

Oppdragsgiver  
**Harstad Kommune**

Rapporttype  
**Miljø**

**2011-02-13**

# TILTAKSPLAN HARSTAD HAVN **2 – KARTLEGGING AV UTSLIPP TIL SJØ**





## FORORD

Rambøll og Akvaplan-niva har på vegne av Harstad kommune utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for Harstad havn. Tiltaksplanen omfatter følgende delrapporter:

Delrapport 1.	Bruksplan
Delrapport 2.	Kartlegging og overvåkning av utslipp til sjø
Delrapport 3.	Tiltak mot kilder på land
Delrapport 4.	Vurdering av tiltak i sjø
Delrapport 5.	Alternativ massedisponering
Delrapport 6.	Miljøtiltak og utbygginger
Delrapport 7.	Fremdriftsplan
Delrapport 8.	Detaljprosjektering av tiltak
Delrapport 9.	Kontrollprogram før og etter tiltak
Delrapport 10.	Kartlegging av kostnader for gjennomføring av tiltak
Delrapport 11.	Kartlegging av mulig finansiering
Delrapport 12.	Vurdering av renhetsmål
Delrapport 13.	Kildekarakterisering
Delrapport 14.	Geoteknisk forprosjekt
Delrapport 15.	Tiltaksplan

Planarbeidet har hatt følgende organisering:

Prosjektansvarlig:	Rådmann
Prosjektleder:	Anja Julie Nilsen
Styringsgruppe:	Rådmann Roald Andersen (Enhetsleder ØKO) Lennart Jenssen (Havnesjef) Jan Inge Lakså (Enhetsleder ABY)
Arbeidsgruppe:	Silje Gry Hansen Lennart Jenssen (Havnesjef) Børge Weines (ABY) Elin M. Nikolaisen (DRU) Therese Frivåg Lund (kommuneplanlegger) Helge Sjølberg (næringsrådgiver)

Rådgivernes prosjektgruppe (Rambøll og Akvaplan-niva) har hatt følgende organisering:

Oppdragsansvarlig og oppdragsleder	Vibeke Riis
Innledende oppdragsleder	Arnt-Olav Håøya
Fagansvarlig miljøtekniske vurderinger i sjø	Aud Helland
Ansvarlige for utarbeidelse av overvåkningsplan og undersøkelser i sjø	Anita Evenset (Akvaplan-niva), Guttorm N. Christensen (Akvaplan-niva) og Aud Helland
Fagansvarlig arealplanlegging	Lars Syrstad
Fagansvarlig anleggsprosjektering	Aslak Flore
Ansvarlig for Areal- og volumberegning og utarbeidelse av kart	Karen Brinchmann
Medarbeidere	Inger Johanne Søreide (geoteknikk), Trude Johnsen (arealplanlegging), Susanne Sandanger (forurenset grunn), Sture Persson (havn og kai).



**Akvaplan-niva AS**

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr: NO 937 375 158 MVA

Polarmiljøseneteret

9296 Tromsø

Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01

[www.akvaplan.niva.no](http://www.akvaplan.niva.no)**Rapporttittel / Report title****TILTAKSPLAN HARSTAD HAVN  
2 – KARTLEGGING AV UTSLIPP TIL SJØ****Forfatter(e) / Author(s)**Anita Evenset  
Guttorm. N. Christensen**Akvaplan-niva rapport nr / report no**

4876 - 2

**Dato / Date**

28.01.2011

**Antall sider / No. of pages**

35 + vedlegg

**Distribusjon / Distribution**

Gjennom oppdragsgiver

**Oppdragsgiver / Client**

Harstad kommune

**Oppdragsg. referanse / Client's reference**

Anja Julie Nilsen

**Sammendrag / Summary**

Målsettingen med prosjektet var å identifisere og rangere de viktigste landbaserte kildene til miljøgifter i Harstad havn, samt å fremskaffe data for miljøgiftkonsentrasjoner i vann før tiltak gjennomføres. Rigger med Semi Permeable Membrane Devices (SPMDer), Diffusive Gradients in Thin Films (DGT'er) og blåskjell ble satt ut på 15 lokaliteter i Harstad havn. Samtlige rigger ble plassert nær antatte kildeområder på land. I tillegg ble det tatt overflateprøver (0 – 0,5 cm) av sediment for å undersøke om det fremdeles er aktive kilder til kvikksølv (Hg) i havneområdet. Det ble målt relativt høye nivåer av Hg i overflatesediment fra hele det undersøkte området. Nivåene var imidlertid høyere i dypere sedimentlag enn i overflaten. Høye nivåer i overflatesedimentet kan indikere en aktiv kilde, men det ble ikke funnet forhøyde Hg-nivåer i blåskjell. Det er derfor sannsynlig at ulike prosesser i sedimentet (diffusjon, bioturbasjon) er årsak til at nivåene i overflaten fremdeles er høye. Resultater fra analysene av SPMD'er og DGT'er viste at det generelt var lave metallkonsentrasjoner i vann og blåskjell. Dette indikerer at utlekkingen av metaller fra kilder på land er lav - moderat. Analyser av SPMD'er og blåskjell viser at det sannsynligvis skjer en viss utlekking av PAH-forbindelser til vannmassene. Resultatene tyder på mest utlekking innerst i Harstadbotn, samt fra Seljestad. Det ble ikke detektert PCB i noen av SPMD'ene, og det ble målt lave nivåer av PCB i utplasserte blåskjell. Både analyser av SPMD'er og blåskjell viste at Harstad havn fremdeles tilføres en del TBT. Kilder er eiendommer hvor det har vært eller fremdeles er skipsverftsaktivitet, gamle fyllinger, samt sannsynligvis utslipp fra dagens verftsaktiviteter (rester av TBT-holdig maling på eldre skip). De høyeste TBT-nivåene ble målt i prøver fra riggene som sto på vestsiden av Harstadbotn. Det kan imidlertid ikke utelukkes at grunnvannstransport gjennom sedimentene fører til forhøyde nivå av miljøgifter i vannmassene.

**Prosjektleder / Project manager**

Anita Evenset

**Kvalitetskontroll / Quality control**

Roger Velvin

## INNHALDSFORTEGNELSE

<b>1.</b>	<b>INNLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1	Landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn.....	1
1.2	Målsetting.....	3
<b>2.</b>	<b>MATERIALE OG METODER .....</b>	<b>4</b>
2.1	Avløpsvann .....	4
2.2	Feltarbeid .....	4
2.2.1	Sediment.....	4
2.3	Passive prøvetakere og blåskjell .....	6
2.3.1	Semi Permeabel Membrane Devices (SPMD) .....	9
2.3.2	DGT – prøvetaking av metaller.....	10
2.3.3	Blåskjell .....	11
2.4	Analyser .....	11
2.4.1	Avløpsvann .....	11
2.4.2	Hg i sediment.....	11
2.4.3	Metaller i DGT .....	11
2.4.4	Organiske miljøgifter i blåskjell .....	11
2.4.5	Metaller i blåskjell.....	11
2.4.6	Organiske stoffer i SPMD .....	12
2.5	Tilstandsklassifisering .....	12
2.5.1	Sediment.....	12
2.5.2	Biota.....	12
<b>3.</b>	<b>RESULTATER OG DISKUSJON .....</b>	<b>13</b>
3.1	Avløpsvann .....	13
3.2	Kvikksølv i overflatesediment.....	14
3.3	Metaller i DGT .....	15
3.4	Organiske miljøgifter i SPMD.....	16
3.4.1	PAH .....	17
3.4.2	PCB .....	17
3.4.3	TBT.....	18
3.5	Organiske miljøgifter i blåskjell .....	21
3.5.1	PAH .....	21
3.5.2	PCB .....	21
3.5.3	TBT.....	21
3.6	Metaller i blåskjell.....	24
<b>4.</b>	<b>OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER .....</b>	<b>25</b>
4.1	Avløpsvann .....	25
4.2	Hg i sediment.....	25
4.3	Metaller i vann og blåskjell .....	25
4.4	PAH i SPMD'er og blåskjell .....	26
4.5	PCB i SPMD'er og blåskjell .....	26
4.6	TBT i SPMD'er og blåskjell .....	26
4.7	Rangering av kilder.....	26
<b>5.</b>	<b>REFERANSER .....</b>	<b>28</b>
<b>6.</b>	<b>VEDLEGG 1 – ANALYSERESULTATER .....</b>	<b>29</b>

© 2010 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

# 1. INNLEDNING

---

Harstad kommune har ca. 23 000 innbyggere. Harstad havn er en viktig havn som betjener industri og næringsliv, fiskerisektoren, basefunksjoner, passasjerer og turisme i tillegg til fritidsbåteiere. Ved siden av omfattende havnetrafikk har havneområdet vært dominert av flere mekaniske verksteder, slipper og småindustri som trelast, fryserier og kjøleanlegg. Det har dessuten tidligere foregått utstrakt import og omlasting av kull og olje i Harstad havn. Flere fyllinger med forurenset grunn drenerer mot Harstad havn.

Tidligere miljøundersøkelser har vist at sedimentet i Harstad havn er til dels sterkt forurenset (se oppsummering i Nybakk og Grini 2008, samt i Kvennås & Nybakk 2009). På bakgrunn av resultater fra de gjennomførte undersøkelsene er Harstad havn et av de prioriterte områdene i regjeringens handlingsplan for opprydding i forurenset sjøbunn, jfr. St. meld. nr. 14 (2006 - 2007) "Sammen for et giftfritt miljø". I handlingsplanen prioriteres det å iverksette tiltak for å stanse pågående tilførsler fra kilder på land og rydde opp i alvorlig forurensning i sjøbunnen i Harstad havn og tilgrensende sjøområder. I tillegg står Harstad havn på klima og forurensningsdirektoratets (KLIFs) liste over 17 prioriterte fjord- og havneområder hvor det anbefales konkret oppfølging i forhold til behov for tiltak for å forbedre miljøtilstanden.

Risikovurderinger basert på spredningsberegninger, vurderinger av human helserisiko og toksisitet har vist at sedimentet i stort sett hele indre havn representerer en uakseptabel risiko for human helse og økologi. Konklusjonen fra risikovurderingen var derfor at det bør gjennomføres oppryddingstiltak i alle deler av havnen (Kvennås & Nybakk 2009).

En forutsetning for at en sedimentopprydding skal være vellykket er at tilførselen av miljøgifter fra kilder på land minimeres/stanses. I Harstad er det identifisert flere kilder til miljøgifter på land, men det er fremdeles usikkert hvilken betydning de ulike kildene har. Prosjektet som beskrives i foreliggende rapport har tatt for seg flere aktuelle miljøgiftskilder på land, og forsøkt å kartlegge utlekking til sjø fra de ulike kildene. Rapporten er utarbeidet av Akvaplan-niva i samarbeid med Rambøll. Norsk Institutt for Vannforskning ved Ian Allan og Christopher Harman har stått for beregning av vannkonsentrasjoner fra resultater av Semi Permeable Membrane Devices (SPMD) og Diffusive Gradients in Thin Films (DGT).

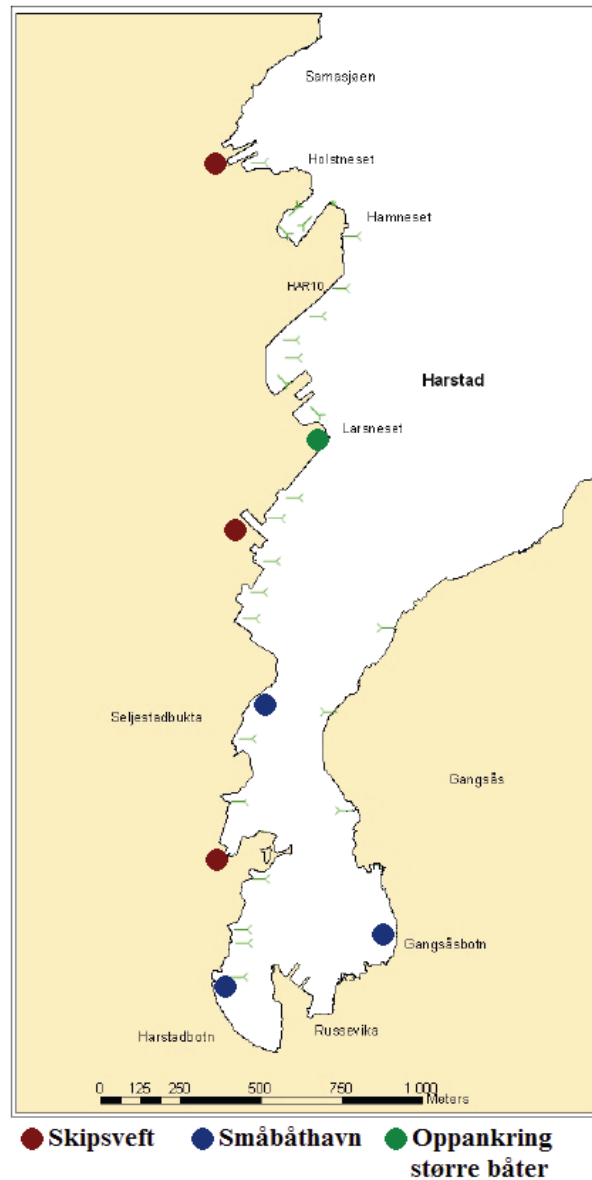
## 1.1 Landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn

Flere ulike kilder til miljøgifter til Harstad havn er identifisert (se Figur 1 og Figur 2). Den viktigste gjenværende kilden til forurensning av sedimentene er vurdert å være skipsverftene. Et noe mindre bidrag er funnet i kommunalt avløpsvann og fra deponiene i Russevika, Seljestadfjæra og Hjellholmen (Kvennås & Nybakk 2009). Datagrunnlaget for enkelte av kildene var imidlertid for dårlig til å vurdere deres betydning for forurensning av sedimentene, og supplerende prøvetaking ved aktive kilder ble derfor gjennomført som en del av foreliggende prosjekt. Prøvetakingen ble gjennomført ved at rigger påmontert passive prøvetakere og blåskjell ble utplassert ved tidligere identifiserte landbaserte kilder (Kvennås & Nybakk 2009).

Analysen av prøver av sedimentert materiale (fra sedimentfeller) i 2008 viste at det var høye nivåer av kvikksølv (Hg) i de sedimenterte partiklene. Dette indikerte at det finnes aktive kilder til Hg-forurensning i havneområdet. Det ble videre funnet høye nivåer av Hg i en prøve av avløpsvann fra et kommunalt renseanlegg for kloakk (kun mekanisk rensing) (Kvennås & Nybakk 2009). Kloakk kan dermed være en kilde for Hg til sedimenter i Harstad havn. Harstad kommune har

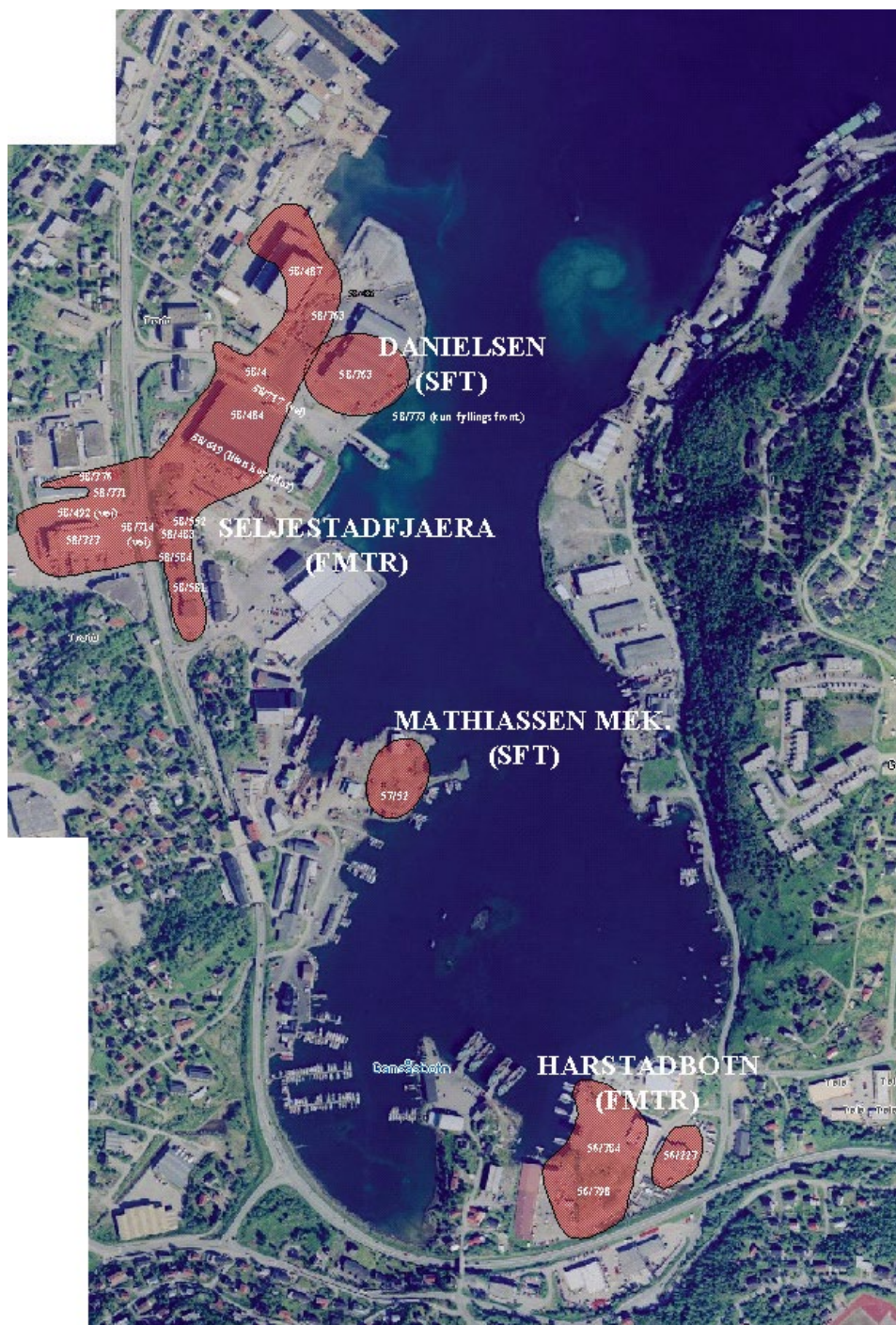
derfor tatt i alt 4 prøver av avløpsvann i løpet av 2009 og 2010. Resultater fra disse analysene er inkludert i foreliggende rapport.

