukene med prøvetaking i 2008 var det først 2 uker tørrvær (mindre nedbørshendelser, <2-3 mm vil ikke generere avrenning) etterfulgt av en større hendelse den 28. september med over 10 mm nedbør som genererte avrenning kraftig nok til å vaske eventuelt oppsamlede miljøgifter bort fra tette flater og ut i Nidelva.



30 års normal nedbør:

september: 110 mm

oktober: 100 mm



Total nedbørsmengde i

prøvetakingsperioden:

2007: 54,5 mm

2008: 28,5 mm

■ Nedbør — Temperatur

Figur 2. Nedbør og temperatur data for prøveperiodene i 2007

3.3 Forekomst av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Resultatene fra SPMD'ene bekrefter at middelkonsentrasjonene av PAH'er var svært lave, med unntak av den dypeste prøvetakeren ved stasjon 0 (Tabell 4). For mange av komponentene var knapt målbare mengder tatt opp i løpet av eksponeringstiden og etter all sannsynlighet ville de fleste oppmålte konsentrasjonene ikke være detekterbare overhodet ved bruk av tradisjonelle vannprøvetakingsteknikker. Fordelingen av PAH'er var forholdsvis lik mellom stasjonene og dominert av tre og fire-rings forbindelsene, hvorav fenantren, flouranten, pyren og flouren var de viktigste. De oppmålte/beregnete konsentrasjonene var også svært like på de tre nederst stasjoner i 2007 og på nivå med bakgrunnsverdier. Med bakgrunnsverdier menes anslått konsentrasjoner av vedkommende miljøgift som man kan registrere på steder langt fra større identifiserbare punktkilder – ”diffust belastet” (SFT, 2007). Stasjon 4 hadde vesentlig høyere, men fremdeles lave, konsentrasjoner av PAH for 2007. Dette kan indikere at Leirelva og/eller Heimdalsbekken kan være en kilde til PAH til Nidelva, men dette krever eventuelt nærmere undersøkelse.

Fem- og seksrings PAH var enten ikke kvantifiserbare eller så vidt over deteksjons grenser i de fleste av prøvene for begge årene. I disse tilfeller var det imidlertid mulig å benytte verdien tilsvarende den analytiske metodens deteksjonsgrense, for å beregne en **teoretisk maksimumsverdi** i SPMD'ene. Disse tallene blir vist som ”mindre enn” (<) i tabell 4. Slike utregninger må tolkes med forsiktighet, ettersom miljømessige faktorer kan være ulike mellom prøvetakingsstasjoner mens deteksjonsgrensen er den samme. Dette betyr at de oppgitte konsentrasjoner for disse prøver er maksimumsverdier, og at de reelle middelverdiene må ha ligget lavere. Med slike beregningsteknikker ble konsentrasjonene av

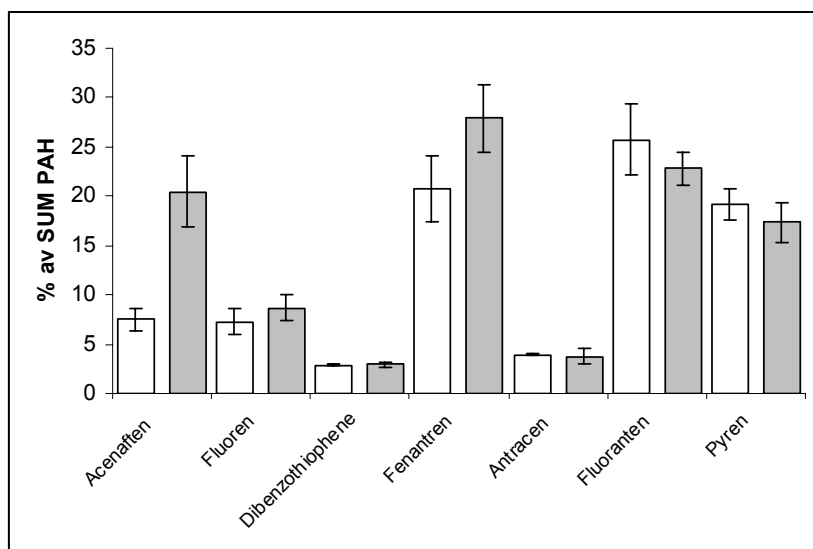
fem- og seksrings PAH teoretiske maksimumsverdi $< 0,02-0,04 \text{ ng L}^{-1}$. Fra totalt analysert PAH kan vi se at en gradient med økende bakgrunnskontaminering ettersom man nærmer seg bykjernen. Dette er forventet.

Nivåene av total PAH målt ved stasjon 1 i 2008 var ikke statistisk signifikant i forhold til verdier målt i 2007 ($3,48 \text{ ng L}^{-1}$ and $3,97 \text{ ng L}^{-1}$, henholdsvis, $p=<0,05$). Dette antyder at PAH nivåene er stabile og kan ansees som bakgrunnsverdier.

Tabell 4. Gjennomsnittlig vannkonsentrasjon av PAH og Sn-org (ng L⁻¹) kalkulert fra SPMD akkumulering, hvor mindre enn (>) gitt ved deteksjonsgrensen for den analytiske metoden er benyttet til å kalkulere den teoretiske maksimum konsentrasjonen. I Blank verdi høyere enn eksponert verdi. 2Total av målte stoffer.

