



RAPPORT LNR 5221-2006

Dypvannsdeponi Malmøykalven

Undersøkelser av partikkel- og
miljøgiftspredning under
prøvedumping



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Dypvannsdeponi Malmøykalven Undersøkelser av partikkel- og miljøgiftspredning under prøvedumping	Løpenr. (for bestilling) LNR 5221	Dato 15.05.06
	Prosjektnr. Undernr. O-25376	Sider Pris 44+appendix
Forfatter(e) Schaanning, Morten Bjerkeng, Birger Helland, Aud Høkedal, Jo Sørensen, Kai	Fagområde Marine Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Oslofjorden	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo havnevesen (HAV)	Oppdragsreferanse Torild Jørgensen
---	---------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Forurensete sedimenter fra Oslo havn skal mudres og deponeres på 70 m dyp ved Malmøykalven, Indre Oslofjord. I mudringsperioden vil det daglig bli deponert 2-3 leterlass eller 1000-2000 m³ masser/døgn. Denne rapporten beskriver spredning av partikler og miljøgifter i vannmassene etter et prøveutslipp 29.11.05 av 300 m³ forurensete sedimenter fra Bjørvika i det planlagte deponiområdet. Utslipet ble gjort fra splittleker til 4 m dyp uten bruk av nedføringsrør. Partikkelspredningen ble observert på instrumenter utplassert ved bunnen av deponiområdet og på sonder operert manuelt fra overflatefartøyer. I tillegg ble det innsamlet vannprøver for analyser av miljøgifter. Utslipet resulterte i en partikkelsky med opp til 100 mg partikler L⁻¹ (vanlig konsentrasjon = 1-2 mg L⁻¹) som spredte seg langs bunnen til maks. avstand ca 300 m fra dumpstedet og maks høyde 12-13 m over bunnen. Partikkelkonsentrasjonen avtok raskt etter utslippet til ca 5 mg L⁻¹ etter 32 timer. En akustisk basert strømmåler (Doppler) viste at det pågikk en langsom utsynking av restpartikler fra bunnvannet i inntil 5 dager etter utslippet. Det ble ikke observert spredning av partikler eller miljøgifter utover selve deponiområdet, men det ble observert noe innlagring av partikler med høyt innhold av miljøgifter både langs bunnen og i intermedieære vannlag over terskeldypene. For å minske risiko for spredning av miljøgifter utover deponiområdet ble det anbefalt å gjennomføre nedføringen med tiltak tilsvarende de som tidligere er skissert i konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet.</p>

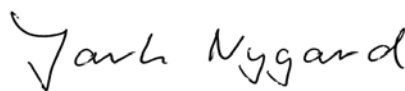
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Dypvannsdeponi 2. Dumping 3. Miljøgifter 4. Spredning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Subsea deposit 2. Dumping 3. Contaminants 4. Dispersion
--	--



Morten Thorne Schaanning
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Ansvarlig

Dypvannsdeponi Malmøykalven

Undersøkelser av partikkel- og miljøgiftspredning under
prøvedumping

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble engasjert av Oslo havnevesen (HAV) til å utføre undersøkelser i forbindelse med prøvedumping av forurensede masser i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven november 2005. Kontaktperson hos HAV har vært Torild Jørgensen. Espen Eek og Arne Pettersen, Norges Geotekniske Institutt, deltok under planlegging og gjennomføring av feltarbeidet. Kai Sørensen hadde ansvaret for instrumenter og utstyr og sørget sammen med skipper og mannskap på FF Trygve Braarud og havnevesenets båter for en teknisk sett vellykket gjennomføring av en forholdvis krevende feltoperasjon. Prosjektleder og ansvarlig for planlegging og det meste av gjennomføringen var Aud Helland. Grunnet sykdom har undertegnede overtatt hovedansvaret for ferdigstilling av rapporten.

Oslo, 15.05.06

Morten Schaanning

Innhold

1. Bakgrunn og målsetting	10
2. Feltarbeid og metoder	11
2.1 Feltarbeid	11
2.2 Måling av turbiditet	11
2.3 Måling av strøm	13
2.4 Kjemiske analyser	13
3. Resultater	14
3.1 Vektor-måler ved posisjon K	14
3.1.1 Strømmålinger	14
3.1.2 Partikkelkonsentrasjoner	14
3.2 Turbiditetsmålinger	15
3.2.1 Rigger ved posisjon K, M og N	15
3.2.2 Vertikalprofiler målt fra Pelikan	15
3.2.3 Vertikalprofiler målt fra FF Trygve Braarud	17
3.2.4 Partikkelspredning	17
3.3 Spredning av miljøgifter	22
3.3.1 Prøvetyper	22
3.3.2 Korrelasjon mellom turbiditet og partikkelinnhold	22
3.3.3 Partikkelinnhold (TSM) i miljøgiftprøvene før og etter dumping	23
3.3.4 Miljøgifter i vannmassen før utslipp og i filtrerte prøver etter utslipp	25
3.3.5 Korrelasjon mellom partikkelmengde og miljøgifter	25
3.3.6 TBT	28
3.3.7 Mineralolje (THC)	28
3.3.8 Kadmium (Cd) og sink (Zn)	28
3.3.9 Bly (Pb) og kobber (Cu)	29
3.3.10 Kvikksølv	30
3.3.11 Polyklorerte bifenyler (PCB)	31
3.3.12 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	33
4. Diskusjon	36
4.1 Partikkelspredning etter utslippet	36
4.2 Restinnhold av miljøgifter i vannsøylen 8 og 32 timer etter utslippet	37
4.3 Tiltak som kan bidra til å redusere risiko for spredning av miljøgifter under deponering	40
4.3.1 Innlagring og spredning i intermediære vannlag	40
4.3.2 Spredning langs bunnen	41
4.3.3 Energidemper på utløpsrøret	42
4.3.4 Saltlake	42

5. Konklusjoner	43
6. Referanser	44
Vedlegg A. Måling av strøm og turbiditet med Nortek Vektormåler	45
A.1 Måleprinsipp	45
A.2 Plassering og innstilling - måleperiode	45
A.3 Beskrivelse av dataformat for vektor-måleren	47
A.4 Bearbeiding av data fra Vektormåleren	48
Vedlegg B. Korrelasjoner mellom konsentrasjon av miljøgifter og partikler i vannmassen etter påvirkning fra Bjørvikasedimenter	56

Sammendrag

Bakgrunn og målsetting

Oslo Havnevesen utførte en prøvedumping 29.11.05 i dypvannsdeponiet ved Malmøykalven i indre Oslofjord. Utslipet besto av 300 m³ muddermasser, mudret fra E-18 traseen i Bjørvika. Massene ble sluppet fritt fra splittlekter ut i vannmassene på ca 4 m dyp. Målsettingen med denne rapporten var å beskrive den påfølgende spredningen av partikler og miljøgifter i vannmassene rundt utslippspunktet og sammenholde resultatene med resultater fra storskalaforsøk utført som en del av grunnlaget for konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet.

Måleprogram

Måleprogrammet omfattet faste installasjoner i sjøen, manuelt opererte sensorer og innsamling av vannprøver for analyser av partikkelinnhold og miljøgifter. De faste installasjonene omfattet målere for turbiditet og strøm. Målerne var plassert 1-2 m over bunnen og stod ute fra dagen før til en uke etter utslippet. I tillegg ble det i perioden like før til ca 8 timer etter deponering registrert en rekke turbiditetsprofiler fra overflate til bunn, og vannprøver ble innsamlet med vannhentere fra dyp mellom 5 og 68 m. For å få mer fullstendig informasjon om varigheten av dette laget ble det arrangert et ekstra tokt for måling av turbiditet dagen etter utslippet. Samtlige vannprøver ble analysert ved NIVAs laboratorium mhp turbiditet, partikkelkonsentrasjon, kvikksølv (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), sink (Zn), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polysykliske bifenyler (PCB) og tributyltinn (TBT). Seks av prøvene ble filtrert for å undersøke i hvilken grad miljøgifter ble løst ut fra partiklene til vannfasen.

Partikkeltetthet i vannmassene

Før utslippet var turbiditeten ca 2 FTU (mål for partikkeltetthet; 1 FTU \approx 1 mg L⁻¹) gjennom hele vannsøylen med unntak av et bunnsjikt med 3-6 FTU under ca 62 m. Like etter utslippet ble det observert tydelige sjikt med forhøyet turbiditet (FTU > 20) ved 20 m og 40-50 m dyp, mens det nær bunnen ble observert turbiditet opp til 80-100 FTU. De intermediære sjiktene ble bare observert på stasjonen nærmest slippstedet og forsvant i løpet av de første 3-4 timene. I bunnvannet avtok turbiditeten raskt de første timene etter utslippet. Etter 5-6 timer var turbiditeten under 20 FTU og etter 32 timer ca 4-8 FTU. Dette viste at små fraksjoner av de dumpete muddermassene kan innlagres, i det minste for noen timer, i intermediære vannlag over terskeldyp, og at en liten rest av partiklene synker langsomt ut fra bunnvannet. Disse fraksjonene kan representere en risiko for spredning av forurensing til områder utenfor deponiområdet.