For å vurdere om det har foregått/foregår tilførsler av Hg ble det tatt prøver av overflatesediment (0 – 0,5 cm) i områder som ikke utsettes for sediment omrøring p.g.a. fysiske forstyrrelser, som for eksempel fra skipspropeller. Sediment vil gi et mer tidsintegret bilde av miljøgiftsnivå og ved å ta prøver av det øverste sedimentlaget vil man kunne si noe om eventuelle nye kilder til miljøgifter.



Figur 1. Beliggenhet av skipsverft, småbåthavner og oppankringsplasser for store båter i Harstad havn (fra Kvennås & Nybakk 2009).





Figur 2. Beliggenhet av deponiene i Seljestadfjæra, Russevika (Harstadbotn) og Hjøllholmen (Mathiassen mek). Kilde: Harstad kommune.

## 1.2 Målsetting

Målsettingen med prosjektet var å identifisere og rangere de viktigste kildene til miljøgifter i Harstad havn. Videre var målet og avklare om det er aktive kilder til Hg i havneområdet, og hva en slik kilde eventuelt kan være. For å kunne sammenligne tilstanden i havneområdet før og etter tiltak var det også en målsetting å beregne konsentrasjoner av ulike miljøgifter i vannfasen. En kombinasjon av passive prøvetakere (tar opp vannløste forbindelser) og blåskjell (tar opp både vannløste og partikkelbundne miljøgifter) ble benyttet for kildesporingen.

## 2. MATERIALE OG METODER

---

### 2.1 Avløpsvann

Harstad kommune har tatt i alt 4 prøver av avløpsvann i 2009 og 2010. To av prøvene er øyeblikksprøver, dvs. at det er tatt ut 1 l vann på ett tidspunkt, mens 2 av prøvene er ukesblandprøver. Ukesblandprøvene ble tatt ved at det ble tatt ut 1 l vann én gang per dag i én uke. Vann fra alle dagene ble blandet sammen og sendt til analyse. Etter homogenisering ble vannet overført til flasker oversendt fra laboratorium (TosLab), og sendt til analyse.

### 2.2 Feltarbeid

#### 2.2.1 Sediment

Prøver av overflatesediment (0 – 0,5 cm) ble samlet inn ved bruk av en van Veen grabb (Figur 3) som dekker et bunnareal på 0,1 m<sup>2</sup> den 14. april 2010. Grabben er utstyrt med luker på oversiden for inspeksjon av sedimentoverflaten og sedimentprøvetaking. Prøver for sedimentkjemiske analyser ble innsamlet i henhold til retningslinjer gitt i ISO 5667-19. Kun sediment fra grabber med uforstyrret overflate ble benyttet til analyser av miljøgifter. Feltarbeidet ble gjennomført av akkreditert personell. En oversikt over stasjoner som inngår i foreliggende undersøkelse er gitt i Tabell 1 og Figur 4. Overflatesedimentet (0 – 0,5 cm) til analyse av Hg ble tatt ut med plastskje og overført til plastbeholdere. I to av grabbene ble det også tatt ut dypere segmenter ved bruk av en pleksiglass sylinder. Sedimentprøvene ble frosset ned til -20 °C etter prøvetaking og holdt nedfrosset til analyse.



Figur 3. Van Veen grabb ble benyttet til innsamling av overflatesediment.

Tabell 1. Stasjoner hvor det ble tatt prøver av sediment til analyse av Hg, april 2010. Overflatesediment (0 - 0,5 cm) ble tatt hvis ikke annet er angitt.

Stasjon	Posisjon		Dyp (m)	Beskrivelse
S- 01	N68 47,117	E16 32,652	7,5	Finkornet, grått sediment iblandet skjellrester
S- 02	N68 47,054	E16 32,942	8	Sort mudder/sand. En del brunalger ("kjerringhår")
S- 03	N68 47,130	E16 32,743	18	Sort mudder, mye brunalger, H <sub>2</sub> S-lukt
S- 04	N68 47,333	E16 32,814	4	Grått finkornet sediment, noe H <sub>2</sub> S-lukt. En del brunalger
S- 05	N68 47,389	E16 32,674	8	Grått sediment i overflate, sort lengre ned. H <sub>2</sub> S-lukt
S- 05 (10-12cm)				
S- 06	N68 47,757	E16 32,800	22	Brungrå sand. En del rugl. Sort, finkornet sediment under 5 cm.
S- 06 (11-13cm)				
S- 07	N68 48,066	E16 33,351	32	Lys grå sand iblandet rugl
S- 08	N68 48,137	E16 32,936	20	Brungrå sand. En del rugl
S- 10	N68 48,427	E16 32,882	20	Brungrå sand.

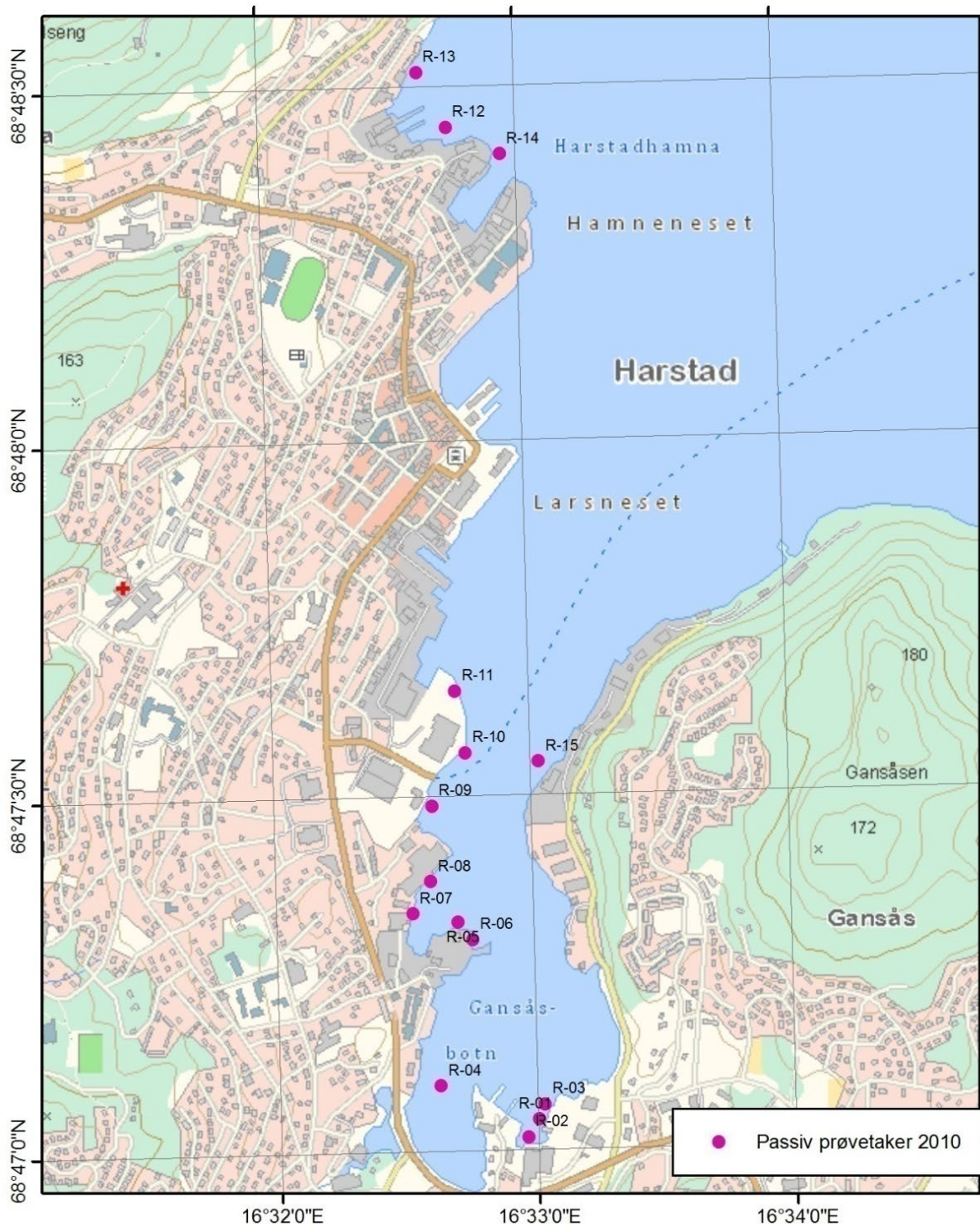




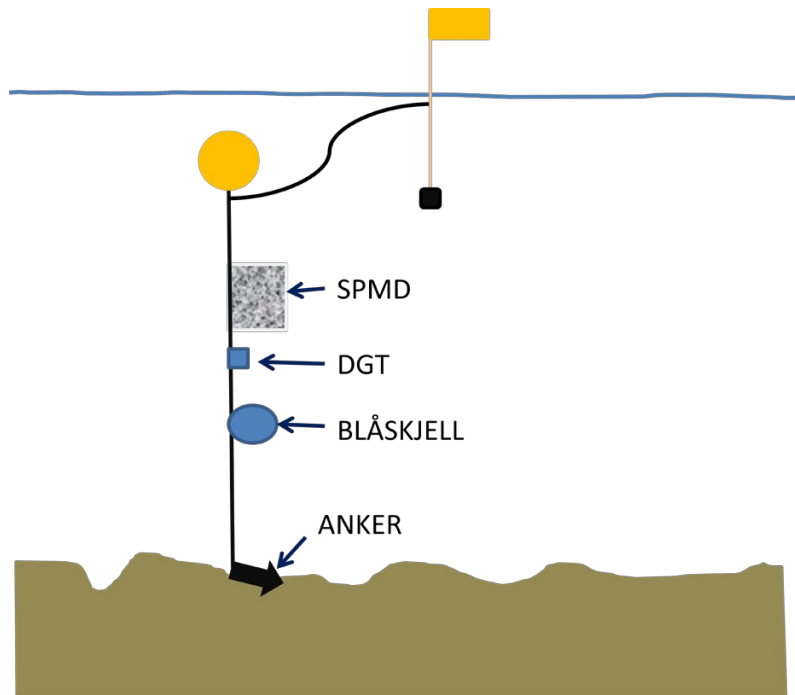
Figur 4. Kart som viser hvor sedimentprøver til analyse av Hg ble tatt i april 2010.

### 2.3 Passive prøvetakere og blåskjell

Passive prøvetakere ble benyttet for å vurdere utlekking fra tidligere identifiserte kilder. I alt 15 rigger med passive prøvetakere (Figur 6 og Figur 7) ble plassert ut i havneområdet (Figur 5). På 10 av riggene var det i tillegg satt ut poser med blåskjell. Riggene ble etter beste evne plassert helt opp mot de kjente kildeområdene, men ettersom Harstad havn har mye trafikk var det nødvendig å inngå noen kompromisser i forhold til ideelle plasseringer. Riggene måtte stå ute av veien for skipstrafikk, både for å unngå at oppvirvlet sediment påvirket resultatene og for å unngå fare for nedkjørsel av rigger. Riggene sto ute i perioden 15. april – 21. mai 2010. Posisjoner for stasjonene og vanddyb er gitt i Tabell 2.



Figur 5. Kart som viser hvor rigger (R-01 – R-15) med passive prøvetakere ble plassert.



Figur 6. Skisse av rigger som ble benyttet til utplassering av passive prøvetakere og blåskjell.

Tabell 2. Informasjon om stasjoner hvor rigger (R) med SPMD'er, DGT'er og blåskjell sto ute i perioden 15. april – 21. mai 2010.

Stasjon	Posisjon	Dyp (m)	På rigg
R-01	N68 47,032 E16 32,948	3	SPMD og DGT
R- 02	N68 47,033 E16 32,933	3,5	SPMD og DGT
R- 03	N68 47,082 E16 33,082	3	SPMD, DGT og blåskjell
R- 04	N68 47,158 E16 32,593	4	SPMD, DGT og blåskjell
R- 05	N68 47,314 E16 32,657	4	SPMD og DGT
R- 06	N68 47,305 E16 32,792	4	SPMD, DGT og blåskjell
R-07	N68 47,364 E16 32,555	5	SPMD, DGT og blåskjell
R-08	N68 47,398 E16 32,649	4	SPMD og DGT
R- 09	N68 47,480 E16 32,636	5	SPMD, DGT og blåskjell
R- 10	N68 47,576 E16 32,775	5	SPMD og DGT
R- 11	N68 47,684 E16 32,710	11	SPMD, DGT og blåskjell
R- 12	N68 48,429 E16 32,838	3	SPMD, DGT og blåskjell
R- 13	N68 48,437 E16 32,995	35	SPMD, DGT og blåskjell
R- 14	N68 48,307 E16 33,112	10	SPMD, DGT og blåskjell
R- 15	N68 47,547 E16 33,031	10	SPMD og DGT





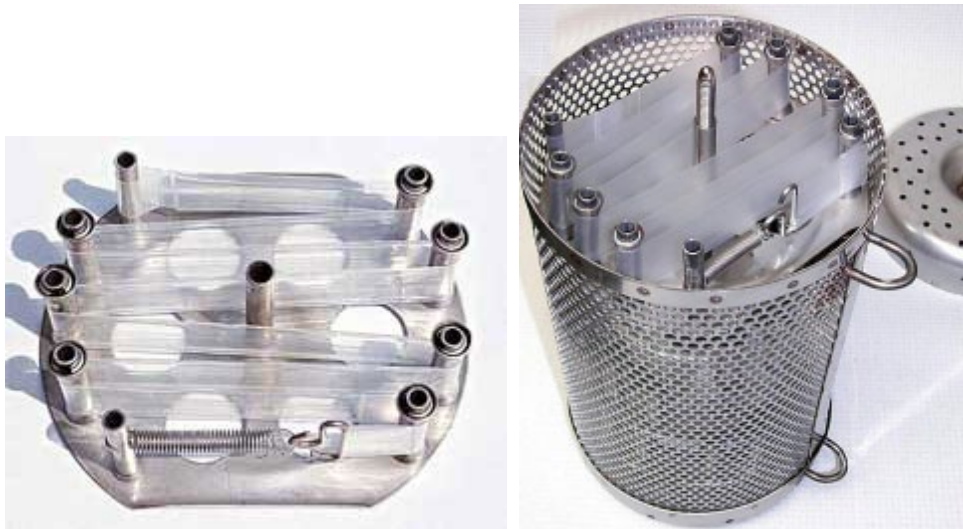
Figur 7. Foto av riggene som ble benyttet til utsetting av passive prøvetakere og blåskjell. Foto: Guttorm N. Christensen, Akvaplan-niva.

### 2.3.1 Semi Permeabel Membrane Devices (SPMD)

Semi Permeable Membrane Devices (SPMD'er) tynne plastremser på om lag en meter som er fylt med ca. 1 gram lipid (Figur 8). Disse prøvetakerne tar opp organiske miljøgifter som er løst i vann (ikke partikkelbundet). Polyklorerte bifenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og pesticider er lipidløselige forbindelser og den løste fraksjonen vil diffundere gjennom plastmembranen og inn i fettene. Med SPMD'er måler man altså de miljøgiftene som er oppløst i vannet og ikke miljøgifter som transporteres ut med partikler. Resultatene fra analyser av SPMD'ene gir et bilde av gjennomsnittskonsentrasjoner i vannet i perioden prøvetakerne er utplassert (integreert vannprøve), mens analyser av vannprøver kun gir et øyeblikksbilde av miljøgiftinnholdet. En fordel med passive prøvetakere er at det er mulig å måle miljøgiftene selv i lave konsentrasjoner siden de oppkonsentreres i lipidene inne i membranene. Opptaket av stoffer styres av forskjellen i konsentrasjon mellom vannet på utsiden av membranene og lipidene på innsiden. Etter endt eksponering tas prøvetakeren opp og lipidene analyseres for de ønskede forbindelser. Ved å bruke diffusjonshastigheten for de aktuelle stoffene, kan man beregne middelkonsentrasjonen i vannet i prøvetakingsperioden.