| | Stasjon | | | | | Stasjon 0 Vest | | | Stasjon 0 Øst | | |
|------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------|-------------|----------------|-------------|--------------|---------------|--------------|--------------|
| | 4 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1-2m | 2,5-3,5m | 4-5m | 1-2m | 2,5-3,5m | 4-5m |
| | (2007) | (2007) | (2007) | (2007) | (2008) | (2008) | (2008) | (2008) | (2008) | (2008) | (2008) |
| Naftalen | 0,00 ¹ | 0,00 ¹ | 0,00 ¹ | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Acenaftylen | 0,30 | <0,07 | <0,08 | <0,08 | <0,07 | <0,08 | <0,08 | <0,08 | <0,08 | <0,08 | <0,08 |
| Acenaften | 0,41 | 0,06 | 0,12 | 0,18 | 0,18 | 0,49 | 0,33 | 0,68 | 1,82 | 2,91 | 13,54 |
| Fluoren | 1,28 | 0,16 | 0,29 | 0,44 | 0,37 | 0,48 | 0,35 | 0,60 | 1,12 | 1,69 | 7,27 |
| Dibenzothiophene | 0,41 | <0,04 | 0,07 | 0,12 | 0,10 | 0,17 | 0,14 | 0,27 | 0,30 | 0,28 | 1,35 |
| Fenantren | 7,17 | 0,67 | 1,22 | 1,79 | 1,11 | 1,35 | 0,85 | 2,06 | 2,86 | 2,67 | 13,73 |
| Antracen | 0,53 | <0,04 | 0,07 | 0,11 | 0,15 | 0,23 | 0,19 | 0,39 | 0,42 | 0,51 | 2,86 |
| Fluoranten | 2,34 | 0,25 | 0,51 | 0,61 | 0,74 | 1,23 | 1,24 | 2,95 | 2,27 | 2,84 | 10,10 |
| Pyren | 2,95 | 0,12 | 0,41 | 0,56 | 0,53 | 0,96 | 0,97 | 2,00 | 1,62 | 2,00 | 6,28 |
| Benz[a]antracen | 0,20 | <0,02 | <0,03 | <0,03 | 0,05 | 0,12 | 0,14 | 0,23 | 0,18 | 0,23 | 0,55 |
| Chrysen | 0,27 | 0,04 | 0,08 | 0,07 | 0,04 | 0,10 | 0,09 | 0,21 | 0,15 | 0,22 | 0,49 |
| Benzo[b,j]fluoranten | 0,12 | 0,02 | 0,04 | 0,03 | 0,03 | 0,06 | 0,06 | 0,09 | 0,07 | 0,10 | 0,13 |
| Benzo[k]fluoranten | 0,03 | <0,02 | <0,03 | <0,03 | <0,02 | 0,03 | 0,03 | 0,05 | <0,03 | 0,04 | 0,07 |
| Benzo[e]pyren | 0,17 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,03 | 0,06 | 0,06 | 0,09 | 0,06 | 0,09 | 0,09 |
| Benzo[a]pyren | 0,03 | <0,02 | <0,03 | <0,03 | <0,02 | 0,03 | <0,03 | 0,05 | 0,03 | 0,04 | 0,07 |
| Perylen | 0,06 | 0,03 | 0,05 | 0,03 | 0,03 | 0,05 | 0,06 | 0,09 | 0,04 | 0,08 | 0,10 |
| Indeno[1.2.3-cd]pyren | <0,03 | <0,03 | <0,03 | <0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,11 | 0,11 | <0,04 | 0,08 | 0,06 |
| Dibenz[ac/ah]antracen | <0,03 | <0,03 | <0,03 | <0,03 | 0,03 | 0,04 | 0,06 | 0,06 | <0,03 | <0,04 | 0,03 |
| Benzo[ghi]perylene | 0,05 | <0,03 | <0,04 | <0,04 | 0,05 | 0,09 | 0,13 | 0,14 | 0,05 | 0,08 | 0,09 |
| TOTAL PAH² | 16,34 | 1,72 | 2,90 | 3,97 | 3,48 | 5,54 | 4,81 | 10,07 | 10,99 | 13,86 | 56,81 |
| Tributyltin | | | | <0,02 | 0,03 | 0,06 | 0,06 | 0,16 | 0,07 | 0,07 | 0,09 |
| Triphenyltin | | | | - | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,06 | <0,06 | <0,05 |

Akkumuleringen av PAH'er var hovedsaklig bestående av 7 stoffer: acenaften, fluoren, dibenzothiophen, fenantren, antracen, fluoranten, og pyren. Den relative prosentandelen av de dominerende stoffene var tilnærmet like for stasjon 1 og stasjon 0 vest, men forskjellige for stasjon 0 øst (figur 3). Denne forskjellen, samt vesentlig høyere konsentrasjoner observert i den dypeste prøvetakeren (5-6 ganger høyere, Tabell 4), antyder en saltvannskilde som påvirker vannsøylen ved denne stasjonen. I hvilken grad dette representerer pågående kontaminering fra en punktkilde, eller utlekking fra tidligere kontaminerte sedimenter, er uvisst. I denne sammenheng må det påpekes at det er pågående bygningsarbeider rett nedstrøms fra denne prøvetakingsstasjonen som kan ha påvirket måleresultatene på denne stasjonen.



Figur 3. Relativ mengde av de 7 dominerende PAHer ved stasjon 0 vest (hvite søyler) og øst (grå søyler). Avvik er angitt ved standardavvik av gjennomsnitt ($n=3$).

3.4 Polyklorerte bifenoler (PCB)

Med unntak stasjon 0 Vest (4,5m) fra 2008 og stasjon 4 fra 2007 for var ingen PCB over deteksjonsgrensene (ca. $1,0 \text{ ng SPMD}^{-1}$). Med bruk av en tilsvarende metode som for PAH er den teoretisk maksimumsverdi for udetektert PCB forbindelser mellom $0,003\text{-}0,010 \text{ ng L}^{-1}$ og den faktiske verdien er etter all sannsynlighet langt lavere. På stasjon 4 var PCB 28 bare så vidt over deteksjonsgrensene, $1,5\text{-}2,0 \text{ ng SPMD}^{-1}$ som utgjør en vannkonsentrasjon på $0,008 \text{ ng L}^{-1}$ PCB 28. Ingen andre PCB forbindelser ble funnet på stasjon 4.

På stasjon 0 Vest, var PCB 28 og 52 bare så vidt over deteksjonsgrensene, $1,2$ og $2,3 \text{ ng SPMD}^{-1}$, som utgjør en vannkonsentrasjon på $0,006$ og $0,011 \text{ ng L}^{-1}$. I tillegg var PCB 101 rett over deteksjonsgrensen i samme prøve, noe som også var tilfelle for den dypeste prøven fra stasjon 0 øst. ($1,3 \text{ ng SPMD}^{-1}$ i begge, som gir en vannkonsentrasjon på $0,007$ og $0,007 \text{ ng L}^{-1}$). Det var imidlertid noe interferens i kromatogrammene for dette stoffet, noe som betyr at den analytiske usikkerheten var større enn normalt.

3.5 Tinorganiske forbindelser

For prøvene fra 2007 var ikke Sn-org detektert i noen av prøvene, men i 2008 var Sn-org i form av TBT kvantifiserbart i lave ng SPMD^{-1} i alle prøver (tabell 4). Dette tilsvarer vannkonsentrasjoner på $< 0,1 \text{ ng L}^{-1}$ bortsett fra den dypeste prøven ved stasjon 0 vest, der konsentrasjonen ble beregnet til $0,16 \text{ ng L}^{-1}$. Disse nivåene er vurdert som tilstands klasse I ($< 0,2 \text{ ng L}^{-1}$ "Bakgrunnsnivå") i SFTs klassifisering system (SFT, 2007).

3.6 Tinnorganiske forbindelser i fiskelever

Konsentrasjonene av tributyltinn (TBT) og triphenyltinn (TPT) og deres nedbrytningsprodukter ble bestemt i blandprøver av lever av lakseunger fra hver stasjon (Tabell 5). Hver prøve besto av lever fra 10 individer, og mengde tørrstoff i prøvene var 21 – 26 %.

For triphenyltinn og nedbrytningsproduktene di- og monophenyltinn var konsentrasjonene i alle fire prøver lave og under metodens deteksjonsgrenser ($<3 \text{ ng g}^{-1}$ våtvekt for TBT; $< 1 \text{ ng g}^{-1}$ v.v. for nedbrytningsproduktene).