Partikkelspredning langs bunnen

Fra utslippet gikk kl 12:08 varte det 7-8 minutter før økte partikkelmengder ble observert på måleren ved bunnen nærmest utslippspunktet. 4½ timer senere ble det observert en svak økning av partikkeltettheten på en sensor plassert 150 m i nordøstlig retning fra utslippspunktet og etter ca 7 timer ble det observert en tilsvarende økning ytterligere 75 m mot nordøst. Dette viste at fronten av partikkelskyen spredte seg langsomt utover langs bunnen med en midlere hastighet på 0.5-0.9 cm s⁻¹. Samtidig avtok partikkeltettheten raskt ved utsynking innenfor deponiområdet. Observasjoner gjort 32 timer etter utslippet indikerte at skyen la seg noenlunde til ro over et bunnareal på ca 0.02 km² innenfor deponiområdet.

Utsynking

Før utslippet ble partikkelmengden i vannsøylen over området der partikkelskyen ble observert beregnet til ca 11.6 tonn. 7-8 timer etter utslippet hadde partikkelmengden i den samme vannsøylen økt med 10.4 tonn til totalt 22 tonn, og etter 32 timer var det fortsatt en økning på 3.6 tonn (totalt 15.2 tonn). Det aller meste av økningen ble observert i bunnvannet 58-70 m dyp. Avhengig av hvilke antagelser det gjøres om vanninnholdet i de dumpete massene, ble det anslått at 85-95% av partiklene i utslippet hadde sedimentert i løpet av 7-8 timer og 95-99% i løpet av 32 timer.

Forsøkene utført i tilknytning til konsekvensutredningen viste at utsynking av de siste 1-2 % av massene gikk langsomt med jevnt avtagende partikkelkonsentrasjon fra ca 5 mg L⁻¹ 2-3 dager etter utslippet til 2-3 mg L⁻¹ og fortsatt synlig ”grumsete” vann etter 6 dager. Turbidometrene utplassert ved bunnen i deponiområdet var ikke tilstrekkelig følsomme til å detektere noen tydelig utsynking av partikler etter det første døgnet. Vektormåleren, som er basert på ultralydekkko fra partiklene, viste imidlertid tydelig reduksjon av partikkeltetthet inntil 2 dager etter dumping, og en svakere resteffekt i ytterligere 2-3 dager. På grunnlag av dataene fra vektormåleren, ble det konkludert at ”grumset” i bunnvannet som ble observert i flere dager etter utslippet, skyldes små, faste partikler (sannsynligvis leire) heller enn store partikler med høyt organisk innhold og liten tetthet.

Korrelasjoner mellom konsentrasjon av partikler og miljøgifter

Vannprøvene viste generelt god samvariasjon mellom partikkelkonsentrasjon og konsentrasjon av miljøgifter. Unntaket var TBT som var under deteksjonsgrensen på 1 ng L⁻¹ i alle prøvene. Statistiske analyser ble utført på datasett som omfattet alle analyser av miljøgifter både fra prøvedumpingene ved Malmøykalven og storskalaforsøkene. Analysene viste at partikkelkonsentrasjonen kunne forklare 63-89% av variasjonen for Hg, Pb, Cu, Zn, PCB og PAH. Noen av vannprøvene både i felt og i storskalaforsøket var anoksiske med innhold av hydrogensulfid (H₂S). Kadmium som er spesielt følsom for slike variasjoner var svakere korrelert med partikkelmengden.

Gode korrelasjoner mellom konsentrasjonen av partikler og miljøgifter er nyttige i forhold til å kunne estimere forurensingsnivået uten å gå veien om vannprøver. Det er betydelige vanskeligheter forbundet med å ta representative vannprøver og kjemiske analyser er forholdsvis ressurskrevende. Turbiditeten kan måles instrumentelt direkte i vannmassene og kan gi øyeblikkelig informasjon om forholdene under f.eks. overvåking av arbeidsoperasjoner.

Spredning av miljøgifter

Sammenhengene mellom partikkelkonsentrasjon og miljøgifter ble brukt til å beregne miljøgiftkonsentrasjoner i vannet på grunnlag av turbiditetsmålingene. For partikkelskyen ved bunnen 32 timer etter utslippet ble det på grunnlag av typiske partikkelkonsentrasjoner på 5 mg TSM L⁻¹, beregnet typiske konsentrasjoner av miljøgifter på 1.8 ng PCB L⁻¹, 192 ng PAH L⁻¹ og 47 µg THC (olje) L⁻¹. I hht SFTs kriterier for miljøkvalitet i fjord- og kystvann var den samme skyen meget sterkt forurenset med bly, sterkt forurenset med kobber og sink og markert forurenset med kadmium og kvikksølv. Konsentrasjonen av TBT var mindre enn deteksjonsgrensen på 1 ng L⁻¹.

Resultatene gjengitt i tabellen under viser at fra overflaten og ned til 50 m dyp var vannsøylen tilnærmet normalisert 32 timer etter utslippet, mens nivåene under 50 m dyp var 1.2-2.9x høyere enn før utslippet. Med mulig unntak for PCB, der før-nivået ble estimert på grunnlag av deteksjonsgrensen for de kjemiske analysene, var bly og PAH de to forbindelsene som viste størst økning.

Beregnet mengde miljøgifter i vannmassene i deponiområdet før utslippet og hhv 8 og 32 timer etter utslippet. Enhet = kg.

	Overflatelag 0-50 m			Dypvann 50-68 m		
	før	8 h	32 h	før	8 h	32 h
Zn	33.2	36.3	33.9	15.5	28.0	20.2
Cu	6.8	7.6	7.0	3.2	6.4	4.4
Pb	0.77	1.24	0.88	0.36	2.22	1.05
Cd	0.169	0.192	0.175	0.079	0.170	0.113
ΣPAH ₁₆	0.122*	0.185	0.137	0.057	0.309	0.151
Hg	0.029	0.032	0.030	0.014	0.026	0.018
ΣPCB ₇	0.0018*	0.0023	0.0020	0.0009	0.0029	0.0016

*konsentrasjonen antatt lik deteksjonsgrense for enkeltforbindelsene

For ytterligere å anskueliggjøre betydningen av partikkelskyen langs bunnen, ble tallene sammenlignet med tilgjengelige transportestimer for miljøgifter i havneområdet. Sammenligningen viste at gjenværende mengde miljøgifter (Hg, Cd, Pb, PCB og PAH) i partikkelskyen langs bunnen 32 timer etter utslippet var omtrent i samme størrelsesorden som de daglige tilførsene til havneområdet fra elvene Akerselva og Alna/Loelva og 2-6x større enn daglig sedimentasjon i Bekkelagsbassenget.

Etter prøvedumping av 300 m³ ble det ikke observert noen spredning av partikler eller miljøgifter utover deponiområdet. Imidlertid, dersom det under ordinær drift skal nedføres 1000-2000 m³ daglig på samme måte, vurderes sannsynligheten å være relativt stor for videre spredning av partikkelskyen langs bunnen mot nordøst til deler av Bekkelagsbassenget som ligger utenfor deponiområdet. Konsekvensene av en slik spredning vil bli økt sedimentasjon av miljøgifter i Bekkelagsbassenget i den perioden dumping pågår. I tillegg kan det ikke utelukkes at innlagring av mindre fraksjoner i vannsøylen over terskeldyp (20-40 m) kan spres horisontalt med vannmassene til områder utenfor Bekkelagsbassenget.

I tillegg til mulighetene for spredning via partikler vil forbindelser som løses ut til vannmassen kunne transporteres lenger enn de partikkelbundete fraksjonene. Det ble ikke observert noen slik utløsning av verken PCB, TBT eller Hg. Løste faser av PAH, kadmium og kobber ble observert etter filtrering av prøver med høyt innhold av partikler, men konsentrasjonene var generelt lavere enn de som ble lagt til grunn i konsekvensutredningen for vurdering av skadelige effekter på organismer.