Metallbur med en SPMD i hvert (Figur 8) ble plassert på rigger som vist i Figur 6. Målsettingen med utplassering av passive prøvetakere var å måle eventuell tilførsel av miljøgifter på land. Riggene ble derfor plassert slik at de ikke skulle eksponeres for oppvirket sediment fra skipstrafikk. Prøvetakerne ble plassert minimum 2,5 m over sedimentet og så nært inn til kildene på land som mulig.

Hver SPMD-enhet besto av et sylindrisk metallbur med en membranholder (Figur 8) som sørger for at nesten hele membranoverflaten har kontakt med vannet. Membranene ankom i forseglede metallbokser som ble åpnet rett før membranene skulle monteres på spindler. En SPMD membran (blankprøve) ble kun eksponert i luft ved utsett og opptak av membranene. Dette ble gjort for å kvantifisere eventuelt påslag av forbindelser fra luften i forbindelse med utsetting og opptak av membranene. Når burene ble tatt opp ble de eksponerte membranene raskt overført til stålboksen og oppbevart frosset til analysene ble gjennomført.

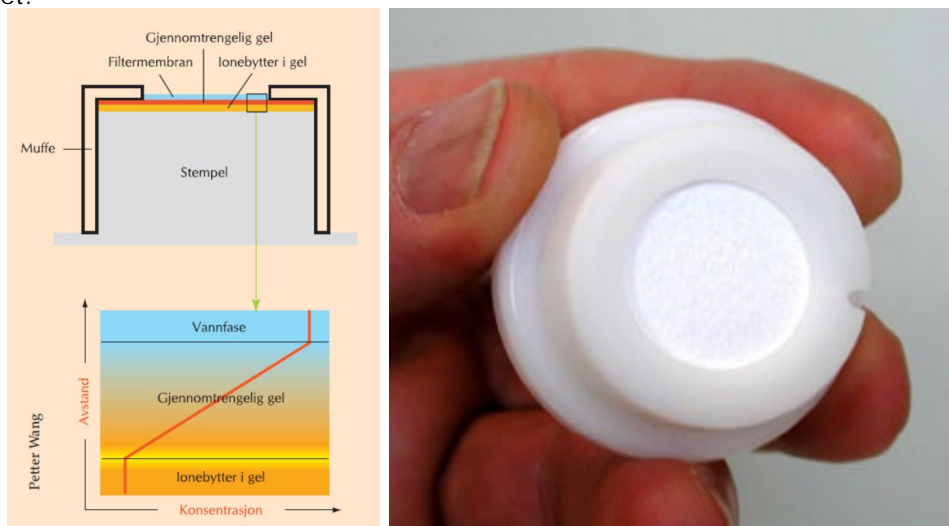


Figur 8. Venstre bilde viser en Semi Permeabel Membrane Devices (SPMD) montert på en spindel. Høyre bilde viser et metallbur med SPMDer montert.

### 2.3.2 DGT – prøvetaking av metaller

Overvåkingen av mulig utsig av metaller fra de utvalgte kildeområdene ble gjort ved utsetting av den passive prøvetakeren DGT (Diffusive Gradients in Thin films) (Figur 9). DGT fungerer på samme måte som SPMD, men en annen teknikk benyttes for å fange opp metaller som er løst i vannet. Prøvetakeren består av en plastbeholder fylt med en ionebyttermasse som eksponeres mot vannfasen over en gjennomtrengelig gel. DGT'er fanger opp frie metallioner, som bindes i gelen, men metaller bundet i kolloider, partikler og humuskomplekser fanges ikke opp. Dette gjør metoden spesielt egnet til å forutsi biologiske effekter av metaller, da det oftest er de frie ionene som er mest reaktive og gir sterkest biologiske effekter.

DGT'ene ble montert på samme rigg som SPMD-buret (Figur 6) i en nylonstrømpe et stykke under SPMD-buret.



Figur 9. Passiv prøvetaker - Diffusive Gradients in Thin films (DGT).



### 2.3.3 Blåskjell

Blåskjell filtrerer vannmassene og ernærer seg av organiske partikler i vannet. Hvis partiklene inneholder miljøgifter vil disse bli tatt opp av skjellene. Blåskjell kan derfor gi en indikasjon på hvor mye vannløst og partikkelbunden forurensning som finnes i et gitt område. Poser med blåskjell ble montert under de passive prøvetakerne på 10 av de utplasserte riggene. Skjellene ble kjøpt inn fra kommersielt oppdrett, og en referanseprøve ble tatt ut før utplassering. Denne ble analysert sammen med de eksponerte prøvene for å sjekke miljøgiftsnivå i skjellene ved utplassering.

## 2.4 Analyser

Analyser av SPMD'er og DGT'er er gjennomført av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). NIVA har også analysert PCB og TBT i blåskjell. Analyser av PAH i blåskjell er utført av Unilab Analyse. Metallanalyser i blåskjell og sediment ble gjennomført av ALS Laboratory Group.

Korte metodebeskrivelser for de ulike analysene finnes i den følgende tekst, samt i Vedlegg 1 (etter analyseresultatene).

### 2.4.1 Avløpsvann

Tre prøver av avløpsvann ble analysert for utvalgte metaller (ICP/MS), PAH (GC/MS) og PCB (GC/MS, 7 kongener). En prøve ble kun analysert for alifater (C10 – C-40) (GC-FID). Vannprøvene ble analysert av TosLab etter akkrediterte metoder.

### 2.4.2 Hg i sediment

Sedimentet ble siktet (2 mm sikt) og oppsluttet i mikrobølgeovn ved tilsetning av 5 ml konsentrert  $\text{HNO}_3 + 0,5 \text{ ml H}_2\text{O}_2$ . Hg ble kvantifisert ved bruk av ICP-AES og ICP-MS.

### 2.4.3 Metaller i DGT

Den akkumulerte massen av metaller ble målt etter eksponering ved at de ble løst ut fra ionebytteren med syre, med akkrediterte metoder. Konsentrasjonen av metaller ble bestemt ved bruk av ICP-MS. Deretter ble en modell benyttet for å kalkulere konsentrasjonen ( $\mu\text{g/l}$ ) av frie metallioner i vannet.

### 2.4.4 Organiske miljøgifter i blåskjell

**PAH:** En homogenisert prøve ble forsåpet i 4 timer (i KOH+Metanol), filtrert og ekstrahert med pentan. Ekstraktet ble rensert ved filtrering gjennom gel-kolonne (GPC), deretter gjennom silika-kolonne og oppkonsentrert ved neddamping. PAH- og NPD-forbindelsene ble analysert ved GC-MSD, og kvantifisert ved bruk av intern standard (tilsatt prøven før forsåping).

**PCB:** PCB ble kvantifisert ved bruk av gasskromatograf (GC) med kapilærkolonne og en 'electron capture detector' (ECD). Fett ble ekstrahert med en blanding av cycloheksan og aceton.

**TBT:** Homogenisert prøvemateriale ble ekstrahert med metanol/heksan, før det ble rensert ved bruk av alumina og derivatisert med Na tetraetyl boreat. Kvantifisering ble gjennomført ved bruk av GC-AED.

### 2.4.5 Metaller i blåskjell

For bestemmelse av tørrstoff ble deler av prøvene tørket ved 105 °C i henhold til svensk standard SS 028113. Analyseprøven ble tørket ved 50 °C og elementinnholdet ble TS-korrigert. Prøvene ble oppsluttet i salpetersyre og  $\text{H}_2\text{O}_2$  i mikrobølgeovn. Kvantifisering ble utført ved bruk av ved ICP-SFMS (høyoppløselig ICP-MS).

## 2.4.6 Organiske stoffer i SPMD

Membran-overflaten ble rengjort med destillert vann og tørket med papir, for å fjerne eventuell påvekst. Deretter ble membranen satt inn i en valse for utpressing av trioleinen og trukket slik at alt trioleinet ble samlet i den ene enden. Et lite hull ble klippet i denne enden og trioleinen overført til et tarert GCP-vial som ble veid igjen slik at vekt av trioleinet kunne regnes ut. Prøven ble tilsatt cycloheksan og sentrifugert. Ekstraktet ble tørket med Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> damp til det kun var triolein igjen i prøven. Mengden triolein ble bestemt og internstandard for PCB, PAH og pesticider tilsatt. Til sist ble prøven fortynnet og analysert på GC-MS. Resultatene ble omregnet fra ng/SPMD til ng/l vann i analyserapporten.

## 2.5 Tilstandsklassifisering

### 2.5.1 Sediment

Resultatene for Hg i sediment er vurdert ut fra KLIFs reviderte veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Bakke *et al.* 2007a, TA-2229/2007). I denne veilederen klassifiseres sedimentet til en av fem tilstandsklasser basert på innhold av miljøgifter. Systemet er basert på kunnskap om effekter av miljøgifter og klassegrensene representerer en forventet økende grad av skade på organismesamfunn (Tabell 3).

Tabell 3. Tilstandsklasser i henhold til KLIFs reviderte veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment (Bakke *et al.* 2007, TA-2229/2007).

Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende akutt toksiske effekter

### 2.5.2 Biota

Resultatene for miljøgifter i biota er vurdert i henhold til KLIF-veiledning 97:03, "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann" (Molvær *et al.* 1997). Også for biota benyttes 5 ulike tilstandsklasser, som vist i Tabell 4.

Tabell 4. Tilstandsklassifisering for miljøgifter i biota iht. KLIF-veiledning 97:03 (Molvær *et al.* 1997).

Klasse I Ubetydelig – Lite forurenset	Klasse II Moderat forurenset	Klasse III Markert forurenset	Klasse IV Sterkt forurenset	Klasse V Meget sterkt forurenset
--	---------------------------------	----------------------------------	--------------------------------	-------------------------------------

## 3. RESULTATER OG DISKUSJON

---

### 3.1 Avløpsvann

Resultater fra analyser av avløpsvann er vist i Tabell 5. Prøve nr. 1 inneholdt generelt de høyeste metallnivåene, mens de laveste nivåene ble målt i prøve nr. 4 (ukesblandprøve). Det var høye konsentrasjoner av alifater i prøve nr. 2. Dette kan skyldes oljeutslipp til kloakksystemet. De andre vannprøvene ble ikke analysert for alifater, men for PAH, som ofte benyttes som en indikator på oljeforurensning. Nivåene av PAH var imidlertid relativt lave i vannprøvene. I henhold til forurensningsforskriften skal avløpsvann analyseres for 18 ulike PAH forbindelser. I vannprøvene fra Harstad ble kun 16 forbindelser analysert, men de gir likevel en god indikasjon på hvordan tilstanden er. Foreslått reaksjonsgrense (hvor oppfølging av kilder bør iverksettes) er 1,4 µg/l for Σ PAH<sub>18</sub> (Blytt & Rawcliff 2010), noe som er ca. 12 ganger høyere enn nivået av PAH<sub>16</sub> som var det høyeste som ble målt i vannprøvene fra Harstad. PCB-konsentrasjonen var under deteksjonsgrensen i alle de analyserte prøvene (Tabell 5), noe som også forventes ut fra dagens restriksjoner på PCB-bruk.

Som en tommelfingerregel er konsentrasjonen av tungmetallene fordelt slik i innløpsvannet til et renseanlegg: Sink >> Kobber > Nikkel ~ Krom ~ Bly > Arsen > Kadmium > Kvikksølv (Blytt & Rawcliff 2010). I Harstad føres avløpsvannet per i dag kun gjennom en sil, dvs. at det ikke gjennomføres rensing. Det er derfor grunn til å tro at bildet i utløpsvann vil stemme rimelig godt overens med bildet i innløpsvann. Fordelingen av tungmetallene i avløpsvann fra Harstad stemte generelt godt med det vanlige bildet for norsk avløpsvann (unntatt bly > krom i prøve nr. 2). Datagrunnlaget fra Harstad er for tynt til å vurdere om dette er gjennomsnittssituasjonen gjennom året, men de prøvene som foreligger indikerer at avløpsvann fra Harstad har en profil som er vanlig for norsk avløpsvann.

Andelen Hg er ikke høyere enn det som er vanlig i avløpsvann (Blytt & Rawcliff 2010). I en studie av kvikksølv i som baserer seg på kommunenes innrapportering til KOSTRA og data i årsrapporter fra de største renseanleggene, ble midlere innløpskonsentrasjon for kvikksølv i norsk avløpsvann beregnet til 180 ng/l (Storhaug & Bruås 2004). Det blir her også anslått at midlere konsentrasjonene i rensert avløpsvann for biologisk-kjemiske eller kjemisk renseanlegg var omlag 50 ng/l. I Harstad er gjennomsnittlig konsentrasjon i prøvene som er analysert 34 ng/l (antar da at konsentrasjonen i prøve 3 tilsvarer 0,5 \* deteksjonsgrensen). Fra 1.1.2008 ble det imidlertid innført totalforbud mot amalgam som tannfyllingsmateriale. Kvikksølvutslipp fra tannlegekontor er derfor redusert sammenlignet med 2004, og det er grunn til å tro at gjennomsnittskonsentrasjoner i dagens avløpsvann er lavere enn 50 ng/l. Det er likevel grunn til å anta at avløpsvannet i Harstad har en profil som tilsvarer den som finnes i andre byer hvor avløpsvannet ikke renses.

Avløpsvann har nok tidligere vært en kilde til miljøgifter til havnebassenget i Harstad. I dag er avløpene mer samlet enn de var for noen år tilbake (mange avløpspunkter også inne i Harstadbotn) og utslippet føres lengre ut i et område hvor vannutskiftningen er bedre enn inne i fjorden. Harstad kommune må videre oppgradere avløpsrenseanleggene i Harstad tettbebyggelse slik at de oppfyller primærrensekravet innen 31.12.2015 (i henhold til EUs avløpsdirektiv). Dette vil redusere utslipp av partikkelbundne miljøgifter. I forhold til tiltaksgjennomføring vil det være situasjonen i de kommende år som vil være viktig. Harstad kommune har fått utsatt frist med regelmessig prøvetaking av avløpsvann til 2015 (til rensesystemene er på plass). De prøvene som foreligger i dag gir ikke svar på om det er variasjoner gjennom året, så hvis tiltak mot forurensede sedimenter starter tidligere enn 2015 vil det være viktig med oppfølgende prøver av avløpsvann (regelmessige blandprøver) for å få et bedre bilde av situasjonen.

Tabell 5. Metaller, PAH (16 EPA), PCB (7 dutch) og alifater i avløpsvann fra Harstad. Alle verdier er oppgitt i µg/l. Prøvene er tatt av Harstad kommune. Prøve 1 er den samme som den som ble vurdert av NGI (Kvennås & Nybakk 2009).

	Prøve nr. 1	Prøve nr. 2*	Prøve nr. 3	Prøve nr. 4*
Dato	28/5-2009	20/10-2010	01/12-2009	20/5-2010
Arsen	< 30	-	1,2	< 5
Kadmium	0,099	-	< 0,05	0,09
Krom	5,12	-	1,26	1,69
Kobber	50,3	-	35,4	21,2
Kvikksølv	0,060	-	0,031	< 0,02
Nikkel	5,14	-	2,79	2,37
Bly	2,79	-	1,29	1,00
Sink	64,6	-	44,3	31,7
PCB-7	< 0,001	-	i.d.	< 0,001
PAH (16 EPA)	0,040	-	0,120	0,010
C10 – 12	-	3 420	-	-
C12 - 16	-	12 000	-	-
C16 – 35	-	16 900	-	-
C35 – 40	-	1 100	-	-
Sum C10 – C40	-	33 500	-	-

\*Ukesblandprøver

- ikke analysert

i.d. = ikke detektert

### 3.2 Kvikksølv i overflatesediment

Sedimentprøvene ble tatt i sedimentasjonsområder, og det ble lagt vekt på å ta prøver som ikke var påvirket av resuspensjon fra skipstrafikk. De fleste prøvene til Hg-analyse ble tatt i den øverste halve centimeteren av sedimentet. Dette er sediment som er nylig avsatt. Basert på resultater fra utsetting av sedimentfeller har Norges Geotekniske Institutt (NGI) beregnet at sedimentasjonshastigheten i Harstad havn er fra 0,3 – 3,3 mm/år (Kvennås & Nybakk 2009). Disse resultatene er imidlertid basert på få målinger gjennomført i en del av året, og sedimentasjonshastigheten vil variere gjennom året. Ut fra vurderinger av topografi, strømforhold og sedimentets beskaffenhet er det i de dypeste områdene i Gansåsbotn at sedimentasjonsraten er høyest. Hvis man antar at sedimentasjonshastigheten er ca. 3 mm/år så vil den øverste 0,5 mm av sedimentet representere litt over 3 års avsetning. Hvis det er nye kilder til miljøgifter vil man forvente at nivåene er høyere i det øverste laget enn i prøver tatt dypere ned.