Tabell 5. Konsentrasjoner av tinnorganiske forbindelser i lever fra lakseunger. Hver prøve besto av lever fra 10 individer.

| Analysevariabel | Stasjon 1, Elgeseter bro | Stasjon 2, Tempe | Stasjon 3, Leirfossen - Stryket | Stasjon 4, Leirelva |
|-----------------|-----------------------------|---------------------|------------------------------------|------------------------|
| Monobutyltinn | 2,3 | 1,1 | 2,4 | 2,8 |
| Dibutyltinn | 7,7 | 6,1 | 4,5 | 12 |
| Tributyltinn | 1,8 | 1,3 | <1 | 1,9 |
| Monophenyltinn | <1 | <1 | <1 | <1 |
| Diphenyltinn | <1 | <1 | <1 | <1 |
| Triphenyltinn | <3 | <3 | <3 | <3 |

For tributyltinn og nedbrytningsproduktene di- og monobutyltinn var konsentrasjonene også lave, men kun for tributyltinn ble det ved ett tilfelle funnet en konsentrasjon under metodens deteksjonsgrense (stasjon 3, Leirfossen – Stryket: $<1 \text{ ng g}^{-1}$ v.v.).

For tributyltinn varierte konsentrasjonene mellom $<1 - 1,9 \text{ ng g}^{-1}$ v.v. Dette er så lave nivåer at det er lite relevant å diskutere forskjeller mellom prøvene, tatt i betraktning analysemetodens usikkerhet og naturlig variabilitet i akkumuleringen av slike miljøgifter.

For dibutyltinn var konsentrasjonene høyere enn for TBT og varierte mellom $4,5 - 12 \text{ ng g}^{-1}$ v.v. Det er ikke urimelig å anta at disse konsentrasjonsforskjellene reflekterer en ulik forurensningsbelastning. Høyeste konsentrasjon ble funnet ved stasjon 4, Leirelva, mens den laveste konsentrasjonen ble funnet ved stasjon 3, Leirfossen – Stryket. Ved de øvrige stasjonene (stasjon 1, Elgeseterbro og stasjon 2, Tempe) var konsentrasjonen omlag identiske, henholdsvis $7,7$ og $6,1 \text{ ng g}^{-1}$ v.v. Dette samsvarer for så vidt med det som ble påvist ved SPMD'ene når det gjelder PAH for målingene i 2007.

For monobutyltinn varierte konsentrasjonene lite: for stasjon 2 (Tempe) var konsentrasjonen $1,1 \text{ ng g}^{-1}$ v.v, mens den for de tre øvrige stasjonene varierte mellom $2,3$ og $2,8 \text{ ng g}^{-1}$ v.v. Dette er så lave nivåer at det er lite relevant å diskutere forskjellene mellom prøvene.

Det er generelt gjort få undersøkelser av tinnorganiske forbindelser i ferskvannsfisk, og vi kjenner kun til ett publisert arbeide fra Norge (Følsvik og Brevik 1999). Her ble det rapportert om konsentrasjoner av tinnorganiske forbindelser i prøver av lake (*Lota lota*) fra seks innsjøer. Organotinn ble funnet i nesten samtlige prøver. For muskelprøver varierte summen av de ulike forbindelsene fra under deteksjonsgrensen ($< 1 \text{ ng g}^{-1}$ v.v.) til ca. 37 ng g^{-1} v.v. TPT var den dominerende forbindelsen, og de høyeste nivåene ble funnet i Mjøsa og Hurdalssjøen. I leverprøver fra disse to innsjøene ble det påvist konsentrasjoner av TPT på henholdsvis 77 og 286 ng g^{-1} v.v. De store forskjellene mellom konsentrasjoner i muskel og lever indikerer at forbindelsene akkumuleres i den fettrike leveren til lake.

4. Diskusjon og konklusjoner

4.1 Vannløselige organiske miljøgifter (PAH, PCB og Sn-org)

Resultatene fra SPMD-målingene fra 2007 og 2008 tyder på at det er generelt lave konsentrasjoner av PAH, PCB og Sn-org i Nidelva og det er lite sannsynlig at Nidelva er en kilde som bidrar vesentlig til forurensning av sedimenter i Trondheim havn.

SPMD'ene ble eksponert for 84-317 L vann i 2007 og 80-330 L i 2008. I disse vannvolumene har vi ikke kunnet detektere flere av de analyserte organiske miljøgiftene, hvilket betyr at de har en meget lav konsentrasjon.

For 2007 var fordelingen av PAH forholdsvis lik mellom stasjonene. De beregnede konsentrasjonene (fra SPMD'ene) var også svært like på de tre nederste stasjonene og var på nivå med bakgrunnsverdier. Stasjon 4 hadde vesentlig høyere konsentrasjoner av PAH og den eneste deteksjonen av PCBer (PCB-28) var ved denne stasjonen. For målingene fra 2008 var resultatene for PAH fra stasjon 1 tilnærmet identiske med målingene i fra 2007. Dette indikerer at nivåene er relativt stabile, og utgjør en slags bakgrunnskontaminering.

I 2008 var PAH-nivåene høyere ved stasjon 0 enn stasjon 1, og økte med dybden. Konstante nivåer gir også en indikasjon på at dette ikke er forurensning fra urbanavrenning som er drevet av nedbør. Det kan være bidrag fra kilder lengre opp i elven, men det må i så tilfelle undersøkes nærmere. Målingene fra 2008 viste også at konsentrasjon og mønsteret av de dominerende PAHene var ulik ved elvas to bredder. Likheten i mønsteret i vannsøylens lag ved stasjon 0 øst, samt mye høyere konsentrasjoner i den dypeste prøven, kan tyde på bidrag fra en spesifikk punktkilde. Dette kan muligens forklares ved et bygningsarbeide som pågikk ved denne målestasjonen i tidsrommet rundt prøvetakingen i 2008.

I hvilket omfang Leirelva eller Heimdalsbekken er en kilde til forurensning av Nidelva med PAH, PCB og tinnorganiske forbindelser krever nærmere undersøkelser.

Lave nivåer av TBT ble målt i alle prøver ved stasjon 0, og alle disse viste høyere konsentrasjoner enn ved stasjon 1 for begge årene. Dette kan skyldes båttrafikken fra marinaen som ligger rett oppstrøms stasjon 0, eller det kan være et resultat av innblanding av vann fra havna der de høyeste TBT konsentrasjonene ble målt. Trifenyntin ble ikke detektert i noen av prøvene.

Høyere nivåer av Sn-org på vestsiden av elva, og PAH på østsiden, kan tyde på geografisk distinkte punktkilder, men det må i tilfelle undersøkes nærmere.