Anbefalinger

Sannsynligheten for spredning utover deponiområdet kan reduseres ved å ta i bruk virkemidler som beskrevet i konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet. Disse omfatter:

1. Nedføringsrør for å hindre innlagring av partikler i vannmassene over terskeldyp og spredning til til fjordområder utenfor Bekkelagsbassenget. Det er lansert to svært forskjellige løsninger:
 - Dumping fra splittlekter direkte i stort rør ($\approx 100\text{m}^2$) anses lite gunstig pga
 - større vanninnblanding og større utvasking av miljøgifter under nedsynking,
 - søl til overflate under inn- og ut-seiling og
 - vanskelig å kontrollere utstrømning ved bunnen?
 - Omlasting til lite rør ($\approx 1\text{m}^2$) ved pumping eller grabbing. Det forutsettes at søl til overflaten unngås under omlasting. Fordeler sammenlignet med stor-rør er:
 - mindre vanninnblanding/utvasking under nedføring og
 - mulighet for montering av energidemper ved utløp.
2. Energidemper montert på nedre ende av nedføringsrør for å
 - redusere oppvirvling som følge av stor fart i massene når de treffer bunnen
 - redusere spredning av partikkelforurensset vann langs bunnen.
3. Bruk av saltlake for å styrke tetthetsjiktningen i vannet nærmest bunnen der massene slippes ut for å
 - redusere oppvirvling og spredning langs bunnen og
 - motvirke utskifting av bunnvann og derigjennom minske risiko for episodisk spredning.

Summary

Title: Subsea sediment disposal at Malmøykalven, Norway. Spreading of particles and associated contaminants during pilot test dumping.

Year: 2006

Authors: Schaanning, M., Bjerkgeng, B., Helland, A., Høkedal, J.,

Source: Norwegian Institute for Water Research, SNO 5221-2006. ISBN 82-577-4942-7.

A major remediation operation has recently been initiated in the harbour areas of Oslo, Norway. The operation is to begin in 2006 and is planned to be completed within 2007-2008. Contaminated sediments from the harbour area will be dredged and transported to a subsea deposit site at 70 m depth at Malmøykalven a few km away from the dredging areas. Up to 3 shiploads/day (2000 m³) will be deposited through a funnel constructed to force the sediment slurry to flow gently into the water column a few meters above the bottom. Test dumping of a single shipload was performed without funnel on 29.11.2005.

This report describes the dispersal of particles and contaminants in the water column in the deposit area during the 32 hours following the discharge of 300 m³ of dredged material at about 4 m depth. Within the period of investigation, 95-99% of the load had settled within the deposit area. Most of the material remaining within the water column was confined in a cloud spreading along the bottom up to 300 m from the discharge point and up to 12 m above the bottom. After 32 hours, turbidities of 4-8 FTU ($\approx 4-8 \text{ mg TSM L}^{-1}$) were observed within the cloud. This was only marginally larger than before the discharge. However, an acoustic sensor (Doppler) positioned 1 m above the bottom, showed that the concentration of particles (probably clay) continued to decrease up to 4-5 days after the discharge. Based on the relationships derived for the correlation between contaminants and turbidity (valid for sediments from this particular dredge site only), 5 FTU corresponded to a total concentration of organic contaminants of 1.8 ng $\Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$ and 192 ng $\Sigma\text{PAH}_{16} \text{ L}^{-1}$. According to the Norwegian classification system for coastal waters, the cloud could be described as “markedly” polluted with cadmium and mercury, “strongly” polluted with copper and zinc and “very strongly” polluted with lead. Natural sills surrounding the deposit site prevented the particles from spreading along the bottom to more than 300 m away from the discharge site. Some smaller particle associations were, however, observed present in the watercolumn at about 20 m and 40-50 m depth for a few hours after the discharge. In order to avoid lateral contaminant transport above sill depth, the use of a funnel during deposition was therefore considered important. In addition it was recommended to apply an outlet arrangement to reduce the kinetic energy at the end of the funnel, and salt brine to maintain or increase density stratification near the seabed in the deposit area.

1. Bakgrunn og målsetting

Som del av helhetlig tiltaksplan (Oslo kommune, rapport juni 2006) mot forurensete sedimenter i Oslo havn, skal forurensete sedimenter fra havneområdet nedføres og lagres i et dypvannsdeponi ved Malmøykalven i Bekkelagsbassenget, Indre Oslofjord. Selve området og plan for nedføring og senere tildekking med rene masser, er utførlig beskrevet i konsekvensutredninger (Oslo havnevesen, 2001 og 2002) og en rekke underliggende materiale (bl.a. Helland, 1995, Skei et al., 1999, Eek og Schaanning 2000, Eek og Vrenne, 2000, Schaanning og Bjerkeng 2001, Bjerkeng et al., 2002). Arbeidet med nedføring av forurensete sedimenter fra Bjørvika er igangsatt våren 2006.

Havnevesenet utførte en prøvedumping i deponiet 29.11.05. Utslippet besto av 300 m³ muddermasser fra E-18 traseen i Bjørvika. Massene ble sluppet fritt i vannmassene fra splittlekter, fra ca 4 m dyp. NIVA gjennomførte et måleprogram under prøvedumpingene med vekt på måling av partikkel- og miljøgiftspredning.

Oslo Havnevesen ønsket å gjennomføre prøvedumpingene for å dokumentere hvordan massene oppførte seg i vannmassene under utsynking. Hovedspørsmålene som ønskes besvart var:

- hvor stor var den horisontale spredningen av partikler og miljøgifter
- hvordan varierer spredningen med dypet
- hvor stor var spredningen i forhold til utsynkingen
- hvor lang tid brukte partiklene på å synke
- var det overskyllinger av partikler fra dypvannet til områder utenfor dypvannsdeponiet
- er det noen miljøgifter som spres lettere enn andre
- hva viste dette forsøket med dumping i frie vannmasser i forhold til prøvedumpingsforsøkene utført ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand i 2000 (Eek og Schaanning, 2000, Schaanning og Bjerkeng, 2001)
- hvor stor var spredningen under prøvedumpingene i forhold til spredning som følge av skipsoppvirvling i Bjørvika, tilførsler fra land, evt. andre erfaringstall
- hvor stor vil spredningen være ved nedføring i rør
- hva sier disse resultatene i forhold til spredning og utsynking ved bruk av ”stor rør” nedføring
- hva er de kritiske faktorene for utsynking ved nedføring i rør
- hvordan kan røret optimaliseres for å få til best mulig sedimentasjon
- hvordan vil en saltinnblanding i dypvannet ha innvirkning på spredning og sedimentasjon.

2. Feltarbeid og metoder

2.1 Feltarbeid

Målingene under og etter prøvedumpingen ble utført ved en kombinasjon av faste installasjoner i sjøen og manuelle målinger. De faste installasjonene omfattet målere for turbiditet (SAIV STD204-sonder) og strøm (VEKTOR-måler). Målerne ble plassert 1-2 m over bunn i tre posisjoner. Den nærmeste sto 75 m unna deponeringstedet. Her ble det målt både strømhastighet og turbiditet. De to andre, som var plassert hhv 150 og 225 m unna deponeringstedet, målte bare turbiditet.

De faste installasjonene ble etablert umiddelbart (timer) før dumpingens fant sted, ved bruk av F/F Trygve Braarud. De manuelle målingene ble utført både fra F/F Trygve Braarud og HAVs Pelican like før og i 9 timer etter deponering. Målingene besto i turbiditetsmålinger vertikalt i vannsøylen kombinert med uttak av vannprøver i forskjellig dyp og med forskjellig partikkelinnhold.

Vannprøvene er analysert ved NIVAs laboratorium. Analyseseparatorene omfattet metaller (Hg, Cd, Pb, Cu og Zn), organiske miljøgifter (TBT, Σ PCB₇, Σ PAH₁₆), mengde partikler (TSM) og turbiditet.

Deponeringen ble utført med splittlekter fra Secora. Lekteren lå i posisjon H2 (Figur 1) og lukene ble åpnet kl. 12.08 (lokal tid) den 29.11.05. Samtidig lå F/F Trygve Braarud i posisjoner så nær H2 som mulig. Braarud foretok vertikale målinger av turbiditet på en rekke av posisjonene i Figur 1, med det mål å kartlegge influensområdet til partikler fra dumpingens. Det ble tatt vannprøver ved ulike dyp, med varierende partikkelinnhold og med økende tid. Pelikan lå i fast posisjon fram til kl. 15. Her ble det målt gjentatte vertikalprofiler, samlet vannprøver med varierende partikkelinnhold, med varierende dyp og med økende tid.

2.2 Måling av turbiditet

Som mål på partikkelmengden i vann brukes ofte størrelsen turbiditet. Det vil i korthet si at man måler vannets grumsethet ved å sende ut en lysstråle (rødt lys vanligvis) mens en detektor ser inn i lysstrålen. Enkelt sagt kan man da si at partikler vil "lyse" opp og registreres av detektoren, følgelig vil få partikler gi et lavt målesignal mens mange partikler øker signalet. Fordelen med turbiditet som parameter er at sensorteknologien er enkel, robust og billig. Ulempen er at turbiditet relateres til en formasinløsning (derav enheten FTU, Formazine Turbidity Unit); således gir turbiditet et semikvantitativt mål på partikkelmengden i vannet, men det viser seg likevel stort sett at én FTU-enhet tilsvarer 1 gram per kubikkmeter (tilsvarer 1 mg/l) med totalt suspendert materiale (TSM) og er derfor en effektiv og rasjonell parameter.