Resultater fra analyser av Hg i overflatesediment (0 – 0,5 cm) tatt i april 2010 viste at nivåene varierte fra 0,19 mg/kg TS (tilstandsklasse II i henhold til Bakke *et al.* 2007) til 2,18 mg/kg TS (tilstandsklasse V) (Tabell 6). På 2 stasjoner ble det analysert sediment fra dypere sedimentlag (10 – 12 cm fra stasjon HAR 5-10 og 11 – 13 cm fra stasjon HAR 6-10). På begge disse stasjonene var Hg-konsentrasjonen høyere i dypere lag enn i overflatesedimentet. Dette indikerer at Hg-tilførslene til Harstad havn var høyere i tidligere tider.

Hvis man sammenligner nivåene i overflatesedimentet (0 – 0,5 cm) med nivåer målt i sediment fra 0 – 2 cm (rapportert av Evenset & Christensen 2009) fremkommer det at nivåene helt i overflaten generelt er noe høyere enn de rapportert av Evenset & Christensen. Evenset & Christensen (2009) rapporterte om Hg-nivåer som varierte fra < 0,20 – 2,10 mg/kg TS. Prøvene tatt av Evenset & Christensen ble ikke tatt på de samme stasjonene som prøvene tatt i foreliggende prosjekt, ettersom målsettingen med den undersøkelsen var å oppdatere grunnlaget for kostholdsrad. Prøvene tatt i foreliggende prosjekt var som tidligere nevnt tatt i sedimentasjonsområdet ute av veien for skipstrafikk. Sedimentet her var svært finkornet og det vil være i slike områder man

forventer de høyeste avsetningene av miljøgifter. Man vil derfor forvente noe høyere nivåer enn i prøvene tatt i 2008. Evenset & Christensen 2009 rapporterte at Hg-nivåene i sediment hadde avtatt fra 1997 til 2008. Resultatene fra de siste års undersøkelser viser at tilførslene av Hg har avtatt de seneste årene, men de relativt høye nivåene som ble målt i foreliggende prosjekt kan indikere at det fremdeles er aktive kilder til Hg i Harstad havn. Det kan imidlertid ikke utelukkes at prosesser i sedimentet (diffusjon, bioturbasjon) fører til at de høye nivåene i overflatesediment opprettholdes. Hvis det fremdeles er aktive kilder til Hg i Harstad havn vil man forvente forhøyde nivåer i de utplasserte blåskjellene (se kapittel 3.6).

**Tabell 6. Hg i sediment fra Harstad havn, april 2010. Overflatesediment (0 – 0,5 cm) er analysert der annet ikke er spesifisert. Fargekoder representerer tilstandsklasser i henhold til KLIFs reviderte veileder for klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter (Bakke *et al.* 2007).**

Stasjon	TS (%)	Hg(mg/kg TS)
S 01	62,4	0,19
S- 02	21,4	0,76
S- 03	23,3	1,26
S- 04	45,1	1,04
S- 05)	34,8	1,04
S- 05 (10-12cm)	50,4	1,61
S- 06	37,7	2,18
S- 06 (11-13cm)	61,7	5,95
S- 07	58,6	0,48
S- 08	41,4	1,93
S- 10	50,8	1,01

Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
----------	-----------	------------	-----------	----------

### 3.3 Metaller i DGT

DGT'er var utplassert på samtlige av riggene som sto ute i Harstad havn. DGT'ene fanger opp metallioner som er løst i vann, dvs. ikke partikkelbundne metaller. I KLIF's veileder for klassifisering av miljøkvalitet i vann og sedimenter (TA-2229/2007) finnes klassegrenser for metaller i vann. Ettersom disse er utarbeidet for ufiltrerte vannprøver, dvs. prøver med ulike partikkelkonsentrasjoner er de ikke egnet for vannkonsentrasjoner beregnet ut fra DGT'er. Metallkonsentrasjoner beregnet ut fra DGT'er vil vanligvis være lavere enn de som måles i vannprøver med partikler. Hvor stor forskjellen er vil bl.a. variere med partikkelinnholdet i vannet fra lokaliteten som overvåkes.

I Tabell 7 vises beregnede metallkonsentrasjoner i vann fra de ulike stasjonene i Harstad havn. Cd- og Cr-konsentrasjonene var relativt lave og sammenlignbare mellom alle stasjonene. Dette tyder på at det ikke finnes lokale kilder til Cd eller Cr nær noen av de utplasserte riggene. Cu-konsentrasjonen varierte fra 0,09 - 5,00 µg/l. Den høyeste konsentrasjonen ble målt i vann fra stasjon 4, i vestre del av Harstadbotn (Figur 5). I dette området har det tidligere blitt målt høye konsentrasjoner av Cu i sediment (Evenset & Christensen 2009). Rigg nr. 4 sto i nærheten av småbåthavna (Harstad marina) og Cu-holdig bunnsmurning/antigroemaling kan være en kilde til Cu i dette området. Ettersom området er grunt kan det imidlertid ikke utelukkes at sedimentet i området kan ha vært en kilde til Cu i vannmassene. Ni-konsentrasjonen var relativt lav på samtlige stasjoner. Pb-konsentrasjonen varierte fra 0,005 – 0,092 µg/l, og den høyeste

konsentrasjonen ble målt i vann fra stasjon 5, dvs. stasjonen som lå like utenfor Mathiassen mekaniske. Zn-konsentrasjonen var moderat på de fleste stasjoner. I vann fra stasjon 15 ble det imidlertid målt en svært høy Zn-konsentrasjon. Tang samlet inn i samme området i forbindelse med en tidligere undersøkelse (Evenset & Christensen 2009) viste en noe forhøyd Zn-konsentrasjon (tilstandsklasse II). Dette kan indikere at det finnes en kilde til Zn i dette området. Ettersom det ikke ligger noen tung industri i området kan kilden til Zn for eksempel være avfall lagret i området, for eksempel gamle bildekk eller galvanisert metallskrap. Det er imidlertid ikke kjent om det finnes slikt avfall i området. Ettersom et forhøyd Zn-nivå kun er målt i en DGT bør flere prøver analyseres for å bekrefte resultatet.

Hvis konsentrasjonene av løste metaller sammenlignes med PNEC for vann (oppløst og partikulær fraksjon) i henhold til Bakke *et al.* (2007) så var det kun Cu på stasjon 4 og 5 og Zn på stasjon 15 som overskred PNEC-verdi. Konsentrasjonene av Cu og Zn var generelt de som lå nærmest opp til PNEC. Alle de andre metallene fantes i konsentrasjoner som var betydelig lavere.

**Tabell 7. Konsentrasjoner av metaller i vann målt ved hjelp av DGT'er.**

Stasjon	Enhet	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Rigg 1	µg/l	0,009	0,07	0,18	0,11	0,011	1,1
Rigg 2	µg/l	0,010	0,09	0,30	0,13	0,017	1,5
Rigg 3	µg/l	0,011	0,04	0,26	0,11	0,009	1,4
Rigg 4	µg/l	0,009	0,05	5,00	0,12	0,006	0,90
Rigg 5	µg/l	0,010	0,06	0,96	0,12	0,092	2,6
Rigg 6	µg/l	0,010	0,04	0,41	0,11	0,010	1,2
Rigg 7	µg/l	0,009	0,04	0,27	0,13	0,016	1,4
Rigg 8	µg/l	0,011	0,04	0,43	0,12	0,014	2,0
Rigg 9	µg/l	0,009	0,04	0,24	0,11	0,009	1,2
Rigg 10	µg/l	0,010	0,08	0,19	0,12	0,009	0,76
Rigg 11	µg/l	0,008	0,04	0,11	0,09	0,007	0,76
Rigg 12	µg/l	0,010	0,06	0,28	0,12	0,006	0,87
Rigg 13	µg/l	0,010	0,05	0,09	0,11	0,005	0,32
Rigg 14	µg/l	0,010	0,06	0,27	0,12	0,014	0,74
Rigg 15	µg/l	0,009	0,06	0,22	0,12	0,050	11,7

### 3.4 Organiske miljøgifter i SPMD

SPMD'ene som var satt ut var på forhånd spiket med "Performance Reference Compound" (PRC). Dette er stoff som tilsettes membranene under tillaging og en viss andel vil lekke ut mens membranene er utplassert. Ved å benytte utlekkingsrate og diffusjonshastigheten for de aktuelle stoffene, kan man beregne middelkonsentrasjonen i vannet på stasjonen i prøvetaksperioden. På de fleste av stasjonene i Harstad havn viste det seg at det hadde vært et betydelig tap av PRC stoffene BeP-d10 og Chrysene-d12 i løpet av de 35 dagene riggene sto ute. Dette er uvanlig og kan tyde på en veldig høy prøvetakingsrate, noe som er lite sannsynlig i dette området hvor det er begrenset strømhastighet. Tapsratene for de ovennevnte forbindelsene var ikke i samsvar med de for de andre PRC forbindelsene, så forklaringen på tapet er høyst sannsynlig fotodegradasjon. De fleste av SPMD-burene sto relativt nært overflaten i en periode hvor det er mye dagslys i Harstad (midnattsol fra 22. mai). Fotodegradasjon påvirker sannsynligvis PRC-forbindelsene og de

akkumulerte PAH-forbindelsene på ulik måte, noe som gjorde at det ble vanskelig å bestemme nøyaktige PAH-konsentrasjoner i vannet.

Tapet av PRC var minst på stasjonen 4, 11 og 13, og data fra stasjon 1 og 14 var også brukbare. Data for de ulike stasjonene er vist i Vedlegg 1. I beregning av konsentrasjoner fra stasjon 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12 og 15 ble gjennomsnittlig prøvetakingsrate for stasjonene 1, 4, 11, 13 og 14 (i henhold til Huckins *et al.* 2006) benyttet. Dette gjør selvfølgelig at usikkerheten i resultatene (mengder/l vann) fra disse stasjonene er noe større enn normalt, men i forhold til kartlegging av mulige kilder gir resultatene likevel et godt grunnlag.

#### **3.4.1 PAH**

På grunn av fotodegradasjon er de absolutte PAH-konsentrasjonene noe usikre. Noen forbindelser vil sannsynligvis ha blitt brutt ned i større grad enn andre. Resultatene kan likevel benyttes til å vurdere om det er mer aktive kilder i noen områder. I KLIF's veileder for klassifisering av miljøkvalitet i vann og sedimenter (Bakke *et al.* 2008) finnes klassegrenser for PAH-forbindelser i vann. Etersom disse er utarbeidet for ufiltrerte vannprøver, dvs. prøver med ulike partikkelkonsentrasjoner er de ikke egnet for vannkonsentrasjoner beregnet ut fra SPMD'er. PAH-konsentrasjoner beregnet fra SPMD'er vil vanligvis være lavere enn de som måles i vannprøver med partikler. Hvor stor forskjellen er vil variere med partikkelinnholdet i vannet fra lokaliteten som overvåkes.

De høyeste PAH-konsentrasjonene ble målt ved stasjon 10, fulgt av stasjon 9, 12, 15 og 1 (Tabell 8). Stasjon 9 og 10 ligger utenfor Seljestad ved området hvor Danielsen skraphandel tidligere lå, stasjon 12 ligger ved Hamek, stasjon 15 på østsiden av fjorden og stasjon 1 helt innerst i Harstadbotn (Figur 5). Nivåene som ble målt i vann fra Harstad havn er relativt høye. I en undersøkelse i Haukåsvassdraget i Sør-Norge, et vassdrag der det er påvist høye nivåer av PAH i sediment, ble det i SPMD'er funnet  $\Sigma$ PAH verdier fra 6,45 ng/l til 19,5 ng/l (Hobæk og Harman 2006). Verdiene i Harstad varierte fra 4,34 – 34,3 ng/l, og de reelle verdiene er trolig høyere enn dette (se diskusjon omkring fotodegradasjon).

NGI analyserte passive prøvetaker (POM) for PAH i 2009, og beregnet vannkonsentrasjoner av 13 ulike PAH-forbindelser (Kvennås & Nybakk 2009). I foreliggende studie ble vannkonsentrasjoner av 18 ulike PAH-forbindelser beregnet. Ved å sammenligne forbindelsene som inngikk i begge studiene fremkommer det at NGI jevnt over målte lavere PAH-konsentrasjoner i vannet enn de som ble målt i foreliggende studie. Årsaken kan være at det er forskjeller mellom stasjonene, eller ulik effektivitet mellom prøvetakerne, men en annen forklaring er at utlekking fra kilder på land forårsaker forhøyde PAH-konsentrasjoner i de øvre vannlag.

Som nevnt finnes det i KLIF's veileder for klassifisering av miljøkvalitet i vann og sedimenter (Bakke *et al.* 2008) klassegrenser for PAH-forbindelser i vann. Grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III i denne veilederen benyttes ofte som en grenseverdi for effekter, dvs. en såkalt Predicted No Effect Concentration (PNEC). Verdien oppgitt av Bakke *et al.* (2008) gjelder imidlertid for vann og ikke for oppløst fraksjon, som er det som måles av SPMD'er. Konsentrasjonen av PAH i vannprøver vil være høyere enn i oppløst fraksjon. De målte verdiene i vann ved bruk av SPMD'er var imidlertid så mye lavere enn PNEC for samtlige forbindelser at det er usannsynlig at konsentrasjonene i hele vannprøver er høyere enn PNEC.

#### **3.4.2 PCB**

Det ble ikke detektert PCB i noen av SPMD'ene fra Harstad havn (Tabell 9). Dette viser at det ikke lekker ut vannløste PCB-forbindelser fra noen av de undersøkte områdene. I en undersøkelse gjennomført i 2008 – 2009 konkluderte Evenset & Christensen (2009) med at PCB-konsentrasjonene i sediment fra noen stasjoner økte i perioden 1997 – 2008 mens den avtok i andre. Det samme bildet ble funnet for PCB i o-skjell. Foreliggende undersøkelse indikerer

imidlertid at det ikke foregår noen stor utlekking av vannløst PCB fra noen av de undersøkte områdene. PCB er imidlertid meget lipidløselig og vil derfor i stor grad funnet knyttet til partikler i det marine miljø. Blåskjell vil være en god indikator på om det finnes partikkelbundet PCB i vannmassene.

PCB-konsentrasjonene målt i foreliggende studie var lavere enn de som ble rapportert av NGI (Kvennås & Nybakk 2009) etter utplassering av en annen type passive prøvetakere (POM). En av årsakene til forskjellene er sannsynligvis plassering av prøvetakerne. I foreliggende studie sto de passive prøvetakerne høyt i vannsøylen for å unngå påvirkning fra sedimentet, mens NGIs prøvetakere sto lengre ned. En annen årsak til ulikhetene er selvfølgelig at prøvetakerne var plassert på ulike steder i havnebassenget. De ulike prøvetakerne kan også ha litt ulik effektivitet med hensyn til opptak av ulike forbindelser. Forskjellen mellom de to studiene kan imidlertid indikere at sedimentet er en kilde til PCB i vannsøylen, men at utlekkingen fra kilder på land er liten.

### **3.4.3 TBT**

TBT-konsentrasjonene i vann varierte fra 1,4 – 57,7 ng/l. Den høyeste konsentrasjonen ble målt på stasjon 5 (utenfor Mathiassen mekaniske verksted), fulgt av stasjon 7 (mellom Mathiassen mek. og Seljestadfjæra), stasjon 11 (utenfor tidligere Danielsen skraphandel) og stasjon 12 (ved Hamek). På stasjonene 5 og 7 ble det også målt noe akkumulering av trifenylytinn. Dette indikerer at det lekker ut TBT fra deponiene på vestsiden av Harstadbotn. Noe utslipp fra verftsaktiviteter kan ikke utelukkes, til tross for at det i dag ikke er tillatt med TBT-holdig maling på skip. Enkelte fartøy kan ha TBT-holdig maling som er overmalt med andre malingstyper, men som flasser av ved høytrykksspyling eller sandblåsing. Det er tidligere målt høye nivåer av TBT i sediment fra områdene på vestsiden av Harstadbotn (Kvennås & Nybakk 2009; Evenset & Christensen 2009). De laveste nivåer av TBT ble målt på stasjon 13, 14, 2, 3, 1 og 15.