De høyeste konsentrasjonene av PAH og Sn-organiske stoffer, samt de eneste prøvene der det ble detektert PCB, var alle i SPMD'ene som prøvetok saltvann (det dypeste punktet ved stasjon 0). Det kan derfor konkluderes med at konsentrasjonene av organiske miljøgifter i Nidelva er lavere enn konsentrasjonen i havnebasseget. Det er derfor lite sannsynlig at elvevannet bidrar i særlig grad til forurensningen som er målt i havneområdet. Det er ukjent i hvilken grad de oppmålte konsentrasjonene i havnevannet skyldes pågående forurensning fra punktkilder eller utlekking fra tidligere kontaminerte sedimenter.

4.2 Tinnorganiske forbindelser i fiskelever

Resultatene fra dette prosjektet, viser at konsentrasjonene av Sn-org forbindelser i de undersøkte prøvene fra Nidelva er lave sammelignet med data fra litteraturen og indikerer en ubetydelig til moderat forurensningsgrad.

Fiskeprøvene fra stasjon 4 Leirelva viste de høyeste konsentrasjonene, noe som kan indikere en høyere forurensningsbelastning fra Heimdalsbekken eller Leirelva. Nærmer undersøkelser og sammenstilling med Sn-org i sediment og sandbankprøver er nødvendig for å belyse dette forhold ytterligere.

5. Referanser

Bjervamoen, S.G., Bjørk, T.B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, G., Herman, S., Ilestad, I., Johnsen, C.C., Knapstad, H., Nordløkken, M., Stoeckert, K., Stokkan, T., og Ottesen, R.T. 2006. Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim. NGU (Norges Geologiske Undersøkelse). Rapportnr. 2006:024

Følsvik, N. and Brevik, E.M. 1999. Levels of organotin in Burbot (*Lota lota*) from Norwegian lakes. *J. High. Resol. Chromtogr.* **22**: 177–180.

Huckins, J.N., Tubergen, M.W. and Manuweera, G.K. 1990. Semipermeable-membrane devices containing model lipid – a new approach to monitoring the bioavailability of lipophilic contaminants and estimating their bioconcentration potential. *Chemosphere* **20**: 533-552.

Huckins, J.N., Petty, J.D. and Booij, K. 2006. Monitors of organic chemicals in the environment, Springer, New York. 45-81.

Laugesen, J., T. Møskeland, og A. Kelley, 2003: Tiltaksanalyse for opprydding i forurensede sedimenter i Trondheim havn og omgivelser. Norges Geologiske Undersøkelse. Rapportnr. 2003-012, 113s.

Nøst, T. 2006. Vannovervåkning i Trondheim, resultater og vurderinger. Miljøenheten Trondheim Kommune. Rapportnr. TM 2007/01

Rüdel, H., Müller, J., Steinhanses, J. and Schröter-Kermani, C. 2006. Retrospective monitoring of organotin compounds in freshwater fish from 1988 to 2003: Results from the German environmental specimen bank. *Chemosphere* **66**: 1884–1894.

Rosseland, B.O., Massabuau J-C., Grimalt J.j Hofer R., Lackner R., Raddum G., Rognerud S., Vives I. 2001. Fish ecotoxicology, The EMERGE fish sampling manual for live fish. The EMERGE Project (European Mountain lake Ecosystems: Regionalisation, diagnostic and social-economic valuation). (<http://mountain-lakes.org/emerge/methods/29.pdf>)

SFT. 2007. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT (TA-2229/2007).

6. Vedlegg

6.1 Analyserapport av SPMD'er i 2007

Side nr.21/42

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trondheim kommune**
 Adresse **Miljøenheten**
7004 TRONDHEIM

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2266
 O.nr. O 27304

12.01.2009

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | St 1 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 2 | St 1 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 3 | St 1 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 4 | St 2 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 5 | St 2 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 6 | St 2 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 7 | St 3 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |

| Prøvenr Analysevariabel Metode | Enhet | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|--------------------------------------|-------|----|----|----|----|----|----|----|
| PCB-28 ng/SPMD H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-52 ng/SPMB H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-101 ng/SPMD H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-118 ng/SPMD H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-153 ng/SPMD H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-138 ng/SPMD H 3-2* | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| PCB-180 | | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |

| | | | | | | | |
|----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| ng/SPMD H 3-2* | | | | | | | |
| Naftalen | 8,3 | 9,3 | 9,8 | 6,0 | 7,5 | 8,4 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Acenaftylen | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Acenaften | 16 | 15 | 15 | 9,8 | 10 | 11 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Fluoren | 46 | 45 | 50 | 31 | 33 | 32 | 17 |
| ng/SPMD H 2-2 | | | | | | | |
| Dibenzotiofen | 12 | 13 | 13 | 7,0 | 6,7 | 8,4 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Fenantren | 220 | 220 | 240 | 150 | 160 | 170 | 90 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Antracen | 13 | 13 | 17 | 8,2 | 8,8 | 9,3 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Fluoranten | 120 | 120 | 130 | 100 | 110 | 110 | 61 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Pyren | 110 | 100 | 140 | 82 | 91 | 92 | 31 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Benz(a)antracen | s<5 | s5,7 | s<5 | s<5 | s6,4 | s<5 | s<5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Benzo(k)fluoranten | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Benzo(e)pyren | 5,4 | 5,0 | 6,0 | 5,5 | 6,5 | 6,3 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Benzo(a)pyren | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Perylen | 6,0 | 5,3 | 6,1 | 8,9 | 9,7 | 8,5 | 6,3 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Indeno(1,2,3cd)pyren | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Dibenz(ac+ah)antrac. | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Benzo(ghi)perylene | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD H 2-2* | | | | | | | |
| Sum PAH | s577,3 | s570,3 | s649,9 | s434,5 | s476,9 | s482,4 | s222,2 |
| ng/SPMD Beregnet* | | | | | | | |
| Sum PAH16 | s553,9 | s547 | s624,8 | s413,1 | s454 | s459,2 | s215,9 |
| ng/SPMD Beregnet* | | | | | | | |
| Sum KPAH | s6,6 | s11,7 | s7 | s8,1 | s15,7 | s8,5 | s5,9 |
| ng/SPMD Beregnet* | | | | | | | |
| Sum NPD | 240,3 | 242,3 | 262,8 | 163 | 174,2 | 186,8 | 90 |
| ng/SPMD Beregnet* | | | | | | | |
| Monobutyltinn | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD Intern* | | | | | | | |
| Dibutyltinn | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| ng/SPMD Intern* | | | | | | | |

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

** : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

1 Benzo(a)antracen kommer som en skulder av en annen topp.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2266

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | St 1 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 2 | St 1 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 3 | St 1 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 4 | St 2 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 5 | St 2 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 6 | St 2 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 7 | St 3 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |

| Analysevariabel | Prøvenr Enhet Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|------------------------|-------------------------|--------------|-----------------|------|------|------|------|------|
| | | Tributyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Monophenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Acenaften-D10 | ng/SPMD H-2-2* | 1200 | 1500 | 460 | 910 | 510 | 430 | 870 |
| Benzo (b+j) fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | 6,6 | 6,0 | 7,0 | 8,1 | 9,3 | 8,5 | 5,9 |
| Chrysen D12 | ng/SPMD H 2-2* | 9600 | 9600 | 9400 | 9300 | 9300 | 9100 | 9700 |
| Chrysen | ng/SPMD H 2-2* | 14 | 13 | 16 | 18 | 18 | 18 | 11 |
| Flouren d10 | ng/SPMD H 2-2* | 1200 | 1500 | 550 | 850 | 480 | 440 | 980 |
| Fenantren D10 | ng/SPMD H 2-2* | 3900 | 4400 | 2600 | 3000 | 2200 | 2100 | 3700 |

** : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2266

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | St 3 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 9 | St 3 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 10 | St 4 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 11 | St 4 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 12 | St 4 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 13 | TO Nidelva | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 14 | FB 1 Nidelva | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |

| Prøvenr | Analysevariabel | Enhet | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|---------|-----------------|-----------|-----|-----|-----|-----|-----|----|----|
| | PCB-28 | ng/SPMD H | <1 | <1 | 2,2 | 2,2 | 2,3 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-52 | ng/SPMB H | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-101 | ng/SPMD H | <1 | <1 | <1 | <1 | i | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-118 | ng/SPMD H | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-153 | ng/SPMD H | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-138 | ng/SPMD H | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | PCB-180 | ng/SPMD H | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| | 3-2* | | | | | | | | |
| | Naftalen | ng/SPMD H | <5 | <5 | 80 | 71 | 77 | 34 | 37 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Acenaftylen | ng/SPMD H | <5 | <5 | 16 | 14 | 18 | <5 | <5 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Acenaften | ng/SPMD H | 5,1 | 6,1 | 42 | 40 | 42 | <5 | <5 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Fluoren | ng/SPMD H | 17 | 21 | 140 | 150 | 130 | <5 | <5 |
| | 2-2 | | | | | | | | |
| | Dibenzotiofen | ng/SPMD H | <5 | <5 | 31 | 30 | 30 | <5 | <5 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Fenantren | ng/SPMD H | 95 | 110 | 500 | 490 | 500 | 12 | 11 |
| | 2-2* | | | | | | | | |
| | Antracen | ng/SPMD H | <5 | <5 | 36 | 34 | 39 | <5 | <5 |
| | 2-2* | | | | | | | | |

| | | | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|--------|--------|---------|---------|---------|-----|-----|
| Fluoranten 2-2* | ng/SPMD H | 60 | 55 | 370 | 420 | 400 | <5 | <5 |
| Pyren 2-2* | ng/SPMD H | 30 | 28 | 490 | 560 | 520 | <5 | <5 |
| Benz (a) antracen 2-2* | ng/SPMD H | s<5 | s<5 | s26 | s43 | s34 | s<5 | s<5 |
| Benzo (k) fluoranten 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | <5 | 5,1 | 5,1 | <5 | <5 |
| Benzo (e) pyren 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | 28 | 37 | 31 | <5 | <5 |
| Benzo (a) pyren 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | 5,2 | 6,5 | 5,5 | <5 | <5 |
| Perylen 2-2* | ng/SPMD H | 5,9 | 5,6 | 8,5 | 13 | 9,6 | <5 | <5 |
| Indeno (1,2,3cd) pyren 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Dibenz (ac+ah) antrac. 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Benzo (ghi) perylen 2-2* | ng/SPMD H | <5 | <5 | 6,1 | 8,0 | 6,7 | <5 | <5 |
| Sum PAH Beregnet* | ng/SPMD | s229,8 | s235,4 | s1842,8 | s2015,6 | s1927,9 | s46 | s48 |
| Sum PAH16 Beregnet* | ng/SPMD | s223,9 | s229,8 | s1775,3 | s1935,6 | s1857,3 | s46 | s48 |
| Sum KPAH Beregnet* | ng/SPMD | s5,8 | s0 | s53,2 | s86,6 | s68,6 | s0 | s0 |
| Sum NPD Beregnet* | ng/SPMD | 95 | 110 | 611 | 591 | 607 | 46 | 48 |
| Monobutyltinn Intern* | ng/SPMD | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Dibutyltinn Intern* | ng/SPMD | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

** : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2266

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | St 3 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 9 | St 3 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 10 | St 4 Top | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 11 | St 4 Middle | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 12 | St 4 Bottom | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 13 | TO Nidelva | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |
| 14 | FB 1 Nidelva | | 2007.10.09 | 1900.09.09-2007.12.07 |

| Analysevariabel | Prøvenr Enhet Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|------------------------|-------------------------|--------------|-----------------|------|------|------|-------|-------|
| | | Tributyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Monophenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | ng/SPMD Intern* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Acenaften-D10 | ng/SPMD H-2-2* | 730 | 840 | 750 | 60 | 530 | 9100 | 9300 |
| Benzo (b+j) fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | 5,8 | <5 | 22 | 32 | 24 | <5 | <5 |
| Chrysen D12 | ng/SPMD H 2-2* | 9500 | 9700 | 8900 | 6500 | 9000 | 10000 | 10000 |
| Chrysen | ng/SPMD H 2-2* | 11 | 9,7 | 42 | 62 | 56 | <5 | <5 |
| Flouren d10 | ng/SPMD H 2-2* | 800 | 1100 | 700 | 75 | 490 | 8500 | 8600 |
| Fenantren D10 | ng/SPMD H 2-2* | 3400 | 4500 | 2400 | 620 | 2100 | 11000 | 11000 |

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Trond Rosten
forskningsleder

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2266

(fortsettelse av tabellen):

Tileggskommentarer

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a, c+a, h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a, c+a, h)antracen¹. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

¹ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

6.2 Analyserapport Sn-org i fiskelever 2007

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trondheim kommune**
Adresse **Miljøenheten**
7004 TRONDHEIM

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2679

12.01.2009

O.nr. O 27304

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetas- kings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|---------------------------------------|-----------------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | St 1 Elgeseter | | 2007.11.15 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 2 | St 2 Tempe | | 2007.11.15 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 3 | St 3 Leirfoss ved overgang Stryket | | 2007.11.15 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 4 | St 4 Leirelva | | 2007.11.15 | 2007.12.07-2007.12.12 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 |
|-----------------|------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|
| Tørrstoff | % | B 3 | 22 | 26 | 23 | 21 |
| Monobutyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | 2,3 | 1,1 | 2,4 | 2,8 |
| Dibutyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | 7,7 | 6,1 | 4,5 | 12 |
| Tributyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | 1,8 | 1,3 | <1 | 1,9 |
| Monophenyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | <1 | <1 | <1 | <1 |
| Diphenyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | <1 | <1 | <1 | <1 |
| Triphenyltinn | µg/kg v.v. | H 14-2* | <3 | <3 | <3 | <3 |

** : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Trond Rosten
Forskningsleder

6.3 Sn-org i 10 sedimentprøver fra Nidelva 2007

Side nr.29/42

ANALYSE RAPPORT

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

Navn **Trondheim kommune**
Adresse **Miljøenheten**
7004 TRONDHEIM

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2224

12.01.2009

O.nr. O 27304

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | Nidelva 1 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 2 | Nidelva 2 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 3 | Nidelva 3 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 4 | Nidelva 4 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 5 | Nidelva 5 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 6 | Nidelva 6 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 7 | Nidelva 7 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|-----------------|-------|-------------------|---------------|-----------|---------|----|----|----|----|
| | | | Monobutyltinn | µg MBT/kg | H 14-1* | i | <5 | <5 | <5 |
| Dibutyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | i | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Tributyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <5 | <5 | <5 | i | <5 | <5 | <5 |
| Monophenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | µg/kg | t.v. H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

** : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT

Rekv.nr. 2007-2224

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | Nidelva 8 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 9 | Nidelva 9 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |
| 10 | Nidelva 10 | | 2007.10.04 | 2007.10.15-2007.10.22 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 8 | 9 | 10 |
|-----------------|------------|-------------------|---------------|-----------|---------|
| | | | Monobutyltinn | µg MBT/kg | H 14-1* |
| Dibutyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 |
| Tributyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 |
| Monophenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 |

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

** : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Trond Rosten
forskningsleder

6.4 Sn-org i 4 sedimentprøver og 10 sandbankprøver fra Nidelva 2007

Side nr.31/42

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT

Navn **Trondheim kommune**
Adresse **Miljøenheten**
7004 TRONDHEIM

| | | |
|-------------------------|-----------------------|-------------|
| Deres referanse: | Vår referanse: | Dato |
| | Rekv.nr. 2007-2535 | 12.01.2009 |
| | O.nr. O 27304 | |

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | 1 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 2 | 2 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 3 | 3 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 4 | 4 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 5 | 5 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 6 | 6 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 7 | 7 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|-----------------|------------|-------------------|----|----|-----|----|----|-----|-----|
| Monobutyltinn | µg MBT/kg | H 14-1* | 16 | 20 | <5 | 17 | <5 | 13 | <5 |
| Dibutyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 40 | 36 | 9,1 | 29 | <5 | 19 | 5,1 |
| Tributyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | 6,8 | <5 |
| Monophenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 | <5 |

** : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT

Rekv.nr. 2007-2535

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | 8 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 9 | 9 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 10 | 10 D | | 2007.11.02 | 2007.12.12-2007.12.12 |
| 11 | 11 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 12 | 12 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 13 | 13 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 14 | 14 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|---------------------|------------|-------------------|-----|----|----|--------|------|------|-----|
| Monobutyltinn | µg MBT/kg | H 14-1* | 9,0 | 36 | m | 620 | s130 | 160 | 130 |
| Dibutyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 13 | 33 | m | 1600 | s190 | 600 | 260 |
| Tributyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 9,5 | 11 | m | s16000 | s290 | 2000 | 590 |
| Monophenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | m | 300 | s59 | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | m | 230 | s43 | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | m | s3200 | s870 | 23 | 19 |
| Tinnorg.forb. i sed | µg/kg tv | H 14-1* | | | m | | | | |

m : Analyseresultat mangler.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

** : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

10 Det viste seg at det ikke er mulig analysere tinnorganiske forbindelser med våres metoder.

11 s: komponenten overstiger kalibreringskurven.

ANALYSE RAPPORT

Rekv.nr. 2007-2535

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 15 | 15 D | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 16 | 111 | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 17 | 112 | | 2007.11.02 | 2007.12.12-2007.12.12 |
| 18 | 113 | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |
| 19 | 114 | | 2007.11.02 | 2007.12.07-2007.12.12 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 |
|---------------------|------------|-------------------|-----|-----|----|-----|----|
| Monobutyltinn | µg MBT/kg | H 14-1* | 46 | 5,8 | m | 5,1 | <5 |
| Dibutyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 100 | 6,2 | m | 7,3 | <5 |
| Tributyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 170 | 14 | m | <5 | <5 |
| Monophenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | m | <5 | <5 |
| Diphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | <5 | <5 | m | <5 | <5 |
| Triphenyltinn | µg/kg t.v. | H 14-1* | 13 | <5 | m | <5 | <5 |
| Tinnorg.forb. i sed | µg/kg tv | H 14-1* | | | m | | |

m : Analyseresultat mangler.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

17 Det viste seg at det ikke er mulig analysere tinnorganiske forbindelser med våres metoder.

Norsk institutt for vannforskning

Trond Rosten
forskningsleder

6.5 Kopi av brev til Trondheim kommune vedrørende Sn-org i sediment- og sanbankprøver

Trondheim kommune
Miljøenheten
7004 TRONDHEIM
v/ Marianne Langedal

Deres referanse

Deres brev av

Vår referanse

Dato

12.01.2009

J.nr. 07-1772

S.nr. O 27304

Rekv.nr.2007-2224

Sn-org i sedimenter fra Nidelva

Vedlagt følger en analyserapport som gjengir resultatene for prøver mottatt ved NIVAs laboratorier. Dato for registrering av prøvene og laboratoriets rekvisisjonsnummer fremgår av rapporten. Rekvisisjonsnummeret benyttes ved henvendelse til laboratoriet.

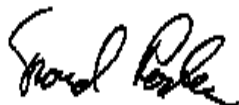
En oversikt over analyseusikkerheten for de aktuelle analyser kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Som resultatene viser er nivåene under deteksjonsgrenser (5 µg/kg t.v.) for hele sedimentmaterialet for de ulike forbindelsene. Vi gjør oppmerksom på at det ikke vil bli korrekt å summere < 5 µg/ kg t.v for de 6 ulike tinnorganiske forbindelsene, man kan heller ikke si at totalen for de 6 forbindelsen er < 5 ug/kg t.v. Konklusjonen her er med andre ord at Sn-org ikke kan påvises i sedimentmaterialet med de metoder og deteksjonsgrenser NIVA har benyttet her. I et worst case scenario kan man si at prøvene ikke kan være mer enn moderat kontaminert i følge SFTs tilstandsklassifisering for tributyltinn (klasse II, moderat forurenset, 1-5µg/kg t.v.).

Vi gjør oppmerksom på at fiskelever og SPMD'er vil bli analysert ferdig i løpet av denne og neste uke og at egen rapport på dette er under utarbeidelse.