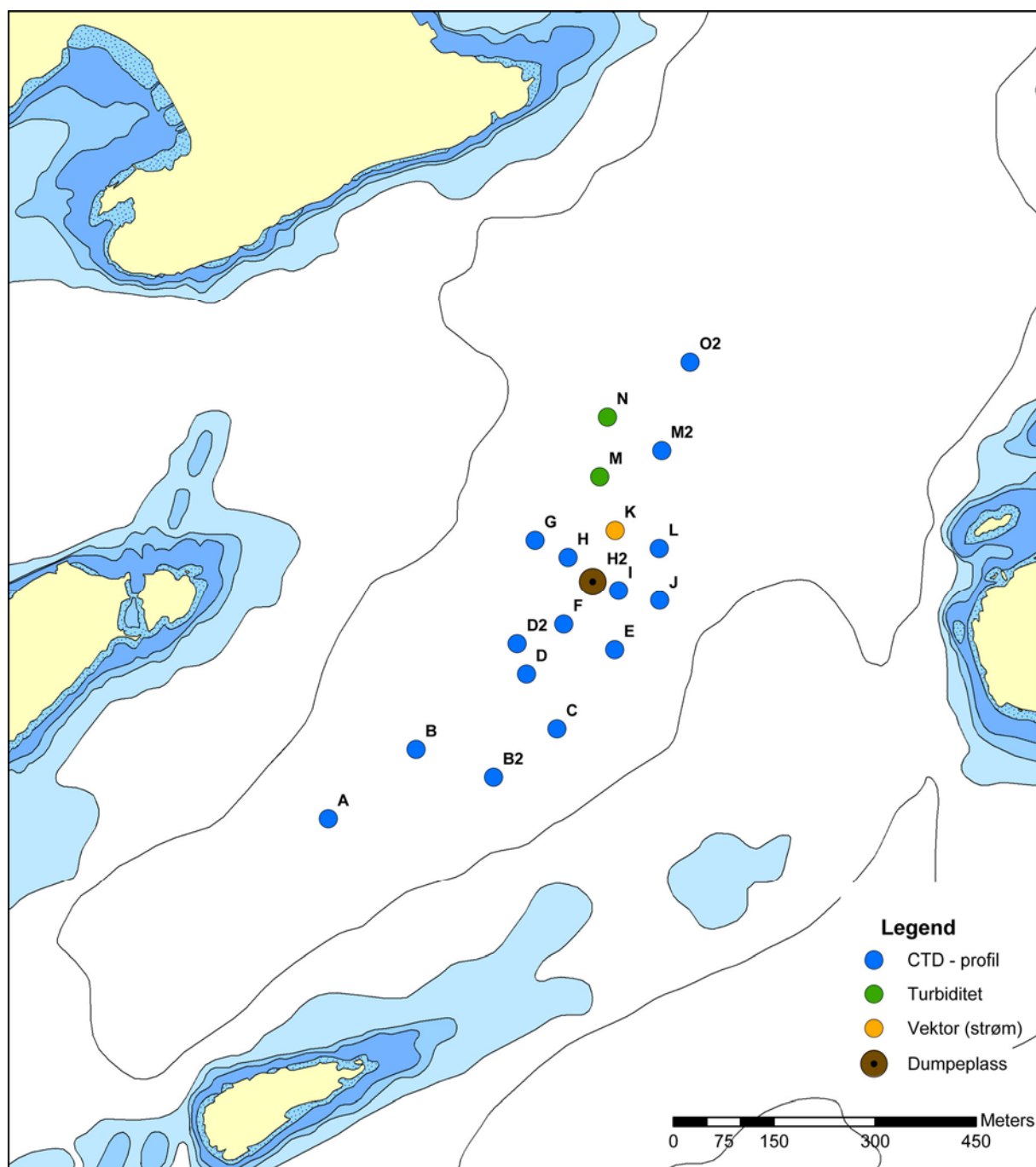
I forbindelse med prøvedumpingens ved Malmøykalven ble turbiditet målt på to ulike måter:

- vertikalprofiler på en mengde posisjoner og tidspunkter
- tidsserier med sensorer plassert ved bunn.

Alle turbiditetsmålingene ble gjort med identiske sensorer (fra SeaPoint). Det ble ikke foretatt noen presis kalibrering av sensorene i forbindelse med dette oppdraget, noe som ble vurdert å være unødvendig utfra kjennskapet til sensorenes stabilitet.

Før prøvedumpingens fant sted ble 3 SAIV STD-sonder med turbiditetsensorer utplassert 1-2 meter over bunn 75, 150 og 225 meter fra dumpestedet. Disse registrerte data hvert 20nde sekund og sto ute én uke for å registrere hvordan turbiditeten endret seg i tiden etter utslippet. Før, under og etter

utslippet ble det målt vertikale profiler fra overflate til bunn fra fartøyene F/F Trygve Braarud og Pelikan. Førstnevnte målte på en rekke posisjoner, mens sistnevnte tok vertikale profiler på samme lokalitet (nær H2 jfr. Figur 1) i timene etter dumpingen.



Figur 1. Område for dypvannsdeponi, Malmøykalven. Oversikt over målestasjoner.

2.3 Måling av strøm

En Nortek Vector Velocimeter strømmåler med turbiditetssensor ble satt ut noen timer før dumpingen i en posisjon ca. 70 m nord for dumpestedet (Posisjon K, Figur 1) og sto ute til 5. desember. Måleren ble satt ut i en rigg rett over bunn på ca. 71 m dyp. Proben målte strømmen i et punkt ca. 2 m over bunn, mens trykk og turbiditet ble målt hhv. 50 og 30 cm lenger ned mot bunn.

Måleren var stilt inn til å måle med frekvens 8 Hz over korte intervaller på 1/2 sekund og med opphold på 6 sekunder mellom hvert måleintervall. På den måten ga den et bilde av kortperiodiske fluktuasjoner i strømmen, samtidig som batterikapasiteten og lagringskapasitet for data holdt til målinger over ca. en uke med rimelig margin.

Strømhastigheten bestemmes ut fra frekvensforskyvninger i ultralyd reflektert fra partikler som beveger seg med vannet. For hvert måletidspunkt registrerte måleren strømhastighet i 3 retninger (Øst, Nord, Opp), akustisk signalstyrke samt en del måletekniske kontrolldata. Detaljer er gitt i Vedlegg A. Den akustiske signalstyrken er også et grovt, halvkvantitativt mål på partikkelkonsentrasjonen i vannet. Dette målet gir ikke nødvendigvis samme partikkelkonsentrasjon som turbiditetsmålere, som er basert på lys.

2.4 Kjemiske analyser

Det ble samlet 26 vannprøver i dumpeområdet (stasjon H2). Prøvene ble tatt i perioden fra like før til 6 timer etter utslippet og i dyp fra 5 til 69 m. Prøvene ble hentet opp med vannhentere og overført direkte til prøveflasker preparert for analyser av kvikksølv, andre metaller og organiske miljøgifter. Samtlige prøver ble analysert etter standard metoder ved NIVAs laboratorium mhp turbiditet, partikkelkonsentrasjon, metaller og organiske miljøgifter.

Partikkelkonsentrasjonen (TSM) ble bestemt gravimetrisk ved filtrering av inntil 1 L prøve gjennom forhåndsveide 0,45µm nucleopore filtre.

Pb, Cd, Cu, Zn ble bestemt med atomabsorpsjon i grafittovn etter freonekstraksjon fra 0.5 L filtrerte og ikke-filtrerte vannprøver. Deteksjonsgrenser var 0.5 µg L⁻¹ for Zn, 0.025 µg L⁻¹ for Cu og Pb og 0.005 µg L⁻¹ for Cd.

Hg ble bestemt i filtrerte og ikke-filtrerte 0.5 L vannprøver etter oppkonsentrering på gullfelle og med deteksjonsgrense 0.001 µg L⁻¹.

PAH (16 EPA forbindelser) og PCB (Seven Dutch) ble ekstrahert fra 10 L vannprøver (filtrert og ikke-filtrert) og bestemt med GC/MS eller GC/EC etter diverse rense- og ekstraksjons-trinn. Deteksjonsgrensene kan variere noe fra prøve til prøve, men var som oftest 0.002 µg L⁻¹ for PAH-enkeltforbindelser og 0.0002 µg L⁻¹ for PCB-enkeltforbindelser.