Grenseverdi for tilstandsklasse V i KLIFs veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment er 3 ng/l, og dette gjelder for vann med partikler. En eventuell grenseverdi for oppløst fraksjon ville vært lavere enn dette. I Harstad var det kun ved stasjon 13 og 14 at TBT-nivåene var lavere enn 3 ng/l (PNEC for TBT i vann = 0,2 ng/l). Relativt høye nivåer av TBT har blitt målt i sediment fra området hvor rigg 13 og 14 sto (Evenset & Christensen 2009). Utlekking fra sediment kan til en viss grad ha påvirket konsentrasjonene i SPMD'ene, men de store forskjellene mellom for eksempel stasjon 5 og stasjon 13 og 14 (SPMD'er plassert i lik avstand fra sediment) indikerer at kilder fra land har være av større betydning. På den annen side kan dybdeforskjeller mellom stasjonene og ulikheter i sedimentets permeabilitet (viktig for grunnvannstransport) hatt betydning for TBT-konsentrasjonene i vannmassene.



Tabell 8. PAH-konsentrasjoner (ng/l) i vann (vannløst fraksjon) fra 15 stasjoner i Harstad havn. På grunn av fotodegradasjon av PRC-forbindelser, og dermed også absorberte PAH-forbindelser, er det knyttet relativt stor usikkerhet til de oppgitte konsentrasjonene. Det er sannsynlig at de reelle PAH-konsentrasjonene er noe høyere enn det som er oppgitt i tabellen. \*PRC: prøvetakingsrate beregnet fra PRC data; Calc.: Gjennomsnittlig prøvetakingsrate fra stasjonene 1, 4, 11, 13 og 14 benyttet til konsentrasjonsberegninger. Konsentrasjoner < deteksjonsgrense er satt til 0 i beregning av sum PAH.

Stasjon	Rigg 1	Rigg 2	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 5	Rigg 6	Rigg 7	Rigg 8	Rigg 9	Rigg 10	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14	Rigg 15
<i>Prøvetakingsrate</i>	<i>PRC*</i>	<i>Calc.*</i>	<i>Calc.</i>	<i>PRC</i>	<i>Calc.</i>	<i>Calc.</i>	<i>Calc.</i>	<i>Calc.</i>	<i>Calc.</i>	<i>Calc.</i>	<i>PRC</i>	<i>Calc.</i>	<i>PRC</i>	<i>PRC</i>	<i>Calc.</i>
Acenaphthylene	0,34	0,17	0,16	<0,08	<0,09	0,11	<0,09	0,11	0,10	<0,09	<0,09	<0,09	<0,08	<0,08	<0,09
Acenaphthen	3,2	2,5	2,3	1,6	2,3	2,9	1,9	2,9	3,4	4,1	0,92	2,7	0,35	3,3	2,1
Fluoranthene	5,0	4,0	3,7	3,7	4,7	6,9	3,1	6,1	7,3	9,9	2,7	6,7	1,2	2,8	7,6
Dibensothiofen	0,80	0,65	0,46	0,55	0,79	0,89	0,48	0,80	1,0	1,5	0,44	1,0	0,14	0,46	0,98
Fenantren	9,4	6,9	6,0	5,9	8,1	9,8	4,9	8,9	10,7	16,1	4,5	11,6	2,1	5,3	10,7
Antracene	0,36	0,18	0,26	0,29	0,29	0,25	0,26	0,23	0,34	0,45	0,16	0,31	0,05	0,18	0,38
Fluorene	1,3	0,77	0,89	0,57	1,5	0,83	0,70	0,77	1,3	1,2	0,50	0,96	0,31	0,73	0,64
Pyrene	1,2	0,71	0,32	0,60	1,2	0,45	0,71	0,44	0,77	0,64	0,43	0,37	0,13	0,29	0,64
Benzo(a)anthracene	0,12	0,07	0,07	0,05	0,15	0,05	0,09	0,05	0,08	0,08	0,05	0,05	0,03	0,04	0,04
Krysen	0,37	0,21	0,08	0,08	0,19	0,08	0,10	0,07	0,14	0,14	0,07	0,08	0,03	0,05	0,07
Benzo(b)fluoranthene	0,22	0,12	0,06	0,08	0,35	0,07	0,23	0,09	0,08	0,08	0,05	0,04	<0,03	<0,03	<0,03
Benzo(k)fluoranthene	<0,05	<0,03	<0,03	<0,03	0,13	<0,03	0,08	0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Benzo(a)pyrene	0,35	0,19	0,05	0,09	0,36	0,06	0,24	0,09	0,09	0,08	0,05	0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Benzo(a)pyrene	<0,05	<0,03	<0,03	<0,03	0,09	<0,03	0,05	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03
Perylene	0,08	0,05	<0,04	<0,04	0,06	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,03	<0,03	<0,04
Indeno(cd)pyrene	<0,07	<0,04	<0,04	0,04	0,13	<0,04	0,09	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04	<0,03	<0,04	<0,04
Dibenzo(a,h)anthracene	<0,08	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,04	<0,04	<0,05
Benzo(ghi)perylene	0,15	0,07	<0,04	0,07	0,20	<0,04	0,13	0,07	<0,04	0,05	<0,04	<0,04	<0,03	<0,04	<0,04
Sum	22,89	16,59	14,35	13,62	20,54	22,39	13,06	20,65	25,30	34,32	9,87	23,84	4,34	13,15	23,15

Tabell 9. PCB-konsentrasjoner (ng/l) i vann fra 15 stasjoner i Harstad havn.

Stasjon	Rigg 1	Rigg 2	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 5	Rigg 6	Rigg 7	Rigg 8	Rigg 9	Rigg 10	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14	Rigg 15
CB 28	<0,01	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,006	<0,006	<0,007
CB 52	<0,011	<0,007	<0,007	<0,007	<0,02	<0,007	<0,014	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,035	<0,006	<0,006	<0,015
CB 101	<0,026	<0,016	<0,016	<0,016	<0,024	<0,016	<0,016	<0,008	<0,016	<0,016	<0,008	<0,04	<0,014	<0,014	<0,016
CB 118	<0,016	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,03	<0,008	<0,009	<0,01
CB 153	<0,035	<0,010	<0,020	<0,021	<0,022	<0,022	<0,022	<0,011	<0,011	<0,011	<0,011	<0,032	<0,009	<0,02	<0,022
CB 138	<0,033	<0,011	<0,011	<0,011	<0,021	<0,011	<0,021	<0,011	<0,011	<0,011	<0,011	<0,031	<0,009	<0,009	<0,021
CB 180	<0,024	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,012	<0,013	<0,015

Tabell 10. TBT-konsentrasjoner (ng/l) i vann fra 15 stasjoner i Harstad havn.

Stasjon	Rigg 1	Rigg 2	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 5	Rigg 6	Rigg 7	Rigg 8	Rigg 9	Rigg 10	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14	Rigg 15
TBT	5,2	3,5	4,9	4,9	57,7	15,8	37,9	18,1	12,9	21,4	34,6	31,3	1,4	2,8	6,8

### 3.5 Organiske miljøgifter i blåskjell

Blåskjell var utplassert på 10 av riggene som sto ute i Harstad havn. Kun skjell som var friske ved inntak ble benyttet til analyser.

#### 3.5.1 PAH

Det ble målt relativt lave konsentrasjoner av PAH (tilsvarende tilstandsklasse I) i samtlige blåskjellprøver (Tabell 11). Det var likevel en del forskjeller mellom de ulike stasjonene. Den høyeste PAH-konsentrasjonene ble målt i skjell utplassert på stasjon 1 (Harstadbotn). Også i SPMD'ene ble det funnet forhøyde nivåer av PAH på denne stasjonen. Nest høyeste PAH-konsentrasjon ble målt i blåskjell fra stasjon 12, fulgt av stasjon 7, 9 og 14. På de andre stasjonene var PAH-konsentrasjonen omtrent uendret etter eksponering. På stasjon 7 og 14 ble det målt relativt lave PAH-konsentrasjoner i SPMD'ene (Tabell 8), mens SPMD'en utplassert på stasjon 9 hadde noe høyere PAH-konsentrasjoner.

#### 3.5.2 PCB

Også PCB-konsentrasjonene var lave (tilsvarende tilstandsklasse I) i de utplasserte blåskjellprøvene (Tabell 12). PCB og PAH er lipidløselige miljøgifter og lipidmengden i prøvematerialet vil derfor ha betydning for målte konsentrasjoner av disse miljøgiftene. Det var imidlertid små variasjoner i lipidinnholdet i blåskjellprøvene (Tabell 12). Nivåene er derfor presentert på våtvektsbasis. Den høyeste PCB-konsentrasjonen ble målt i skjell fra stasjon 12, utenfor Hamek. I denne prøven hadde PCB-konsentrasjonen fordoblet seg i perioden skjellene sto ute. PCB i dette området kan stamme fra skipsmaling. Tidligere ble en del skipsmalinger tilsatt PCB, og rester av slik maling kan ligge igjen i områder med skipsverft. I følge opplysninger fra Hamek (Per Einar Storhaug, Hamek, pers. medd.) var 8 fartøy inne til behandling (vask av bunn, sider og/eller maling) i perioden riggene sto ute.

I de fleste prøvene var PCB-konsentrasjonen etter eksponering lavere enn ved utsett (dvs. lavere enn i referanseprøven). Dette indikerer at det ikke foregår noen stor utlekking av verken vannløste (SPMD-resultater) eller partikkelbundne PCB-forbindelser fra de undersøkte områdene. Relativt høye PCB-konsentrasjoner har tidligere blitt påvist i sediment fra de undersøkte områdene (Kvennås & Nybakk 2009; Evenset & Christensen 2009). Resultatene fra SPMD- og blåskjell-analysene viser at sedimentet ikke har vært noen vesentlig kilde til PCB i vannmassene.

#### 3.5.3 TBT

TBT-nivåene økte i de fleste av de utplasserte blåskjellene (Tabell 13). De høyeste konsentrasjonene (tilsvarende tilstandsklasse II) ble målt i skjell som var utplassert i området fra Mathiassen til nordre del av Seljestadfjæra, samt i skjell fra stasjon 12 (utenfor Hamek). Disse resultatene stemmer godt overens med resultatene fra analyser av SPMD'er, som også viste at de høyeste TBT-konsentrasjonene fantes i dette området. I SPMD'ene var det relativt lave TBT-nivåer på stasjonene i Harstadbotn, mens blåskjell fra Harstadbotn viste en ikke ubetydelig økning i TBT-nivåer (til tilstandsklasse II) (Tabell 13). Resultatene fra TBT-analysene indikerer at det fremdeles skjer en utlekking av TBT fra områder hvor det har vært og er skipsverftsaktivitet. Det er for øvrig høye konsentrasjoner av TBT i sediment fra hele det undersøkte området (Kvennås & Nybakk 2009; Evenset & Christensen 2009).

Tabell 11. PAH ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  vv) i blåskjell som var utplassert på rigger nær tidligere identifiserte landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn. Referanse er blåskjell for utsett i sjø, dvs. blåskjell direkte fra oppdretter. Fargekoder representerer tilstandsklasser i henhold til KLIFs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997).

	Referanse	Rigg 1	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 7	Rigg 9	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14
Naphthalene	< 1,38	1,87	< 1,38	< 1,38	< 1,38	< 1,38	< 1,38	< 1,38	< 1,38	< 1,38
Acenaphthylene	0,06	0,19	<0,03	<0,03	0,14	0,08	0,14	0,32	0,04	0,07
Acenaphthene	< 0,42	1,04	< 0,42	< 0,42	0,74	0,74	< 0,42	0,61	< 0,42	0,62
Fluorene	0,61	6,90	2,34	1,42	4,40	4,00	2,25	3,47	0,28	1,23
Phenanthrene	1,39	15,1	2,72	1,38	8,52	8,62	4,58	10,7	1,19	3,71
Antracene	< 1,44	< 1,44	< 1,44	< 1,44	< 1,44	< 1,44	< 1,44	1,44	< 1,44	< 1,44
Fluoranthene	1,02	6,42	1,43	< 0,70	3,58	3,91	2,18	6,71	1,06	4,08
Pyrene	0,94	6,63	0,87	< 0,72	3,62	3,41	2,31	5,59	1,06	2,44
Benzo(a)anthracene	< 0,25	0,46	< 0,25	< 0,25	0,41	0,32	< 0,25	0,58	< 0,25	0,36
Chrysene	< 1,18	3,63	< 1,18	< 1,18	2,40	1,86	< 1,18	3,30	< 1,18	1,56
Benzo(b)fluoranthene	0,53	0,78	<0,45	<0,45	0,60	<0,45	<0,45	0,67	<0,45	<0,45
Benzo(k)fluoranthene	0,200	0,21	<0,14	<0,14	0,21	0,15	<0,14	0,20	<0,14	0,17
Benzo(a)pyrene	<0,44	< 0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
Indeno(1,2,3-	<0,40	< 0,40	<0,40	<0,40	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Benzo(ghi)perylene	0,48	0,31	<0,27	<0,27	0,46	<0,27	0,46	0,60	0,85	0,38
Dibenzo(a,h)anthracen	0,10	< 0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	<0,05	<0,05
SUM 16 EPA	8,1	45	11	6,7	27	25	15	35	7,6	17

Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
----------	-----------	------------	-----------	----------

Tabell 12. PCB ( $\mu\text{g}/\text{kg vv}$ ) i blåskjell som var utplassert på rigger nær tidligere identifiserte landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn. Referanse er blåskjell før utsett i sjø, dvs. blåskjell direkte fra oppdretter. Fargekoder representerer tilstandsklasser i henhold til KLIFs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997).

	Referanse	Rigg 1	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 6	Rigg 7	Rigg 9	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14
Lipid %	1,8	1,2	1,4	1,2	1,0	1,0	1,2	0,9	1,4	1,1	1,3
CB28	< 0,100	0,057	0,050	0,101	0,039	0,050	< 0,043	< 0,042	0,050	< 0,059	< 0,044
CB52	< 0,100	0,140	0,080	0,103	0,090	0,113	0,095	0,098	0,348	0,072	0,082
CB101	< 0,385	0,200	0,148	0,149	0,138	0,163	0,143	0,191	0,515	0,147	0,176
CB118	< 0,100	0,147	0,120	0,135	0,126	0,143	0,127	0,150	0,470	0,119	0,136
CB153	0,169	0,292	0,234	0,216	0,195	0,235	0,229	0,260	0,394	0,184	0,219
CB138	0,102	0,246	0,187	< 0,176	0,161	0,202	0,200	0,232	0,424	0,172	0,190
CB180	< 0,100	0,054	< 0,047	< 0,041	< 0,034	< 0,050	< 0,043	0,044	0,061	< 0,059	< 0,044
$\Sigma$ PCB 7	0,271	1,134	0,820	0,880	0,749	0,855	0,795	0,976	2,262	0,695	0,803

Tabell 13. TBT, MBT og DBT ( $\mu\text{g}/\text{kg vv}$ ) i blåskjell som var utplassert på rigger nær tidligere identifiserte landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn. Referanse er blåskjell før utsett i sjø, dvs. blåskjell direkte fra oppdretter. Fargekoder representerer tilstandsklasser i henhold til KLIFs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997). MBT = monobutyltinnkation, DBT = dibutyltinnkation, TBT = tributyltinnkation

	Referanse	Rigg 1	Rigg 3	Rigg 4	Rigg 6	Rigg 7	Rigg 9	Rigg 11	Rigg 12	Rigg 13	Rigg 14
MBT	2,00	1,00	3,00	3,00	5,00	10,0	3,00	7,00	6,00	2,00	4,00
DBT	2,00	18,0	16,0	16,0	32,0	46,0	28,0	41,0	42,0	6,00	10,0
TBT	5,00	150	130	87,0	200	260	220	340	260	30,0	57,0

Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
----------	-----------	------------	-----------	----------

### 3.6 Metaller i blåskjell

Det var lave nivåer (tilstandsklasse I) av de fleste metaller i de utplasserte blåskjellene (Tabell 14). As-konsentrasjonen tilsvarte tilstandsklasse II i både referanseprøve og samtlige av de utplasserte prøvene. I de fleste prøvene hadde As-konsentrasjonen økt noe etter utplassering. Årsaken til dette er ikke kjent. Det er generelt lave konsentrasjoner av As i sediment fra Harstad havn (Evenset & Christensen 2009). Nivået av Hg var høyest i referanseprøven (tilstandsklasse II), og Hg-konsentrasjonen var lavere i samtlige prøver etter utplassering. I noen analyser av avløpsvann fra kommunal kloakk har det blitt målt forhøyde nivåer av Hg (Kvennås & Nybakk 2009). Rigg nr. 13 var plassert i umiddelbar nærhet av utslipp av avløpsvann, men heller ikke i denne prøven hadde Hg-nivåene økt etter utplassering, selv om Hg-nivået ved inntak fremdeles tilsvarte tilstandsklasse II. I skjellene utplassert på rigg nr. 11 (Seljestad v/tidligere Danielsen skraphandel) ble det målt et noe forhøyet Cu-nivå (tilstandsklasse II) i blåskjell. DGT-analysen viste imidlertid et relativt lavt Cu-nivå i den løste vannfraksjonen fra samme stasjon.