Med vennlig hilsen

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING



Trond Rosten
Forskningsleder
Direkte linje 950 31382
E-Mail trond.rosten@niva.no

Cc: Tore Kleffelgård

6.6 Kopi av brev til Trondheim kommune vedrørende Sn-org i sedimenter og sandbankprøver fra Nidelva

Trondheim kommune
Miljøenheten
7004 TRONDHEIM
Att: Marianne Langedal

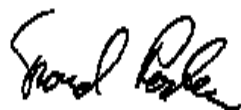
| <i>Deres referanse</i> | <i>Deres brev av</i> | <i>Vår referanse</i> | <i>Dato</i> |
|------------------------|----------------------|--|-------------|
| | | <i>J.nr. 07-1864</i> <i>S.nr. O 27304</i> <i>Rekv.nr.2007-2535</i> | 12.01.2009 |

Sn-org i sedimenter og sandbankprøver fra Nidelva

Vedlagt følger en analyserapport som gjengir resultatene for prøver mottatt ved NIVAs laboratorier. Dato for registrering av prøvene og laboratoriets rekvisisjonsnummer fremgår av rapporten. Rekvisisjonsnummeret benyttes ved henvendelse til laboratoriet. En oversikt over analyseusikkerheten for de aktuelle analyser kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Resultatene viser svært varierende nivå av tributyltinn (TBT) og triphenyltinn (TPT) og deres nedbrytningsprodukter. Fra lave verdiene i prøve 111, 113 og 114 som ligger under eller tett ved deteksjonsgrenser (5 µg/kg t.v.) for de ulike forbindelsene, til svært høye verder i prøve merket nr nr 11 (16 000 µg/kg t.v.). Fem Prøver (11,12,13,14,15) hadde tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset > 100 µg/kg t.v.) i SFT's klassifiseringsystem. Tre prøver (1,2,4) hadde tilstandsklasse IV (Sterkt forurenset 20 – 100 µg/kg t.v.). Fem prøver (6,8,9,16,18) hadde tilstandsklasse III (Markert forurenset 5-20 µg/kg t.v.). Fire prøver (3,5,7,19) hadde tilstandsklasse II moderat forurenset, 1-5µg/kg t.v.). Vi gjør oppmerksom på at det ved lave verdier (<5 µg/ kg t.v.) ikke vil bli korrekt å summere < 5 µg/ kg t.v for de 6 ulike tinnorganiske forbindelsene, man kan heller ikke si at totalen for de 6 forbindelsen er < 5 ug/kg t.v. Konklusjonen i slike tilfeller er med andre ord at Sn-org ikke kan påvises i sedimentmaterialet med de metoder og deteksjonsgrenser NIVA har benyttet her. I et worst case scenario kan man si at prøvene ikke kan være mer enn moderat kontaminert i følge SFTs tilstandsklassifisering for tributyltinn (klasse II, moderat forurenset, 1-5µg/kg t.v.) Vi gjør oppmerksom på at fiskelever og SPMD'er er analysert ferdig og at egen rapport på dette er under utarbeidelse.

Med vennlig hilsen
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING



Trond Rosten, forskningsleder
Direkte linje : 73 54 63 85

E-Mail : trond.rosten@niva.no

6.7 Analyserapport SPMD'er 2008

Side nr.36/42

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

Navn **Trondheim kommune**
 Adresse **Miljøenheten**
7004 TRONDHEIM

ANALYSE RAPPORT



Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2008-2204
 O.nr. O 27304

12.01.2009

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | St 1 Bott | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 2 | St 1 Mdd | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 3 | St 1 Top | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 4 | St 2 1,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 5 | St 2 2,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 6 | St 2 3,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 7 | St 2 3,2 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |

| Analysevariabel | Enhet | Prøvenr Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|-----------------|---------|-------------------|-----|-----|-----|---|------|-----|------|
| | | | | | | | | | |
| PCB-28 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-52 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-101 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-118 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-105 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-153 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-138 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-156 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-180 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| PCB-209 | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| Pentaklorbenzen | ng/SPMD | H 3-2* | 1,1 | | | | 0,90 | | 0,97 |
| Alfa-HCH | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| Hexaklorbenzen | ng/SPMD | H 3-2* | | 7,8 | | | 3,1 | | 3,0 |
| Gamma-HCH | ng/SPMD | H 3-2* | | 2,0 | | | 2,2 | | 1,9 |
| Oktaklorstyren | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| 4,4-DDE | ng/SPMD | H 3-2* | | <1 | | | <1 | | <1 |
| 4,4-DDD | ng/SPMD | H 3-2* | | <2 | | | <2 | | <2 |
| Naftalen | ng/SPMD | H 2-2* | | | 49 | | | 40 | 49 |
| Acenaftylen | ng/SPMD | H 2-2* | | | <5 | | | <5 | <5 |
| Acenaften | ng/SPMD | H 2-2* | | | 46 | | | 71 | 58 |
| Fluoren | ng/SPMD | H 2-2 | | | 67 | | | 74 | 60 |
| Dibenzotiofen | ng/SPMD | H 2-2* | | | 12 | | | 18 | 15 |
| Fenantren | ng/SPMD | H 2-2* | | | 250 | | | 260 | 200 |

| | | | | | | | | | |
|----------------------|---------|--------|--|--|-----|--|--|-----|-----|
| Antracén | ng/SPMD | H 2-2* | | | 22 | | | 30 | 24 |
| Fluoranten | ng/SPMD | H 2-2* | | | 210 | | | 270 | 270 |
| Pyren | ng/SPMD | H 2-2* | | | 150 | | | 210 | 210 |
| Benz(a)antracén | ng/SPMD | H 2-2* | | | 12 | | | 24 | 27 |
| Chrysen D12 | ng/SPMD | H 2-2* | | | 805 | | | 892 | 927 |
| Chrysen | ng/SPMD | H 2-2* | | | 12 | | | 20 | 19 |
| Benzo(b+j)fluoranten | ng/SPMD | H 2-2* | | | 7,1 | | | 13 | 12 |

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2008-2204

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 1 | St 1 Bott | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 2 | St 1 Mdd | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 3 | St 1 Top | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 4 | St 2 1,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 5 | St 2 2,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 6 | St 2 3,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 7 | St 2 3,2 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |

| Analysevariabel | Prøvenr Enhet Metode | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|------------------------|-------------------------|----------------------|----------------|--------|-----|----|---------|---------|
| | | Benzo (k) fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | | | <5 | | |
| Benzo (e) pyren | ng/SPMD H 2-2* | | | 7,5 | | | 10 | 9,4 |
| Benzo (a) pyren | ng/SPMD H 2-2* | | | <5 | | | 6,0 | <5 |
| Perylen | ng/SPMD H 2-2* | | | 6,3 | | | 9,4 | 9,5 |
| Indeno (1,2,3cd) pyren | ng/SPMD H 2-2* | | | 7,9 | | | 9,2 | 15 |
| Dibenz (ac+ah) antrac. | ng/SPMD H 2-2* | | | 6,9 | | | 6,6 | 10 |
| Benzo (ghi) perylen | ng/SPMD H 2-2* | | | 9,1 | | | 11 | 17 |
| Sum PAH | ng/SPMD Beregnet | | | <889,8 | | | <1092,2 | <1020,6 |
| Sum PAH16 | ng/SPMD Beregnet | | | <864 | | | <1054,8 | <986,7 |
| Sum KPAH | ng/SPMD Beregnet | | | <104,9 | | | 123,8 | <142,7 |
| Tributyltinn | ng/SPMD Intern* | 2,1 | | | 3,7 | | | 4,0 |
| Triphenyltinn | ng/SPMD Intern* | <1 | | | <1 | | | <1 |
| Acenaften-D10 | ng/SPMD H-2-2* | | | 87 | | | 212 | 155 |
| Flouren d10 | ng/SPMD H 2-2* | | | 96 | | | 275 | 205 |
| Fenantren D10 | ng/SPMD H 2-2* | | | 473 | | | 1010 | 779 |