3. Resultater

3.1 Vektor-måler ved posisjon K

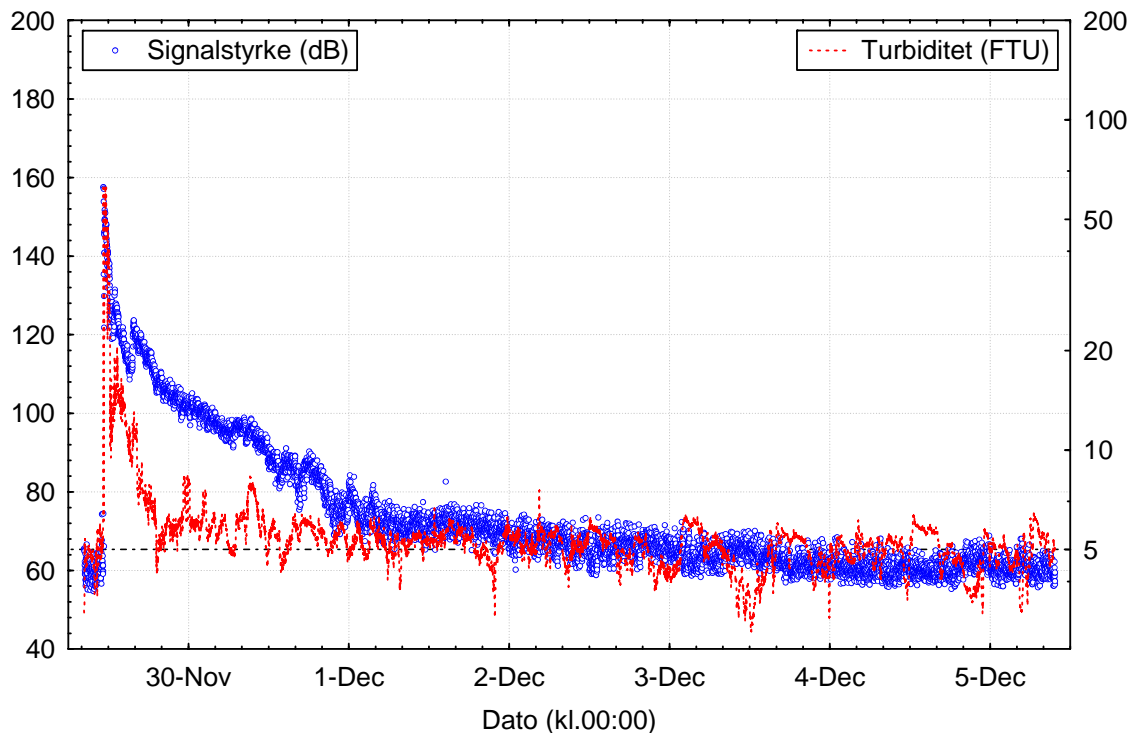
En mer fullstendig beskrivelse av registreringene på vektormåleren er gitt i Vedlegg 1.

3.1.1 Strømmålinger

Dumpingen skjedde omkring 11:08 UTC-tid. Ca. 7-8 minutter etter økte partikkelmengden sterkt, samtidig opptrådte det strømstyrker opp til 6-7 cm/s i hver retning, og tydelige fluktuasjoner som varte i 5 til 15 minutter, mens de kortperiodiske variasjonene på 6 sekunders skala er mindre enn før. De første fluktuasjonene kan delvis være influert av variasjon i partikkelkonsentrasjonen; det er en kortvarig nedgang til lave partikkelkonsentrasjoner som viser at skyen ikke har jevnet seg ut. Etter 5-10 minutter er det stabilt høy signalstyrke. De største hastighetsfluktuasjonene varer ca en time etter dumping, men også i de nærmeste timene etterpå er det mindre fluktuasjoner med strømhastigheter fra 1-2 cm/s. Det er likevel hele tiden snakk om små strømhastigheter.

3.1.2 Partikkelkonsentrasjoner

Både turbiditeten og styrken i det akustiske signalet for strømmåling er mål på partikkelinnholdet, men på litt forskjellig måte. Det akustiske signalet (amplituden) fra vektoren er et skalert mål for samlet ekko på logskala. Siden ekkoet er samlet virkning av partiklene i et konstant målevolum, vil det være grovt proporsjonal med partikkelkonsentrasjonen for en bestemt type partikler.



Figur 2. Tidsforløp for akustisk signalstyrke (venstre akse) og turbiditet (høyre akse) under hele måleperioden.

Figur 2 viser tidsforløpet for begge signalene som gjennomsnitt pr. minutt. Turbiditeten er omregnet og skalert for grafisk sammenligning med den akustiske signalstyrken. Metoden er nærmere forklart i Vedlegg A.4.3.

Turbiditetssensoren viser varierende verdier rundt 5 FTU i starten av måleserien, når opp i maksimalt utslag på ca. 62 FTU for det innstilte måleområdet i tiden rett etter dumping, og synker ned til ca. 8-9 etter ca. 6 timer. Turbiditeten ser deretter ut til å fluktuere rundt et nivå som kanskje er litt høyere enn før. Imidlertid er perioden før dumping kort, og har turbiditet innenfor det som forekommer for tilsvarende korte tidsrom også etterpå, så det er ikke grunnlag for å hevde at turbiditeten viser noen gjenværende effekt av dumping etter at det er gått 6 timer.

Det akustiske signalet viser samme raske økning ved dumpetidspunktet, men har en mye mer gradvis reduksjon tilbake til verdiene før dumping enn turbiditeten. Ettervirkningen i form av mer ekko fra partikler er her tydelig inntil 2 dager etter dumping med en svakere resteffekt som kan spores i ennå 2-3 dager. Dette viser at det fortsatt svever partikler i vannet etter dumping, men av en type som er lite detekterbar med turbidometer. Det akustiske signalet er mest følsomt for partikler på ca 10 µm. Det ser derfor ut til at det som blir hengende igjen i vannmassene er små, faste partikler som ikke har tilsvarende effekt på spredning av lys som for akustisk ekko.

3.2 Turbiditetsmålinger

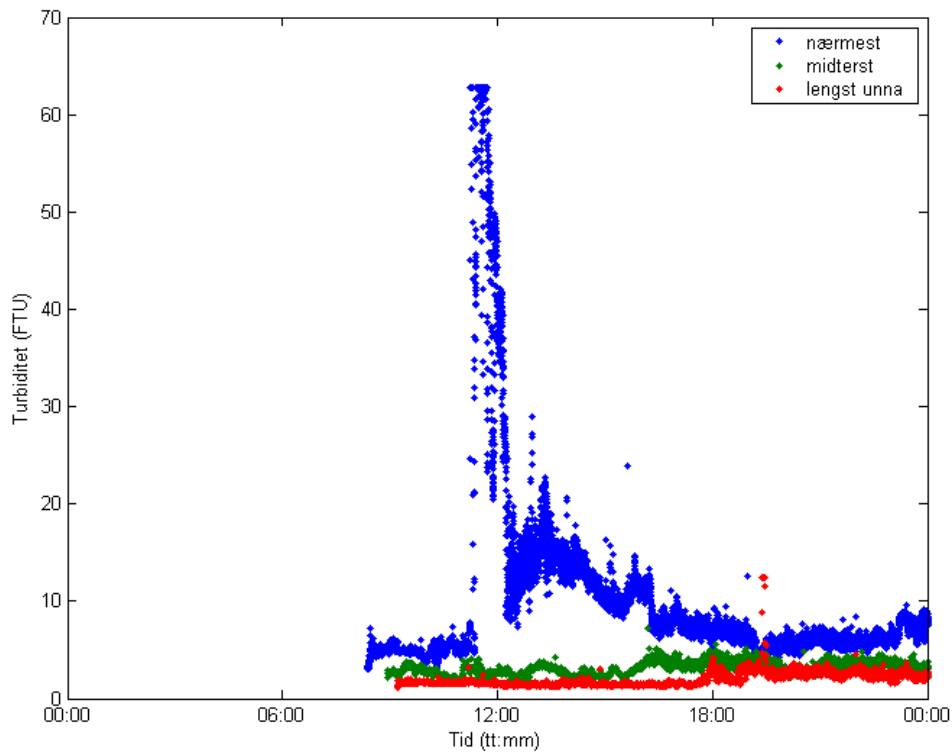
3.2.1 Rigger ved posisjon K, M og N

Turbiditetsmålingene fra de tre stasjonene 75, 150 og 225 meter unna dumpestedet er presentert som funksjon av tiden i Figur 4 og Figur 3. I begge figurene synes tydelig turbiditetsmaksimumet for den nærmeste riggen (75 m). For de to andre målerne (150 m og 225 m) er det derimot vesentlig mindre tydelige signaler. På de to sistnevnte riggene ser man to signaler, som i forhold til den nærmeste riggen er forsinket med hhv 4 timer og 35 minutter, og 6 timer og 45 minutter. Ut fra avstandene mellom riggene betyr dette midlere strømhastigheter på 0.5 og 0.9 cm/s.