**Tabell 14. Konsentrasjoner av utvalgte metaller (mg/kg tørrstoff (TS)) i blåskjell som var utplassert på rigger nær tidligere identifiserte landbaserte kilder til miljøgifter i Harstad havn. Referanse er blåskjell før utsett i sjø, dvs. blåskjell direkte fra oppdretter. Fargekoder representerer tilstandsklasser i henhold til KLIFs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær *et al.* 1997).**

	Ref.	Rigg	Rigg 3	Rigg	Rigg	Rigg 7	Rigg 9	Rigg	Rigg	Rigg	Rigg
TS (%)	17,5	17,7	16,2	16,7	-	14,2	16,4	11,2	14,7	14,8	15,8
Ag	< 0,2	< 0,3	< 0,4*	< 0,4*	< 0,7*	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
As	12,6	14,6	13,3	14,2	19,4	17,1	16,3	20,3	16,8	17,8	14,6
Cd	0,87	0,55	0,60	0,59	1,27	0,86	0,80	0,78	1,40	0,94	1,09
Cr	0,54	0,52	0,37	0,40	0,66	0,42	0,44	0,45	2,02	0,49	0,81
Cu <sup>1</sup>	4,46	6,79	4,24	7,59	4,03	7,61	6,84	16,8	9,89	6,87	6,92
Hg	0,48	0,20	0,12	0,16	0,09	0,16	0,16	0,21	0,18	0,2	0,13
Ni	0,47	0,624	0,42	0,39	0,48	0,35	0,56	0,62	1,52	0,99	1,09
Pb	0,39	0,58	0,6723	0,41	0,61	0,74	1,23	1,32	1,71	1,19	0,97
Zn <sup>1</sup>	84,3	94,2	91,3	51,2	132	68,3	130	96,7	81,5	124	83,1

<sup>1</sup> Blåskjell har evne til å regulere konsentrasjoner ved moderate konsentrasjoner

\*deteksjonsgrense ligger i tilstandsklasse II. Det er derfor ikke mulig å vurdere eksakt tilstandsklasse.

Klasse I	Klasse II	Klasse III	Klasse IV	Klasse V
----------	-----------	------------	-----------	----------

## 4. OPPSUMMERING OG KONKLUSJONER

---

### 4.1 Avløpsvann

Nivåene av metaller, PAH og PCB i avløpsvann var sammenlignbare med de som er vanlige i norsk avløpsvann. På grunn av store volumer har sannsynligvis avløpsvann vært en kilde til miljøgifter til Harstad havn. Tidligere var det mange utslippspunkter spredt rundt i Harstadbotn, mens avløpene i dag er mye mer samlet. Avløpsvannet føres dessuten ut lengre ut mot åpen sjø, hvor vannutskiftingen er bedre enn inne i fjorden. Noe miljøgifter vil trolig fremdeles tilføres Harstad havn via avløpsvann, så det er viktig at prosessen med innføring av primærrensing følges opp slik at rekontaminering av sediment forhindres etter at tiltak iverksettes. Primærrensing vil føre til at en del partikkelbundne miljøgifter holdes tilbake, mens vannløste forbindelser fremdeles vil transporters ut i sjø. Det vil derfor være viktig å få på plass overvåkingsrutiner, som raskt kan avdekke eventuelle økninger i miljøgifts konsentrasjoner når renseanleggene er på plass.

### 4.2 Hg i sediment

Det ble målt relativt høye nivåer av Hg i overflatesediment (0 – 0,5 cm) fra hele det undersøkte området. Nivåene var imidlertid høyere i dypere sedimentlag enn i overflaten. Høye nivåer i overflatesedimentet kan indikere en aktiv kilde, men det er også mulig at ulike prosesser i sedimentet (diffusjon, bioturbasjon) er årsak til at nivåene i overflaten fremdeles er høye. Analyser av blåskjell utplassert på 10 ulike stasjoner ga ingen indikasjoner på betydelige tilførsler av Hg til vannmassene. NGI (Kvernås & Nybakk 2009) fant høye nivåer av Hg i sedimentfeller utplassert i havneområdet i 2008, og en analyse av avløpsvann fra kloakk viste høye nivåer av Hg. Senere analyser av avløpsvann har imidlertid ikke bekreftet den høye Hg-verdien målt i 2008. En av riggene som ble benyttet i foreliggende prosjekt ble plassert like ved utløpsrøret for kloakk ved Hamneset (Stasjon 14). Hvis det foregikk store utslipp av Hg i perioden riggene var utplassert ville man forvente seg økte nivåer av Hg i de utplasserte blåskjellene, men dette var ikke tilfelle. Bioturbasjon og diffusjon kan være årsak til høye Hg-nivåer i overflatesediment. Hva som var årsaken til de høye Hg-nivåene NGI fant i sedimentfeller er ikke kjent, ettersom stor tilførsel av Hg til Harstad havn ikke ble bekreftet av foreliggende undersøkelse.

### 4.3 Metaller i vann og blåskjell

Analyser av utplasserte DGT'er viste at det var lave - moderate konsentrasjoner av vannløste metaller de fleste steder i Harstad havn. Unntakene var Cu på stasjon 4 og 5, ved Harstad Marina, og Zn på stasjon 15, ved Gansås. Bunnsmurning fra småbåter kan være en kilde for Cu på stasjon 4. Blåskjell fra samme stasjon hadde et noe høyere nivå av Cu enn referanseprøven, men nivået i blåskjell tilsvarte likevel tilstandsklasse I. NGI fant høye Cu-nivåer i materiale samlet inn i sedimentfeller utplassert innerst i Harstadbotn.

Hva kilden til Zn på stasjon 15 eventuelt kan være er usikkert. De forhøyde nivåene av Cu og Zn bør imidlertid bekreftes ved flere analyser før eventuelle tiltak mot kilder vurderes. Det var ikke utplassert blåskjell på stasjon 15. Cu- og Zn-konsentrasjonene var generelt nærmest PNEC-verdier for vann (Bakke *et al.* 2007), mens de andre målte metallene hadde konsentrasjoner som var betydelig lavere enn PNEC.

#### 4.4 PAH i SPMD'er og blåskjell

Analyser av SPMD'er og blåskjell viser at det sannsynligvis skjer en viss utlekking av PAH-forbindelser til vannmassene. Resultatene tyder på mest utlekking innerst i Harstadbotn, samt fra Seljestad. Kildene kan være fyllinger på land. Transport av grunnvann gjennom sedimentene kan imidlertid være en annen årsak til økte PAH-nivåer i vannmassene. Dersom grunnvann transporteres gjennom sjøbunnsediment vil dette føre til en økt transport av miljøgifter fra sedimentene (adveksjon, se delrapport 4). Det ble målt relativt lave konsentrasjoner av PAH (tilsvarende tilstandsklasse I) i samtlige blåskjellprøver. Den høyeste PAH-konsentrasjonene ble målt i skjell utplassert på stasjon 1 (Harstadbotn) på samme sted som forhøyde PAH-nivåer ble målt i SPMD.

#### 4.5 PCB i SPMD'er og blåskjell

Det ble ikke detektert PCB i noen av SPMD'ene. Det ble målt lave nivåer av PCB i blåskjell som var utplassert i havneområdet. Disse resultatene tyder på at eventuell utlekking av PCB fra kildene på land i de undersøkte områdene er begrenset.

#### 4.6 TBT i SPMD'er og blåskjell

Både analyser av SPMD'er og blåskjell viste at Harstad havn fremdeles tilføres TBT. Kilder er eiendommer hvor det har vært eller fremdeles er skipsverftsaktivitet, gamle fyllinger, samt sannsynligvis utslipp fra dagens verftsaktiviteter (rester av TBT-holdig maling på eldre skip). De høyeste TBT-nivåene ble målt i prøver fra riggene som sto på vestsiden av Harstadbotn. Grunnvannstransport gjennom sedimentene kan imidlertid også ha ført til forhøyde TBT-nivåer i vannmassene.

#### 4.7 Rangering av kilder

Det vil alltid være vanskelig å kvantifisere bidrag fra ulike kilder i et havneområde hvor det foreligger mange potensielle kilder. Bidrag fra ulike kilder vil til en viss grad "gli inn i hverandre" og i Harstad havn hvor det til dels er svært grunt vil bidraget fra sediment lett kunne maskere bidraget fra landkilder.

**Prioritet 1)** Basert på resultater fra tidligere undersøkelser, samt resultatene fra foreliggende undersøkelse vurderer vi skipsverftene til å være den viktigste eksisterende kilden i dag. Det vil derfor være viktig å få på plass systemer som reduserer utslipp fra verftsdriften.

**Prioritet 2)** Avløpsvann er en annen pågående kilde til miljøgifter, selv om det er usikkert i hvor stor grad utslipp et stykke ute i fjorden påvirker sedimentet i det sentrumsnære havneområdet. Det vil uansett være viktig å få på plass rensing som reduserer utslippene av miljøgifter. Dette må også gjøres for å møte kravene i EUs avløpsdirektiv.

**Prioritet3)** Når det gjelder forurensset grunn så er en rangering av kilder meget vanskelig. Årsaken til dette er at bidrag fra ulike kilder som ligger relativt tett "glir inn i hverandre" i havneområdet. Videre viser resultatene fra foreliggende studie og tidligere studier at ulike fyllinger/eiendommer bidrar med ulike miljøgifter. Resultatene fra foreliggende studie viser at det sannsynligvis lekker ut en del PAH, Cu og Zn fra fyllingene Seljestad, Mathiassen og Harstadbotn. Det var imidlertid ikke noe som tydet på utlekking av PCB. Resultatene tyder også på at det lekker TBT fra eiendommene med skipsverftsaktiviteter (Kaarbø (tidligere undersøkelser), Mathiassen, Danielsen og Hamek). På eiendommer med skipsverftsaktivitet er det umulig å skille mellom bidrag fra selve driften og utlekking fra grunnen ved bruk av prøvetakere i sjø alene. For å gjøre det må det gjennomføres et meget omfattende prøvetakingsprogram der mengder i driftsvann måles over tid og sammenlignes med nivåer i sigevann fra mange ulike punkter på eiendommen.



Resultatene viste imidlertid at det først og fremst er vannløste forbindelser (unntatt for TBT hvor sannsynligvis en del var partikkelbunden) som lekker ut. En del av de vannløste forbindelsene vil fraktes ut av havneområdet og således ikke bidra til rekontaminering av sedimentet i havneområdet.

Resultatene fra foreliggende undersøkelse viser at utlekkingen fra land i dag sannsynligvis ikke er så stor at den vil være til hinder for tiltaksgjennomføring. Det må likevel understrekes at det kan ligge forurensning som i dag er forseglet på deponiene og som kan begynne å lekke i fremtiden. Overvåking av utlekking fra eiendommer med forurenset grunn bør derfor gjennomføres dersom tiltak på land ikke inkluderes i tiltaksplanen.

## 5. REFERANSER

---

**Bakke, T., G. Breedveld, T. Källquist, A. Oen, E. Eek, A. Ruus, A. Kibsgaard, A. Helland & K. Hylland** 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljø i vann og sediment (TA-2229/2007).

**Blytt, L.D. & M. Rawcliffe** 2010. Veiledning for å tolke og bruke analyseresultater av miljøgifter i avløpsvann Aquateam - Norsk vannteknologisk senter A/S Rapport nr:09-038, Prosjekt nr: O-08076.

**Evenset, A. & G.N. Christensen** 2009. Miljøgifter i marine sedimenter og organismer fra Harstad havn. Akvaplan-niva rapport 4487-1. 42 s + vedlegg.

**Hobæk, A. & C. Harman** 2006. Miljøgifter i Haukåsvassdraget 2005-2006. NIVA-rapport 5302-2006.

**Huckins, J.N., J.D. Petty & K. Booi** 2006. Monitors of organic chemicals in the environment: Semipermeable membrane devices. Springer, New York.

**ISO 5667-19**:2004. Marine sedimenter: Grabb Prøvetaking - Del 19: Veiledning i sedimentprøvetaking i marine områder.

**Kvennås, M. & A. Nybakk** 2009. Harstad havn. Vurdering av forurensningssituasjonen og behov for tiltak. Norges geologiske Undersøkelser. Rapport 20081405-3.

**Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & J. Sørensen** 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997, 36s.

**Nybakk, A. & R.S. Grini** 2008. Harstad indre havn. Opprydding i forurenset sediment – Planlegging av miljøtiltak. NGI rapport 20071539-1.

**Storhaug, R. & L. Bruås** 2004. Stoff for stoff – kilde for kilde: Kvikksølv i avløpsnett. TA-2039/2004.

**Stortingsmelding nr. 14 (2006–2007)** *Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid.*

## 6. VEDLEGG 1 – ANALYSERESULTATER

---

# Rapport

N1003843

Side 1 (3)

23EQLALGB52



Prosjekt  
Bestnr  
Registrert 2010-06-01  
Utstedt 2010-06-15

Unilab Analyse A/S  
Ingar H. Wasbotten  
Polamiljøseneteret  
N-9296 Tromsø  
Norge

## Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	UA929-21 sediment					
Labnummer	N00104844					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	62.4		%	1	V	MOSA
Hg	0.190	0.036	mg/kg TS	1	F	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-22 sediment					
Labnummer	N00104845					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	21.4		%	1	V	MOSA
Hg	0.759	0.239	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-23 sediment					
Labnummer	N00104846					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	23.3		%	1	V	MOSA
Hg	1.26	0.39	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-24 sediment					
Labnummer	N00104847					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	45.1		%	1	V	MOSA
Hg	1.04	0.33	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-25A sediment					
Labnummer	N00104848					
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	34.8		%	1	V	MOSA
Hg	1.04	0.32	mg/kg TS	1	H	MOSA

# Rapport

N1003843

Side 2 (3)

23EQLALGB52



Deres prøvenavn	UA929-25B sediment					
Labnummer	N00104849					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	50.4		%	1	V	MOSA
Hg	1.61	0.50	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-26A sediment					
Labnummer	N00104850					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	37.7		%	1	V	MOSA
Hg	2.18	0.69	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-26B sediment					
Labnummer	N00104851					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	61.7		%	1	V	MOSA
Hg	5.95	1.85	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-27 sediment					
Labnummer	N00104852					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	58.6		%	1	V	MOSA
Hg	0.475	0.156	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-28 sediment					
Labnummer	N00104853					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	41.4		%	1	V	MOSA
Hg	1.93	0.60	mg/kg TS	1	H	MOSA

Deres prøvenavn	UA929-29 sediment					
Labnummer	N00104854					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	50.8		%	1	V	MOSA
Hg	1.01	0.32	mg/kg TS	1	H	MOSA



\* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	Analyse av tungmetaller (MS-1)  Metode: EPA metoder -modifisert 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-MS) Forbehandling: Sikting 2 mm. Oppslutning: 5 ml kons.HNO <sub>3</sub> +0,5 ml H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> i mikrobølgeovn.

Godkjenner	
MOSA	Morten Sandell, Kjemiker

Underleverandør <sup>1</sup>	
F	AFS  Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087
H	ICP-SFMS  Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087
V	Våtkemi

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside [www.alsglobal.no](http://www.alsglobal.no)

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

<sup>1</sup> Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

Norsk  
Institutt  
for  
Vannforskning

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

# ANALYSE RAPPORT



Navn            Div-CHA  
Adresse

---

Deres referanse:

Vår referanse:

*Dato*

Rekv.nr. 2010-1045

28/6-10

O.nr.    O 26240CHA

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):

ANALYSE  
RAPPORT

Rekv.nr. 2010-1045

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
9	Harstad St.1		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
10	Harstad St.2		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
11	Harstad St.3		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
12	Harstad St.4		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
13	Harstad St.5		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
14	Harstad St.6		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	9	10	11	12	13	14
			m	m	m	m	m	m
Arsen	µg/l	E 8-3						
Kadmium	µg/l	E 8-3	0,0094	0,0095	0,011	0,0093	0,010	0,0095
Krom	µg/l	E 8-3	0,07	0,09	0,04	0,05	0,06	0,04
Kobber	µg/l	E 8-3	0,18	0,30	0,26	5,0	0,96	0,41
Nikkel	µg/l	E 8-3	0,11	0,13	0,11	0,12	0,12	0,11
Bly	µg/l	E 8-3	0,011	0,017	0,0090	0,0061	0,092	0,0096
Sink	µg/l	E 8-3	1,1	1,5	1,4	0,90	2,6	1,2
DGT10		Intern*	✓	✓	✓	✓	✓	✓

m : Analyseresultat mangler.

✓ : Analysen utført.

\* : Metoden er ikke akkreditert.



# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-1045

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve-merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
15	Harstad St.7		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
16	Harstad St.8		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
17	Harstad St.9		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
18	Harstad St.10		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
19	Harstad St.11		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
20	Harstad St.12		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
21	Harstad St.13		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	15	16	17	18	19	20	21
			m	m	m	m	m	m	m
Arsen	µg/l	E 8-3	m	m	m	m	m	m	m
Kadmium	µg/l	E 8-3	0,0093	0,011	0,0094	0,0097	0,0080	0,010	0,0096
Krom	µg/l	E 8-3	0,04	0,04	0,04	0,08	0,04	0,06	0,05
Kobber	µg/l	E 8-3	0,27	0,43	0,24	0,19	0,11	0,28	0,086
Nikkel	µg/l	E 8-3	0,13	0,12	0,11	0,12	0,090	0,12	0,11
Bly	µg/l	E 8-3	0,016	0,014	0,0090	0,0085	0,0071	0,0061	0,0050
Sink	µg/l	E 8-3	1,4	2,0	1,2	0,76	0,48	0,87	0,32
DGT10			✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Intern*									

m : Analyseresultat mangler.

✓ : Analysen utført.

\* : Metoden er ikke akkreditert.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-1045

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve-merket	Prøvetakings-dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
22	Harstad St.14		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25
23	Harstad St.15		2010.05.28	2010.06.25-2010.06.25

Analysevariabel	Prøvenr		22	23
	Enhet	Metode		
Arsen	µg/l	E 8-3	m	m
Kadmium	µg/l	E 8-3	0,010	0,0094
Krom	µg/l	E 8-3	0,06	0,06
Kobber	µg/l	E 8-3	0,27	0,22
Nikkel	µg/l	E 8-3	0,12	0,12
Bly	µg/l	E 8-3	0,014	0,050
Sink	µg/l	E 8-3	0,74	11,7
DGT10		Intern*	✓	✓

m : Analyseresultat mangler.

✓ : Analysen utført.

\* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

Eva Hagebø  
Cand.scient. i miljøkjemi

Over 35 days, it would be relatively surprising to observe significant dissipation of BeP-d10 and Chrysene-d12, since this would correspond to high sampling rates. Only data from 3 sampling stations appear to show only minimal losses (not tested) of these PRCs. These sites are stations 4, 11 and 13. Very important losses of these PRC compounds could be observed for stations 10 and 12. Dissipation/sampling rates for these compounds do not agree with the remaining PRC data. The only reasonable explanation for these losses is photodegradation. A combination of deployment of the samplers close to the surface of the water and midnight sun is likely to have contributed to photo-transformation of deuterated PAH (PRCs). This is likely to affect various compounds (absorbed PAHs and spiked PRC) differently.

	% PRC remaining in the sampler after exposure (t=35 days)	
	Chrysene- <i>d</i> <sub>12</sub>	Benzo[a]pyrene- <i>d</i> <sub>10</sub>
Station 1	89	82
Station 2	80	72
Station 3	74	63
<b>Station 4</b>	<b>90</b>	<b>91</b>
Station 5	81	76
Station 6	62	50
Station 7	82	75
Station 8	55	41
Station 9	61	49
Station 10	38	24
<b>Station 11</b>	<b>93</b>	<b>92</b>
Station 12	25	15
<b>Station 13</b>	<b>92</b>	<b>94</b>
Station 14	85	80
Station 15	63	53

- It is very likely that PRC data from Sites 1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14 and 15 is unreliable due to this photodegradation.
- PRC data from sites 4, 11 and 13 (possibly 1 and 14) is likely to be adequate for estimating sampling rates for these sites
- We propose to use the mean of the sampling rates from Sites 4,11 and 13 to calculate sampling rates for remaining sites for which photodegradation was observed
- Since photodegradation also affect absorbed PAHs, actual dissolved PAH concentrations are likely to be higher than those calculated (since masses absorbed are likely to be lower than if no photodegradation occurred)
- Photodegradation is less likely to be affecting PCBs and TBT datasets
- Only PRC data with dissipation > 20 % was used to estimate sampling rates
- Sampling rates were calculated following procedures describes in Huckins *et al.*, 2006

	Sampling rates $R_s$ for PRC analogues (L/d)				
	Station 1	Station 4	Station 11	Station 13	Station 14
ACE-d10	1.8	2.7	2.7	3.3	3.4
FLE-d10	2.5	3.9	4.0	5.1	4.9
PHE-d10	2.9	5.3	5.1	5.7	5.3
CHRY-d12	-	-	-	-	-
BeP-d10	-	-	-	-	-

### **PCB data**

All data is below LODs

Station	Dissolved concentrations (ng/L)						
	CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180
1	<0.01	<0.011	<0.026	<0.016	<0.035	<0.033	<0.024
2	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.010	<0.011	<0.015
3	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.020	<0.011	<0.015
4	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.021	<0.011	<0.015
5	<0.007	<0.02	<0.024	<0.02	<0.022	<0.021	<0.015
6	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.022	<0.011	<0.015
7	<0.007	<0.014	<0.016	<0.01	<0.022	<0.021	<0.015
8	<0.007	<0.007	<0.008	<0.01	<0.011	<0.011	<0.015
9	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.011	<0.011	<0.015
10	<0.007	<0.007	<0.016	<0.01	<0.011	<0.011	<0.015
11	<0.007	<0.007	<0.008	<0.01	<0.011	<0.011	<0.015
12	<0.007	<0.035	<0.04	<0.03	<0.032	<0.031	<0.015
13	<0.006	<0.006	<0.014	<0.008	<0.009	<0.009	<0.012
14	<0.006	<0.006	<0.014	<0.009	<0.02	<0.009	<0.013
15	<0.007	<0.015	<0.016	<0.01	<0.022	<0.021	<0.015

	Dissolved concentration (ng/L)*														
Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
$R_s$	PRC**	Calc.**	Calc.	PRC	Calc.	Calc.	Calc.	Calc.	Calc.	Calc.	PRC	Calc.	PRC	PRC	Calc.
ACY	0.34	0.17	0.16	<0.08	<0.09	0.11	<0.09	0.11	0.10	<0.09	<0.09	<0.09	<0.08	<0.08	<0.09
ACE	3.2	2.5	2.3	1.6	2.3	2.9	1.9	2.9	3.4	4.1	0.92	2.7	0.35	3.3	2.1
FLE	5.0	4.0	3.7	3.7	4.7	6.9	3.1	6.1	7.3	9.9	2.7	6.7	1.2	2.8	7.6
DBTHI	0.80	0.65	0.46	0.55	0.79	0.89	0.48	0.80	1.0	1.5	0.44	1.0	0.14	0.46	0.98
PHE	9.4	6.9	6.0	5.9	8.1	9.8	4.9	8.9	10.7	16.1	4.5	11.6	2.1	5.3	10.7
ANT	0.36	0.18	0.26	0.29	0.29	0.25	0.26	0.23	0.34	0.45	0.16	0.31	0.05	0.18	0.38
FLUO	1.3	0.77	0.89	0.57	1.5	0.83	0.70	0.77	1.3	1.2	0.50	0.96	0.31	0.73	0.64
PYR	1.2	0.71	0.32	0.60	1.2	0.45	0.71	0.44	0.77	0.64	0.43	0.37	0.13	0.29	0.64
BaA	0.12	0.073	0.066	0.052	0.15	0.045	0.093	0.046	0.079	0.079	0.053	0.054	0.028	0.041	0.036
CHRY	0.37	0.21	0.079	0.084	0.19	0.079	0.098	0.065	0.14	0.14	0.072	0.079	0.028	0.050	0.072
BbjF	0.22	0.12	0.056	0.083	0.35	0.065	0.23	0.090	0.077	0.077	0.045	0.043	<0.03	<0.03	<0.03
BkF	<0.05	<0.03	<0.03	<0.03	0.13	<0.03	0.08	0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
BeP	0.35	0.19	0.05	0.09	0.36	0.06	0.24	0.09	0.09	0.08	0.05	0.03	<0.03	<0.03	<0.03
BaP	<0.05	<0.03	<0.03	<0.03	0.09	<0.03	0.05	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
PER	0.08	0.05	<0.04	<0.04	0.06	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.03	<0.03	<0.04
IcdP	<0.07	<0.04	<0.04	0.04	0.13	<0.04	0.09	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.03	<0.04	<0.04
DBahA	<0.08	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.04	<0.04	<0.05
BghiP	0.15	0.07	<0.04	0.07	0.20	<0.04	0.13	0.07	<0.04	0.05	<0.04	<0.04	<0.03	<0.04	<0.04

\*These values are only indicative and should be treated with care. A significant uncertainty in sampling rates can be expected for some of the sites and photo-transformation of absorbed PAHs further increase the uncertainty in estimates of dissolved concentrations

\*\*PRC: Sampling rates calculated using PRC data; Calc.: Mean of sampling rates from stations 1, 4, 11, 13, and 14

	Dissolved concentration (ng/L)														
Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
TBT	5.2	3.5	4.9	4.9	57.7	15.8	37.9	18.1	12.9	21.4	34.6	31.3	1.4	2.8	6.8

- Dissolved PAH concentrations are likely to be higher than those presented in the table above since photodegradation of some of the PAHs is likely to have occurred
- Stations 5 and 7 also show slight accumulation of triphenyltin (TPHT)

# Rapport

N1003825

Side 1 (8)

24S0DXJC688



Prosjekt  
Bestnr  
Registrert 2010-06-01  
Utstedt 2010-07-01

Unilab Analyse AS  
Ingar H. Wasbotten

Polarmiljøseneteret  
N-9296 Tromsø  
Norge

## Analyse av biologisk materiale

Deres prøvenavn	UA 929/1 Blåskjell					
Labnummer	N00104777					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) <sup>2</sup>	17.5		%	1	W	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.2		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	12.6	3.4	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.867	0.169	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.540	0.147	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	4.46	0.84	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.475	0.153	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.465	0.131	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.386	0.093	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	84.3	17.6	mg/kg TS	1	H	IEA



Deres prøvenavn		UA 929/11 Blåskjell				
Labnummer		N00104787				
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	17.7		%	1	W	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	14.6	3.8	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.554	0.105	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.521	0.153	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	6.79	1.30	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.204	0.074	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.624	0.197	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.583	0.122	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	94.2	19.0	mg/kg TS	1	H	IEA

Deres prøvenavn		UA 929/12 Blåskjell				
Labnummer		N00104788				
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	16.2		%	1	W	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.4		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	13.3	3.5	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.602	0.115	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.373	0.136	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	4.24	0.82	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.118	0.051	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.416	0.118	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.673	0.140	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	91.3	20.2	mg/kg TS	1	H	IEA





Deres prøvenavn		UA 929/13 Blåskjell				
Labnummer		N00104789				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	16.7		%	1	W	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.4		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	14.2	3.8	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.585	0.113	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.400	0.108	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	7.59	1.45	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.160	0.083	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.389	0.108	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.406	0.085	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	51.2	10.4	mg/kg TS	1	H	IEA

Deres prøvenavn		UA 929/14 Blåskjell				
Labnummer		N00104790				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	note		%	1	1	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.7		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	19.4	5.2	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	1.27	0.24	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.657	0.175	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	4.03	0.77	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.0880	0.0490	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.481	0.142	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.611	0.146	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	132	28	mg/kg TS	1	H	IEA
Tørrstoff ikke rapportert pga feil under utveing.						

Deres prøvenavn		UA 929/15 Blåskjell				
Labnummer		N00104791				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	14.2		%	1	W	IEA
Ag <sup>+</sup>	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	17.1	4.5	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.858	0.163	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.424	0.113	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	7.61	1.44	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.158	0.080	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.348	0.101	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.742	0.153	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	68.3	13.6	mg/kg TS	1	H	IEA



Deres prøvenavn		UA 929/16 Blåskjell				
Labnummer		N00104792				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	16.4		%	1	W	IEA
Ag*	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	16.3	4.3	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.804	0.155	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.437	0.120	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	6.84	1.28	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.155	0.081	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.564	0.157	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	1.23	0.25	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	130	25	mg/kg TS	1	H	IEA

Deres prøvenavn		UA 929/17 Blåskjell				
Labnummer		N00104793				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	11.2		%	1	W	IEA
Ag*	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	20.3	5.5	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.784	0.153	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.446	0.207	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	16.8	3.2	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.207	0.074	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.615	0.180	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	1.32	0.27	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	96.7	19.0	mg/kg TS	1	H	IEA

Deres prøvenavn		UA 929/18 Blåskjell				
Labnummer		N00104794				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)*	14.7		%	1	W	IEA
Ag*	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	16.8	4.4	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	1.40	0.28	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	2.02	0.55	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	9.89	1.89	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.179	0.065	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	1.52	0.41	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	1.71	0.35	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	81.5	16.4	mg/kg TS	1	H	IEA



Deres prøvenavn		UA 929/19 Blåskjell				
Labnummer		N00104795				
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) <sup>a</sup>	14.8		%	1	W	IEA
Ag <sup>a</sup>	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	17.8	4.7	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	0.944	0.195	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.486	0.129	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	6.87	1.31	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.200	0.072	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	0.992	0.273	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	1.19	0.24	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	124	25	mg/kg TS	1	H	IEA

Deres prøvenavn		UA 929/20 Blåskjell				
Labnummer		N00104796				
Analyse	Resultater	Usikkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) <sup>a</sup>	15.8		%	1	W	IEA
Ag <sup>a</sup>	<0.3		mg/kg TS	1	S	MOSA
As	14.6	3.9	mg/kg TS	1	H	IEA
Cd	1.09	0.21	mg/kg TS	1	H	IEA
Cr	0.812	0.214	mg/kg TS	1	H	IEA
Cu	6.92	1.32	mg/kg TS	1	H	IEA
Hg	0.126	0.052	mg/kg TS	1	H	IEA
Ni	1.09	0.31	mg/kg TS	1	H	IEA
Pb	0.974	0.197	mg/kg TS	1	H	IEA
Zn	83.1	18.6	mg/kg TS	1	H	IEA



\* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Analyse av blåskjellpakke-uorganisk (M-4)</p> <p>Metode: EPA metoder 200.7 og 200.8 (modifisert) Tørrestoffbestemmelse er utført ved 105 °C etter svensk standard SS 028113. Analyseprøven er tørket ved 50 °C og elementinnholdet er TS-korrigert.</p> <p>Oppslutning: Salpetersyre og H2O2 i mikrobølgeovn.</p>

Godkjenner	
IEA	Inger Eikebu Alfsen, Kjemiker
MOSA	Morten Sandell, Kjemiker

Underleverandør <sup>1</sup>	
H	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Auronum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>
S	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Auronum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>
W	<p>Våtkemi</p>
1	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Auronum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside [www.alsglobal.no](http://www.alsglobal.no)

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

<sup>1</sup> Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

**Bilag**

Kode: MET10-603_070523		Side: 1 av 5
Mal for analyserapport		Redigert av: LHA
		Erstatter: MET10-603_041020
Levende dok.: ja	Ekstraoriginal lab: 0	Ansvarlig/autorisert:

Side 1 av 5



Polarmiljøseneteret, 9296 TROMSØ  
 Foretaksnr.: NO 950 614 110 MVA  
 Tel: 77 75 03 50  
 Fax: 77 75 03 01

# ANALYSE RAPPORT



**Kunde:** APN  
**Kunde referanse:** Tromsø Havn og Harstad Havn  
**Kontaktperson:** Anita Evenset  
**Adresse:** Polarmiljøseneteret  
**Postnr./sted:** 9296 Tromsø  
**Tel:** 77750311  
**Fax:** 77750301

Dato: 21.06.2010

Rapport nr.: UA 929 hc-b  
 Analyseparameter(e): PAH 16 EPA i Biota  
 Kontaktperson: May-Helen Holm

Analyseansvarlig: May-Helen Holm (sign.)

Underskriftsberettiget: Haune Foshaug (sign.)

Prøvene ble levert ved Unilab Analyse AS av oppdragsgiver, og merket som angitt i tabellen nedenfor.

Prøve id. Unilab	Kundens id.	Matrix	Prøvens beskaffenhet ved mottak	Mottatt Unilab	Analyseperiode
929/1	referanse	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/11	Harstad st. 1	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/12	Harstad st. 3	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/13	Harstad st. 4	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/14	Harstad st. 6	blåskjell	frossen	280510	310510-170610

**Bilag**

Kode: MCT10-603_070523		Side: 2 av 5
		Rediger: av: LHA
<b>Mal for analyserapport</b>		Erstatter: MET10 603_C41020
Levende dok.: ja	Ekstraoriginal lab: 0	Ansvarlig/autorisert:

Side 2 av 5

929/15	Harstad st. 7	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/16	Harstad st. 9	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/17	Harstad st. 11	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/18	Harstad st. 12	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/19	Harstad st. 13	blåskjell	frossen	280510	310510-170610
929/20	Harstad st. 14	blåskjell	frossen	280510	310510-170610

Analysene gjelder bare for de prøver som er testet. De oppgitte analyseresultat omfatter ikke feil som måtte følge av prøvetagningen, inhomogenitet eller andre forhold som kan ha påvirket prøver, før den ble mottatt av laboratoriet. Rapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. En eventuell klage skal leveres laboratoriet senest en måned etter mottak av analyseresultat.