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2008-2204

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve merket | Prøvetakings- dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|-----------------|-----------------------|-----------------|-----------------------|
| 8 | St 2 3,3 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 9 | St 3 1,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 10 | St 3 2,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 11 | St 3 3,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 12 | St 3 3,2 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 13 | St 3 3,3 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 14 | Felt Blind | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |

| Analysevariabel | Prøvenr Enhet Metode | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|----------------------|-------------------------|--------|----------------|-----|-----|-----|------|------|
| | | PCB-28 | ng/SPMD H 3-2* | 1,2 | | <1 | | <1 |
| PCB-52 | ng/SPMB H 3-2* | 2,3 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-101 | ng/SPMD H 3-2* | s1,3 | | <1 | | <1 | s1,3 | <1 |
| PCB-118 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-105 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-153 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-138 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-156 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-180 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| PCB-209 | ng/SPMD H 3-2* | <1 | | <1 | | <1 | <1 | <1 |
| Naftalen | ng/SPMD H 2-2* | 64 | | | 58 | 68 | 90 | 150 |
| Acenaftalen | ng/SPMD H 2-2* | <5 | | | <5 | 5,1 | 12 | <5 |
| Acenaften | ng/SPMD H 2-2* | 88 | | | 180 | 260 | 1200 | 30 |
| Fluoren | ng/SPMD H 2-2 | 89 | | | 140 | 190 | 830 | 23 |
| Dibenzotiofen | ng/SPMD H 2-2* | 30 | | | 31 | 28 | 150 | <5 |
| Fenantren | ng/SPMD H 2-2* | 350 | | | 430 | 390 | 1800 | 100 |
| Antracen | ng/SPMD H 2-2* | 52 | | | 53 | 60 | 390 | <5 |
| Fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | 640 | | | 460 | 520 | 2200 | 23 |
| Pyren | ng/SPMD H 2-2* | 440 | | | 330 | 370 | 1400 | 12 |
| Benz(a)antracen | ng/SPMD H 2-2* | 48 | | | 34 | 39 | 120 | <5 |
| Chrysen D12 | ng/SPMD H 2-2* | 940 | | | 945 | 986 | 961 | 1080 |
| Chrysen | ng/SPMD H 2-2* | 47 | | | 29 | 39 | 110 | <5 |
| Benzo(b+j)fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | 19 | | | 14 | 17 | 28 | <5 |

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE
RAPPORT

Rekv.nr. 2008-2204

(fortsettelse av tabellen):

| Prøvenr | Prøve-merket | Prøvetakings-dato | Mottatt NIVA | Analyseperiode |
|---------|--------------|-------------------|--------------|-----------------------|
| 8 | St 2 3,3 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 9 | St 3 1,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 10 | St 3 2,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.21-2008.12.01 |
| 11 | St 3 3,1 | | 2008.10.07 | 2008.11.29-2008.12.01 |
| 12 | St 3 3,2 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 13 | St 3 3,3 | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |
| 14 | Felt Blind | | 2008.10.07 | 2008.11.20-2008.12.01 |

| Prøvenr | Analysevariabel | Enhet | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 |
|---------|------------------------|----------------|---------|-----|----|---------|---------|--------|------|
| | Benzo (k) fluoranten | ng/SPMD H 2-2* | 9,3 | | | <5 | 6,3 | 13 | <5 |
| | Benzo (e)pyren | ng/SPMD H 2-2* | 15 | | | 9,9 | 13 | 17 | <5 |
| | Benzo (a)pyren | ng/SPMD H 2-2* | 9,0 | | | 5,2 | 6,6 | 13 | <5 |
| | Perylen | ng/SPMD H 2-2* | 16 | | | 7,2 | 12 | 19 | <5 |
| | Indeno (1,2,3cd)pyren | ng/SPMD H 2-2* | 16 | | | <5 | 9,9 | 9,8 | <5 |
| | Dibenz (ac+ah) antrac. | ng/SPMDH 2-2* | 10 | | | <5 | <5 | 5,8 | <5 |
| | Benzo (ghi) perylen | ng/SPMD H 2-2* | 19 | | | 6,0 | 9,2 | 12 | <5 |
| | Sum PAH | ng/SPMD | <1966,3 | | | <1807,3 | <2048,1 | 8419,6 | <403 |
| | Beregnet | | | | | | | | |
| | Sum PAH16 | ng/SPMD | <1905,3 | | | <1759,2 | <1995,1 | 8233,6 | <388 |
| | Beregnet | | | | | | | | |
| | Sum KPAH | ng/SPMD | 222,3 | | | <155,2 | <190,8 | 389,6 | <185 |
| | Beregnet | | | | | | | | |
| | Tributyltinn | ng/SPMD | 11 | 4,7 | | | 4,2 | 5,8 | <1 |
| | Intern* | | | | | | | | |
| | Triphenyltinn | ng/SPMD | <1 | <1 | | | <1 | <1 | <1 |
| | Intern* | | | | | | | | |
| | Acenaften D10 | ng/SPMD H-2-2* | 249 | | | 170 | 195 | 251 | 2800 |
| | Flouren D10 | ng/SPMD H 2-2* | 320 | | | 204 | 237 | 308 | 2470 |
| | Fenantren D10 | ng/SPMD H 2-2* | 1030 | | | 819 | 922 | 977 | 2530 |

- : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Kommentarer

- 1 All SPMD batch EU 290.108.E.
PAH: Benzo(e)pyren D10: Se kommentarer på hver prøve.
- 3 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1320ng/SPMD
- 6 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1326ng/SPMD
- 7 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1344 ng/SPMD
- 8 pcb s= forbindelsen er delvis dekket av en interferens i
kromatogrammet av prøven.
PAH: Benzo(e)pyren D10: 1339 ng/SPMD
- 11 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1344 ng/SPMD
- 12 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1409 ng/SPMD
- 13 pcb s= forbindelsen er delvis dekket av en interferens i
kromatogrammet av prøven.
PAH: Benzo(e)pyren D10: 1393 ng/SPMD
- 14 PAH: Benzo(e)pyren D10: 1551 ng/SPMD

Norsk institutt for vannforskning

Bente Lauritzen
Laboratorieingeniør

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2008-2204

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, chrysen og naftalen². Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper i mennesker i flg International Agency for Research on Cancer, IARC (1987, Chrysen og naftalen fra 2007). De tilhører IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlig + trolig carcinogene). Chrysen og naftalen ble inkludert i våre rapporter f.o.m. 18.09.2008.

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

² Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no