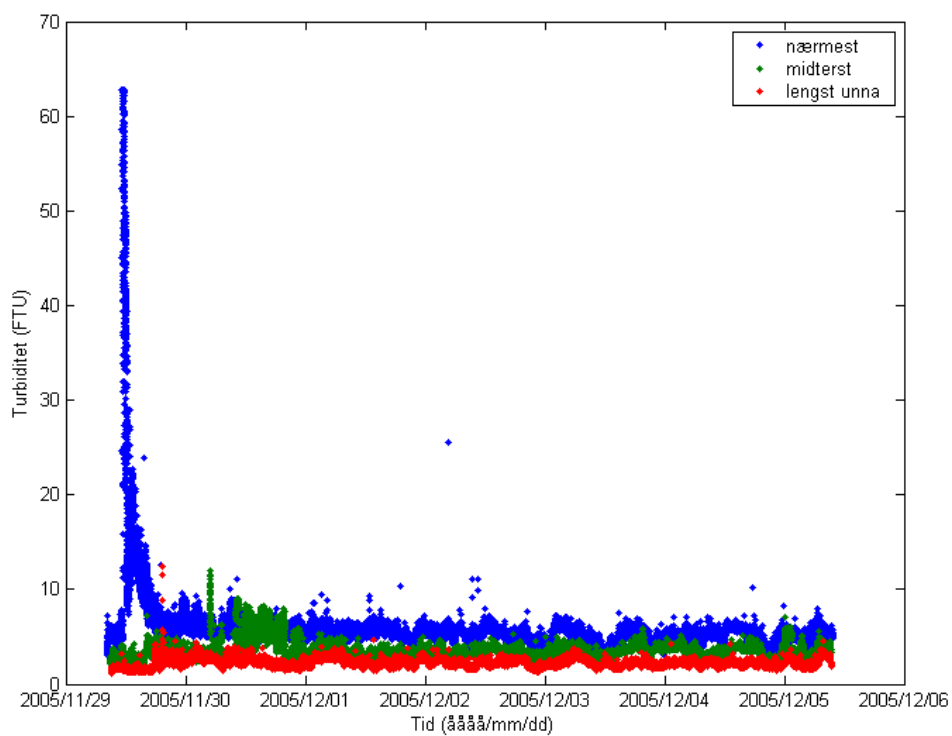
Ved den nærmeste måleriggen ble det observert en kraftig puls som avtok raskt og som etter cirka 6 timer var under 10 FTU. Tilsvarende ble ikke observert for de to andre riggene, men alle målerne viste forhøyede verdier. På alle måleriggene holdt turbiditeten seg gjennom uka på et noe høyere gjennomsnittsnivå enn det som ble registrert før dumping fant sted. En ser også av figurene at turbiditeten på de tre måleriggene er ulike før dumping, dette skyldes at de står på noe ulikt dyp. Turbiditetsmålinger i dybdeprofiler viser at det også før dumping eksisterer en betydelig turbiditetsgradient fra ca 65 meters dyp og nedover (jfr.kap. 3.2.3).

3.2.2 Vertikalprofiler målt fra Pelikan

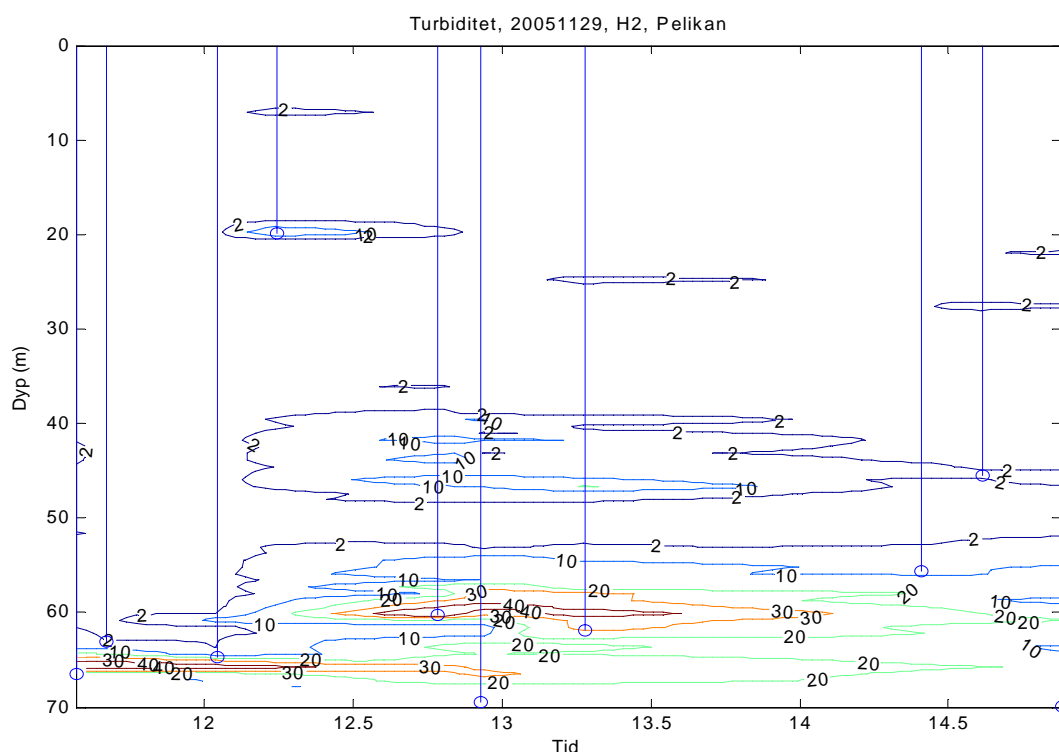
Fra Pelikan ble det målt tilsammen ni vertikale turbiditetsprofiler like ved dumpestedet i perioden like før og de første timene etter dumping. Resultatene av disse målingene er presentert i et diagram med tiden langs horisontalaksen og dypet langs vertikalaksen hvor så kurver for konstant turbiditet er tegnet inn (Figur 5). Figuren viser fire ”områder” med forhøyede verdier, ett langs bunn som i praksis strekker seg over hele måleperioden, ett rundt 60 meters dyp som kommer mellom kl 12 og 13 og varer til ca kl 15; videre har vi et annet område mellom 40 og 50 meters dyp som også kommer rundt kl 12 og 13, men med en varighet på rundt 2 timer; til slutt har vi en ”sky” på 20 meter med kort varighet i tiden etter kl 12.



Figur 3. Turbiditet over bunn som funksjon av tid på de tre måleriggene på stasjon K (75m), M (150m) og N (225 m fra dumpestedet) den 29/11-2005.



Figur 4. Turbiditet over bunn som funksjon av tid på de tre måleriggene på stasjon K (75m), M (150m) og N (225 m fra dumpestedet) i perioden 29/11 – 6/12 2005.



Figur 5. Kurver for konstant turbiditet som funksjon av klokkeslett og dyp ved dumpstedet. Tidspunkt og dyp av vertikalprofilene er markert som lodrette blå linjer i diagrammet. Utslipp kl 11:08 (UTC-tid).

3.2.3 Vertikalprofiler målt fra FF Trygve Braarud

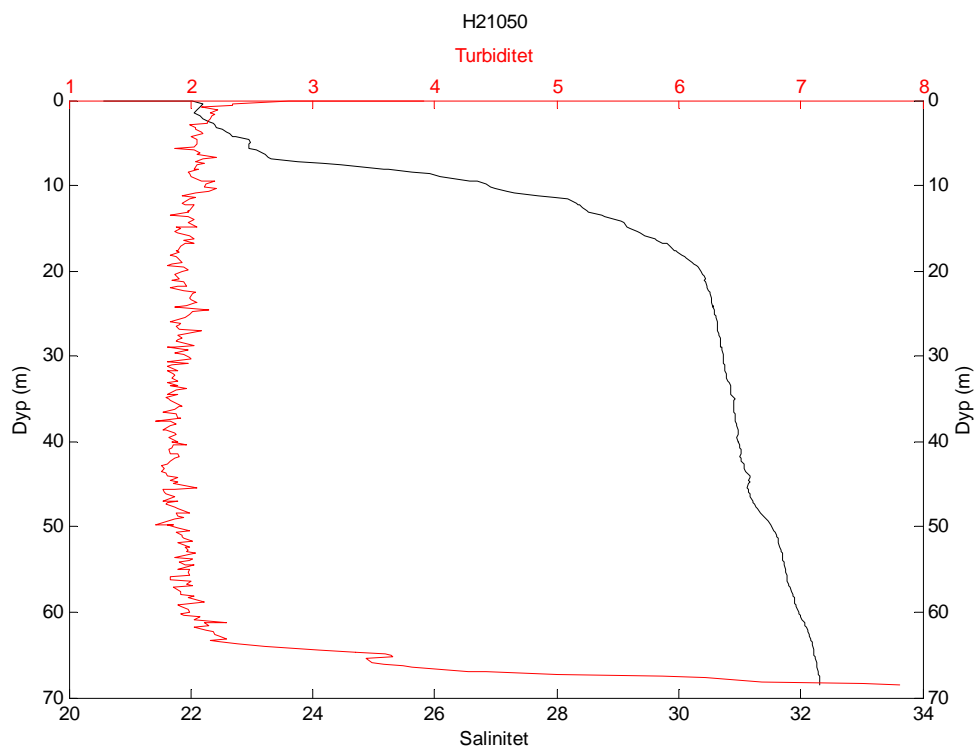
Fra Trygve Braarud ble det målt vertikalprofiler av turbiditet på en rekke stasjoner i Malmøykalvbassenget før og etter dumping (Figur 1). Et eksempel på profil før dumping er Figur 6 som viser hvorledes det var på dumpstedet før dumping fant sted, merk her de relativt høye verdiene langs bunn. Saltholdigheten indikerer imidlertid at det er en tetthetshomogen vannmasse. Slike profiler ble målt i flere posisjoner.