**Prøvene ble analysert med følgende resultater (metodeprinsipp og analyseusikkerhet er gitt i egne dokument).**

**Bilag**

Kode: MCT10-603_070523		Side: 3 av 5
<b>Mal for analyserapport</b>		Rediger: av: LHA
		Erstatter: MET10 603_C41020
Levende dok.: ja	Ekstraoriginal lab: 0	Ansvarlig/autorisert:

Side 3 av 5

**Innhold av polysykliske aromatiske forbindelser i biota (µg/kg våtvekt)**
**Metode i.d.:** UA-PAH-b-lut/msd

Prøve id.	
Unilab	929/1
Naphthalene	<1,38
Acenaphthylene	0,056
Acenaphthene	<0,42
Fluorene	0,509
Phenanthrene	1,39
Antracene	<1,44
FLuoranthene	1,02
Fyrene	0,939
Benzo(a)anthracene	< 0,25
Chrysen	<1,18
Benzo(b)fluoranthene	0,532
Benzo(k)fluoranthene	0,200
Benzo(a)pyrene	<0,44
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<0,10
Benzo(ghi)perylene	0,479
Dibenzo(ε,h)anthracene	0,103
<b>SUM 16 EPA*</b>	<b>8,1</b>

**Bilag**

Kode: MCT10-603_070523		Side: 4 av 5
<b>Mal for analyserapport</b>		Rediger: av: LHA
		Erstatter: MET10 603_C41020
Levende dok.: ja	Ekstraoriginal lab: 0	Ansvarlig/autorisert:

Side 4 av 5

**Metode i.d.: UA-PAH-b-lut/msd**

Prøve id. Unilab	929/11	929/12	929/13	929/15
Naphthalene	1,87	<1,38	<1,38	<1,38
Acenaphthylene	0,187	<0,027	<0,027	0,14
Acenaphthene	1,04	<0,42	<0,42	0,74
Fluorene	6,90	2,34	1,42	4,40
Phenanthrene	15,10	2,72	1,38	8,52
Antracene	<1,44	<1,44	<1,44	<1,44
Fluoranthene	6,12	1,13	<0,70	3,58
Pyrene	6,63	0,869	<0,72	3,62
Benzo(a)anthracene	0,461	<0,25	<0,25	0,41
Chrysene	3,63	<1,18	<1,18	2,40
Benzo(b)fluoranthene	0,778	<0,45	<0,45	0,60
Benzo(k)fluoranthene	0,217	<0,14	<0,14	0,21
Benzo(a)pyrene	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<0,40	<0,40	<0,40	<0,4
Benzo(ghi)perylene	0,305	<0,27	<0,27	0,46
Benzo(e,h)anthracene	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
<b>SUM 16 EPA*</b>	45	11	6,7	27



**Bilag**

Kode: MCT10-603_070523		Side: 5 av 5
<b>Mal for analyserapport</b>		Rediger: av: LHA
		Erstatter: MET10 603_C41020
Levende dok.: ja	Ekstraoriginal lab: 0	Ansvarlig/autorisert:

Side 5 av 5

**Metode i.d.: UA-PAH-b-lut/msd**

Prøve id. Unilab	929/16	929/17	929/18	929/19	929/20
Naphthalene	<1,38	<1,38	<1,38	<1,38	<1,38
Acenaphthylene	0,08	0,14	0,32	0,04	0,07
Acenaphthene	0,74	<0,42	0,61	<0,42	0,62
Fluorene	4,00	2,25	3,47	0,28	1,23
Phenanthrene	8,62	4,58	10,68	1,19	3,71
Antracene	<1,44	<1,44	<1,44	<1,44	<1,44
Fluoranthene	3,91	2,18	6,71	1,06	4,08
Pyrene	3,41	2,31	5,59	1,06	2,44
Benzo(a)anthracene	0,32	<0,25	0,58	<0,25	0,36
Chrysene	1,86	<1,18	3,30	<1,18	1,56
Benzo(b)fluoranthene	<0,45	<0,45	0,67	<0,45	<0,45
Benzo(k)fluoranthene	0,15	<0,14	0,20	<0,14	0,17
Benzo(a)pyrene	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44	<0,44
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4	<0,4
Benzo(ghi)perylene	<0,27	0,46	0,60	0,85	0,38
Uibenzo(ε,h)anthracene	<0,050	<0,050	0,06	<0,050	<0,050
<b>SUM 16 EPA*</b>	25	15	35	7,6	17

**ANMERKNINGER:**

Analyserne er akkreditert.

\*Ved beregning av sum er 1/2 LOQ benyttet for konsentrasjoner mindre enn LOQ.

Prøve 929/14 gikk tapt under opparbeiding

\*\* for prøve 929/7 og 929/8 er det oppgitt sum av Benzo(b)fluoranthene og Benzo(k)fluoranthene pga koeleuring mellom dem

Akvaplan NIVA  
Att.: Anita Evenset  
Polarmiljøsenteret  
9296 Tromsø

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00  
Bankgiro: 5010 05 91828  
SWIFT: DNBANOKK  
Foretaksnr.: 855869942  
www.niva.no  
niva@niva.no

*Deres referanse*  
Anita Evenset

*Deres brev av*

*Vår referanse*

*Dato*  
23.09.2010

*J.nr. 1578/10*  
*S.nr. O 10196 05*  
*Rekv.nr.2010-1137*

## Analyse av PCB og TBT i blåskjell

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.

Analysen av TBT er utført ved ALS.

Med vennlig hilsen  
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

  
Alfild Kringstad

Direkte linje +47 98 22 77 64  
E-Mail: alfild.kringstad@niva.no

# ANALYSE RAPPORT

Norsk Institutt for Vannforskning  
Gautstadalléen 21  
0349 Oslo  
Tel: 22 18 51 00  
Fax: 22 18 52 00

Navn Akvaplan NIVA  
Adresse

Deres referanse:	Vår referanse:	Dato
Anita Evenset	Rekv.nr. 2010-1137 O.nr. O 10196 05	23.09.2010

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	929/11		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
2	929/12		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
3	929/13		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
4	929/14		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
5	929/15		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02

Analysevariabel	Prøvenr Enhet	1	2	3	4	5
Fett	% pr. t.v.	8,0	9,0	8,7	8,7	6,2
PCB-28	µg/kg t.v.	0,37	0,32	0,75	0,34	<0,3
PCB-52	µg/kg t.v.	s0,91	s0,51	0,76	0,78	0,67
PCB-101	µg/kg t.v.	s1,3	s0,95	s1,1	s1,2	s0,97
PCB-118	µg/kg t.v.	0,96	0,77	1,0	1,1	0,85
PCB-153	µg/kg t.v.	1,9	1,5	1,6	1,7	1,4
PCB-138	µg/kg t.v.	1,6	1,2	1,3	1,4	1,2
PCB-180	µg/kg t.v.	0,35	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Seven Dutch	µg/kg t.v.	s7,39	s<5,55	s<6,81	s<6,82	s<5,69
Tinnorg. forb. i biol	µg/kg v.v.	u	u	u	u	u

## Kommentarer

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

1 PCB s= Forbindelsen er delvis dekket av en interferens i kromatogrammet av prøven. Det er derfor knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.  
Analysen er utført på frysetørket materiale.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-1137

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
6	929/16		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
7	929/17		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
8	929/18		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
9	929/19		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02
10	929/20		2010.06.07	2010.06.16-2010.07.02

Analysevariabel	Prøvenr Enhet	6	7	8	9	10
Fett	% pr.v.v.	8,1	6,8	9,1	5,7	8,6
PCB-28	µg/kg v.v.	<0,3	<0,3	0,33	<0,3	<0,3
PCB-52	µg/kg v.v.	0,66	0,72	2,3	0,37	0,56
PCB-101	µg/kg v.v.	s1,0	s1,4	3,4	s0,75	s1,2
PCB-118	µg/kg v.v.	0,89	1,1	3,1	0,61	0,93
PCB-153	µg/kg v.v.	1,6	1,9	2,6	0,94	1,5
PCB-138	µg/kg v.v.	1,4	1,7	2,8	0,88	1,3
PCB-180	µg/kg v.v.	<0,3	0,32	0,40	<0,3	<0,3
Seven Dutch	µg/kg v.v.	s<6,15	s<7,44	14,93	s<4,15	s<6,09
Tinnorg. forb. i biol	µg/kg v.v.	u	u	u	u	u

u : Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

PCB s= Forbindelsen er delvis dekket av en interferens i kromatogrammet av prøven. Det er derfor knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

Analysen er utført på frysetørket materiale.

Norsk institutt for vannforskning

*Alfhild Kringstad*  
Alfhild Kringstad

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2010-1137

(fortsettelse av tabellen):

## **VEDLEGG**

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.



Prosjekt  
Bestnr  
Registrert 2010-06-10  
Utstedt 2010-07-02

NIVA  
Bente Lauritzen  
Oslo  
Gaustadalleen 21  
0349 Oslo  
Norway

Revidert rapport som erstatter tidligere rapport med samme nummer.

## Analyse av biologisk materiale

Deres prøvenavn	1137-1 frysetørket biota				
Labnummer	N00106248				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	18.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	150	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn	1137-2 frysetørket biota				
Labnummer	N00106249				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	16.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	130	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE



Deres prøvenavn		1137-3 frysetørket biota			
Labnummer		N00106250			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	16.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	87.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn		1137-4 frysetørket biota			
Labnummer		N00106251			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	5.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	32.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	200	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn		1137-5 frysetørket biota			
Labnummer		N00106252			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	46.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	260	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE



Deres prøvenavn		1137-6 frysetørket biota			
Labnummer		N00106253			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	3.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	28.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	220	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn		1137-7 frysetørket biota			
Labnummer		N00106254			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	7.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	41.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	340	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn		1137-8 frysetørket biota			
Labnummer		N00106255			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	42.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	260	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE





Deres prøvenavn		1137-9 frysetørket biota			
Labnummer		N00106256			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	2.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	6.00	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	30.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE

Deres prøvenavn		1137-10 frysetørket biota			
Labnummer		N00106257			
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	4.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	10.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	57.0	µg/kg	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.00	µg/kg	1	1	MOBE



\* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.
Metode:	DIN 19744
Forbehandling:	Oppslutning med TMAH
Ekstraksjon:	Heksan
Derivatisering:	Propylering
Deteksjon og kvantifisering:	GC-AED
Kvantifikasjonsgrenser:	1,0 µg/kg

Godkjenner	
MOBE	Monica Bendiksen, Kjemiker

Underleverandør <sup>1</sup>	
1	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Strasse 15, 25421 Pinneberg, Tyskland Akkreditering: DAR, registreringsnr. DAC-PL-0040-97

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside [www.alsglobal.no](http://www.alsglobal.no)

Kopi sendt til:

Karin Lang-Ree, NIVA ikke for registrering, 0349 Oslo, Norway.

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

<sup>1</sup> Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

Harstad kommune  
Avløpsvann  
Att: Elin Nicolaysen  
Asbjørn Selsbanesgt 9  
9405 HARSTAD

Dato: 21.01.2011  
Prøve ID: 2009-1227  
ver 1

## ANALYSERESULTATER

*Kopi*

Originalrapport fra underleverandør sendes i posten.

Prøvemottak: 29.05.09

Analyseperiode: 29.05.09 - 16.06.09

2009-1227-1

**Avløpsvann**

Tatt ut: 28.05.09

Parameter	Metode	Resultat	Enhet
PAH-16	2) GC/MS	<b>0,040</b>	µg/l
PCB-7	2) GC/MS	<b>&lt;0,0012</b>	µg/l
Arsen	2) ICP/MS	<b>&lt;30</b>	µg/l
Kadmium	2) ICP/MS	<b>0,099</b>	µg/l
Krom	2) ICP/MS	<b>5,12</b>	ug/l
Kobber	2) ICP/MS	<b>50,3</b>	µg/l
Kvikksølv	2) ICP-MS	<b>0,0597</b>	ug/l
Nikkel	2) ICP/MS	<b>5,14</b>	µg/l
Bly	2) ICP/MS	<b>2,79</b>	µg/l
Sink	2) ICP/MS	<b>64,6</b>	µg/l

2) Utføres av underleverandør

< betyr: Mindre enn

*Liv Nasset*

Liv Nasset  
Teknisk leder kjemi

Kopi til  
Harstad kommune, Kjell Roar Nylund, Asbjørn Selsbanesgt 9, 9405 HARSTAD (E-mail)

Harstad kommune  
Avløpsvann  
Att: Elin Nicolaysen  
Asbjørn Selsbanesgt 9  
9405 HARSTAD

Dato: 21.01.2011  
Prøve ID: 2009-2543  
ver 1

## ANALYSERESULTATER

*Kopi*

Prøvemottak: 20.10.09

Analyseperiode: 20.10.09 - 06.11.09

2009-2543-1

**Avløpsvann**

Tatt ut: 20.10.09

Referanse: Holstneset RA

Parameter	Metode	Resultat	Enhet
PCB-7	2) GC/MS	<b>i.p</b>	µg/l
PAH-16	2) GC/MS	<b>0,120</b>	µg/l
Arsen	2) ICP/MS	<b>1,2</b>	µg/l
Krom	2) ICP/MS	<b>1,26</b>	ug/l
Kobber	2) ICP/MS	<b>35,4</b>	µg/l
Nikkel	2) ICP/MS	<b>2,79</b>	µg/l
Sink	2) ICP/MS	<b>44,3</b>	µg/l
Kadmium	2) ICP/MS	<b>&lt;0,05</b>	µg/l
Bly	2) ICP/MS	<b>1,29</b>	µg/l
Kvikksølv	2) ICP-MS	<b>0,0311</b>	ug/l

2) Utføres av underleverandør

< betyr: Mindre enn



Lisbeth Andersen  
Laboratorietekniker

Kopi til  
Harstad kommune, Kjell Roar Nylund, Asbjørn Selsbanesgt 9, 9405 HARSTAD (E-mail)

Harstad kommune  
Avløpsvann  
Att: Elin Nicolaysen  
Asbjørn Selsbanesgt 9  
9405 HARSTAD

Dato: 21.01.2011  
Prøve ID: 2009-3082  
ver 1

## ANALYSERESULTATER

*Kopi*

Underleverandør ALS.

Prøvemottak: 05.12.09

Analyseperiode: 07.12.09 - 22.12.09

2009-3082-1

**Avløpsvann o.l.annet**

Tatt ut: 01.12.09

Merket: Stangnes syd

Referanse: 1901-SID17135

Parameter	Metode	Resultat	Enhet
Hydrokarboner, C10-12	2) GC-FID	<b>3420</b>	µg/l
Hydrokarboner, C12-16	2) GC-FID	<b>12000</b>	µg/l
Hydrokarboner, C16-35	2) GC-FID	<b>16900</b>	µg/l
Hydrokarboner, C35-40	2) GC-FID	<b>1100</b>	µg/l
Hydrokarboner, C10-C40	2) GC-FID/ISO 9377-2	<b>33500</b>	µg/l

2) Utføres av underleverandør

*Liv Nesset*

Liv Nesset  
Teknisk leder kjemi

Kopi til  
Harstad kommune, Kjell Roar Nylund, Asbjørn Selsbanesgt 9, 9405 HARSTAD (E-mail)

Harstad kommune  
Avløpsvann  
Att: Elin Nicolaysen  
Asbjørn Selsbanesgt 9  
9405 HARSTAD

Dato: 21.01.2011  
Prøve ID: 2010-1331  
ver 2

## ANALYSERESULTATER

*Kopi*

Forhøyet rapporteringsgrense for As pga klorid-forstyrrelse.  
Utført av ALS.

Prøvemottak: 20.05.10

Analyseperiode: 20.05.10 - 11.06.10

2010-1331-1

**Avløpsvann, behandlet**

Tatt ut: 20.05.10

Parameter	Metode	Resultat	Enhet
Arsen	2) ICP/MS	<5	µg/l
Krom	2) ICP/MS	<b>1,69</b>	ug/l
Kobber	2) ICP/MS	<b>21,2</b>	µg/l
Nikkel	2) ICP/MS	<b>2,37</b>	µg/l
Sink	2) ICP/MS	<b>31,7</b>	µg/l
Bly	2) ICP/MS	<b>1,00</b>	µg/l
Kadmium	2) ICP/MS	<b>0,09</b>	µg/l
PAH-16	2) EPA-8270 GC/MS	<b>0,010</b>	µg/l
PCB-7	2) GC/MS	< <b>0,0012</b>	µg/l
Kvikksølv	2) ICP-MS	< <b>0,02</b>	ug/l

2) Utføres av underleverandør

< betyr: Mindre enn

*Liv Nasset*

Liv Nasset  
Teknisk leder kjemi

Kopi til  
Harstad kommune, Kjell Roar Nylund, Asbjørn Selsbanesgt 9, 9405 HARSTAD (E-mail)