I posisjonene H2 og K ble målingene gjentatt med økende tid. Resultatene er presentert i Figur 7 og Figur 8.

3.2.4 Partikkelspredning

Ut fra de vertikale turbiditetsprofilene målt fra F/F Trygve Braarud har den horisontale partikkelspredningen blitt anslått. Dette har blitt gjort ved å bruke turbiditetsprofiler tatt ved omlag samme tidspunkt og som har hatt posisjoner på tilnærmet en linje. Data fra tre grupper av målinger har blitt brukt, en før dumping fant sted, en fra tidsrommet kl 18-19 og en fra dagen etter dumping.

Antar vi nå så at disse dataene er representative for (deler av) en sirkel rundt dumpeposisjonen kan vi ved hjelp av sammenhengen $1FTU \hat{=} 10^{-3} kg \cdot m^{-3}$ mellom turbiditet og totalt suspendert materiale (TSM) integrere oss fram til mengden masse i vannsøylen. Målingene tatt på dumpedagen tyder på at



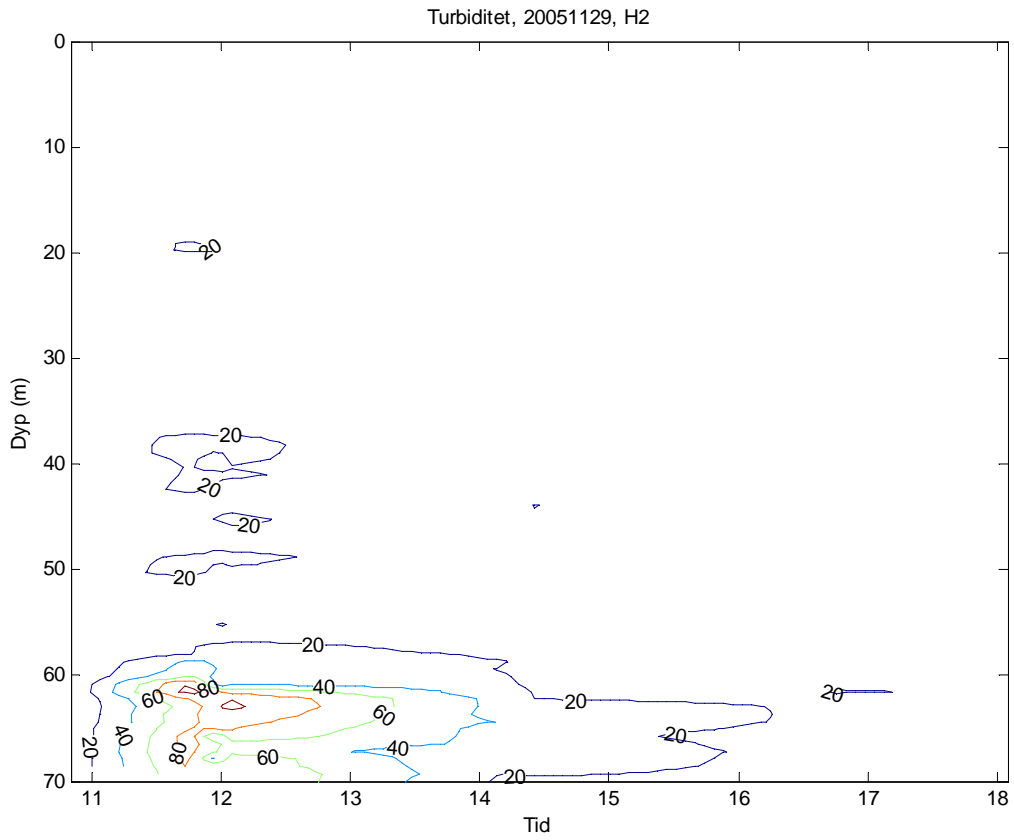
Figur 6. Turbiditet og saltholdighet på dumpestedet (H2) før dumpingen fant sted.

partikkelskyen i hovedsak spredte seg mot nordøst i timene etter dumpingene, først har vi derfor tenkt oss en halvsirkel med radius 300 meter vekk fra dumpeposisjonen og brukt resultatene i Figur 9 og Figur 10 til å beregne massen totalt suspendert materiale og får verdiene i Tabell 1. Vi ser at det i de øverste 50 meter av vannsøylen er en økning på 3 tonn masse mens det fra 50 meter og dypere er 9.9 tonn økning. Alle observasjoner tyder det på at ingen mengde partikler av betydning sprer seg lenger enn 300 meter på de timene det tok fra dumpingene fant sted til målingene til figuren fant sted.

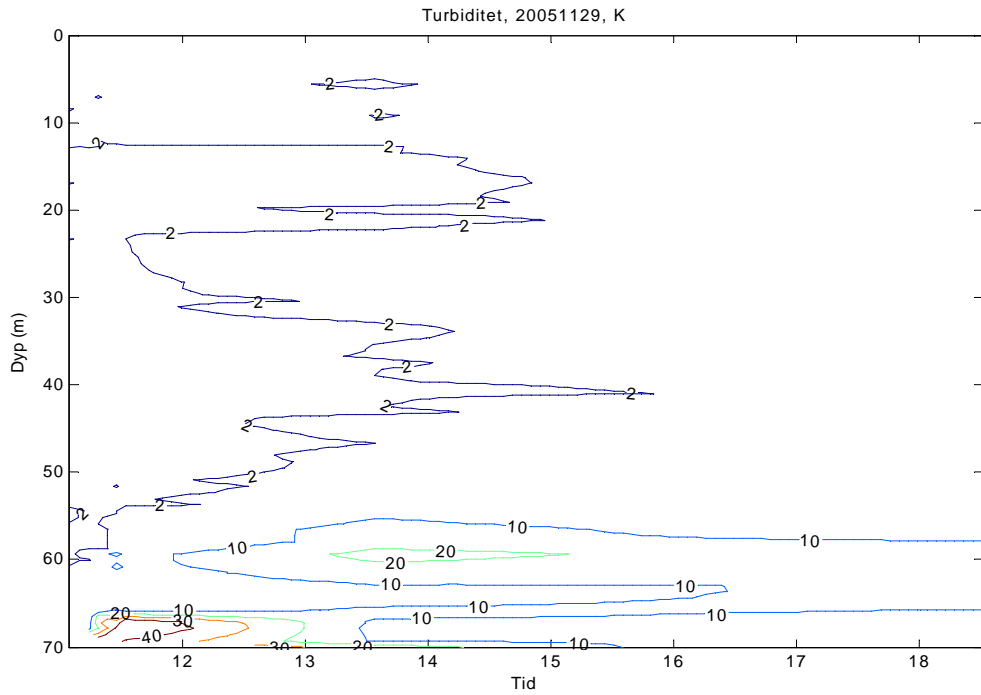
Tabell 1. Totalt suspendert materiale (kg tørrstoff) beregnet for vannmasse (delt i to lag) nordvest av dumpestedet. Vannmassen har i beregningen form som en halv sylinder med radius 300 meter, dumpestedet er i origo og utstrekningen går ”nedstrøms”.

Dyp	Før dumping	kl 18-19
0-50 m	13 300	16 300
50-68 m	6 000	15 900

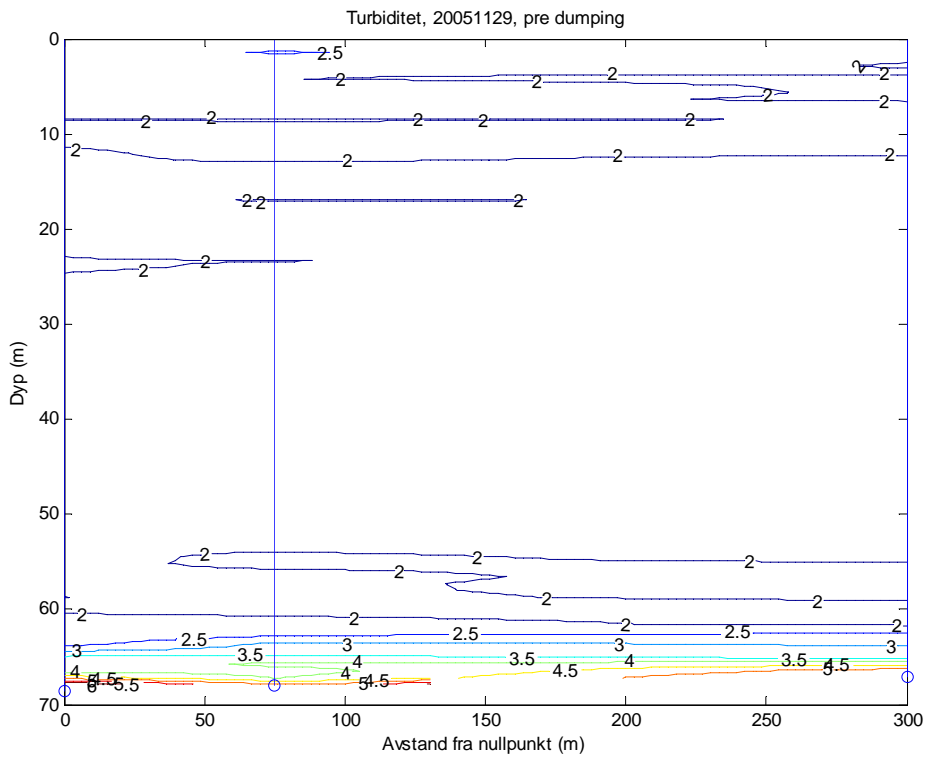
Dagen etter dumpingene ble det tatt vertikale profiler 165 meter fra dumpestedet i både nordøstlig og sydvestlig retning, disse danner grunnlaget for Figur 11. Som det klart framgår er ikke hele spredningsområdet dekket av disse målingene. Vi *underestimerer* derfor massen suspendert materiale innenfor dette området i beregningene til Tabell 2. Vi ser at det i vannlagets øverste 50 meter etter et døgn er en økning på 500 kg masse i forhold til bakgrunnen, mens det om kvelden dagen i forveien var 2.1 tonn over. Dypere enn 50 meter var det oppe i 8.3 tonn over bakgrunnsverdien før det dagen etter var 3.1 tonn høyere enn bakgrunnsverdien.



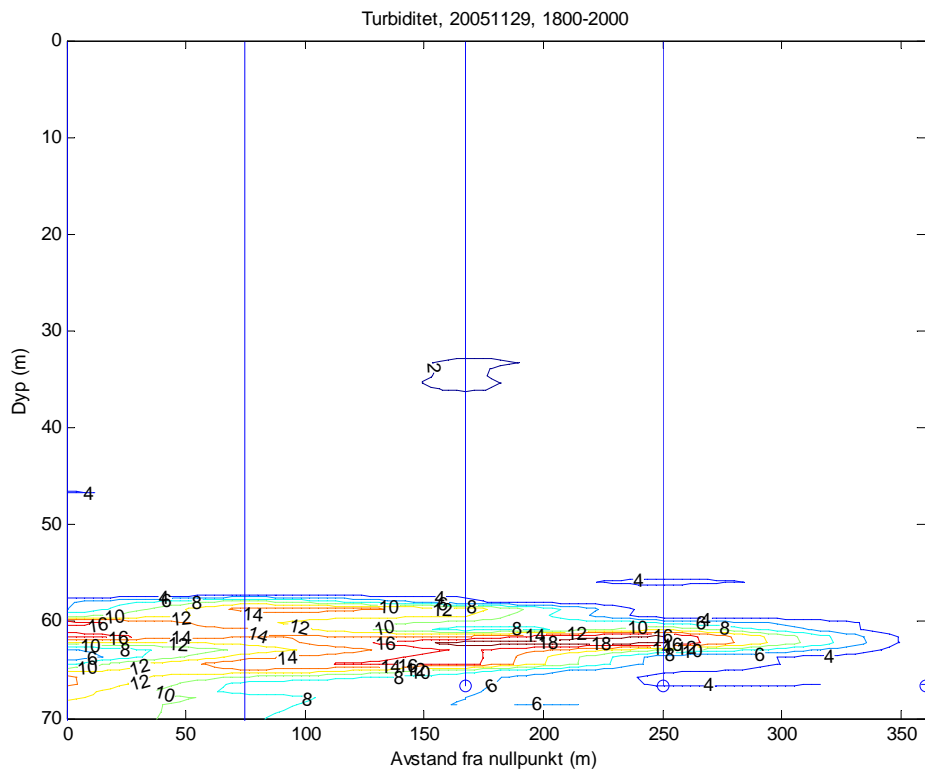
Figur 7. Kurver for konstant turbiditet som funksjon av klokkeslett og dyp på dumpstedet (H2).



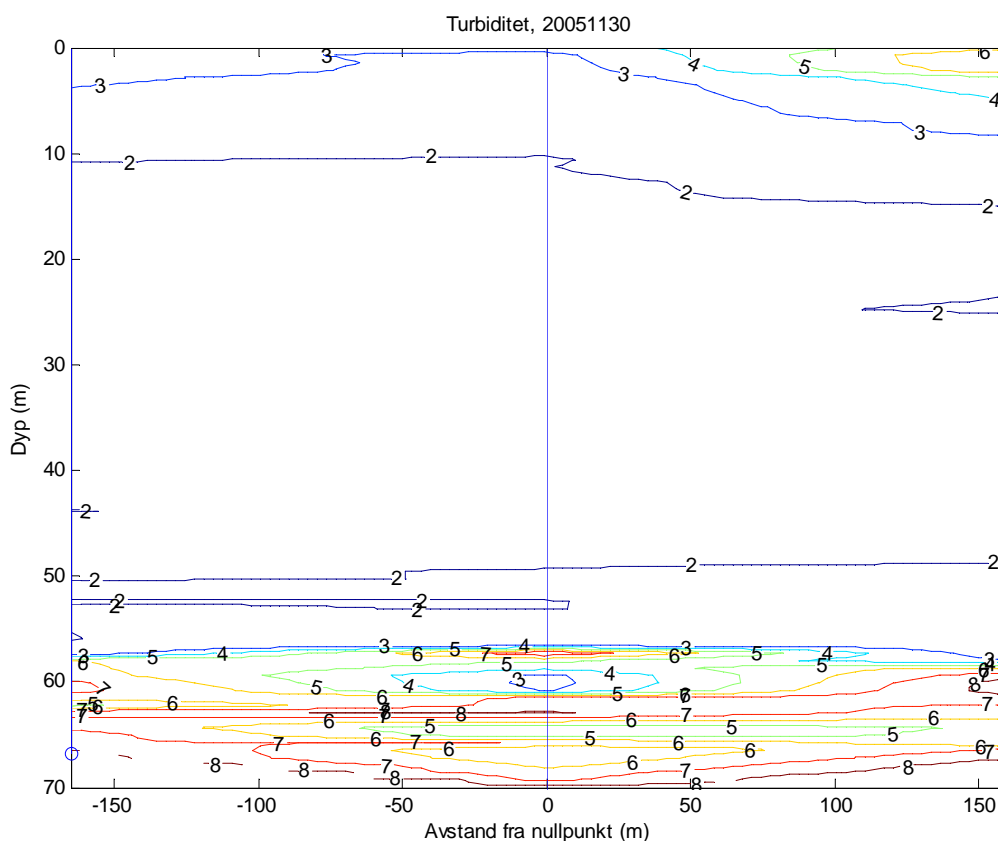
Figur 8. Kurver for konstant turbiditet som funksjon av klokkeslett i posisjon K.



Figur 9. Turbiditet fra overflate til bunn i nord-nordøstlig retning fra dumpestedet før dumpingen fant sted. Blå vertikale linjer viser hvor vertikallprofilene ble tatt.



Figur 10. Turbiditet fra overflate til bunn i nord-nordøstlig retning fra dumpestedet mellom klokka 18 og 19 på dumpedagen. Blå vertikale linjer viser hvor vertikallprofilene ble tatt.



Figur 11. Turbiditet fra overflate til bunn i sydvest-nordøstlig retning rundt dumpestedet dagen etter dumping. Blå vertikale linjer viser hvor vertikalprofilene ble tatt.

Tabell 2. Totalt suspendert materiale (kg tørrstoff) beregnet for vannmassen (delt i to lag) rundt dumpestedet. Vannmassen har form som en sylinder med radius 165 meter med dumpestedet i origo.

Dyp	Før dumping	kl 18-19	30/11
0-50 m	7 900	10 000	8 400
50-68 m	3 700	12 000	6 800

Tabellen viser en total restmengde på 10.4 tonn etter 7-8 timer og 3.6 tonn ca 32 timer etter utslippet. Hvis det antas at de dumpete massene inneholdt 60 % vann og hadde en tetthet på 1.2 tonn m^{-3} , innebærer dette at vannmassen ved de to tidspunktene inneholdt hhv 7.2 og 2.5 % av partiklene fra lekteren. Til sammenligning ble det i forsøket på Solbergstrand observert restinnhold i vannmassen på 5-15 % (av utpumpet partikkelmengde) like etter utslippet og <1 % etter 1-2 døgn (Eek og Schaanning, 2000).

3.3 Spredning av miljøgifter

3.3.1 Prøvetyper

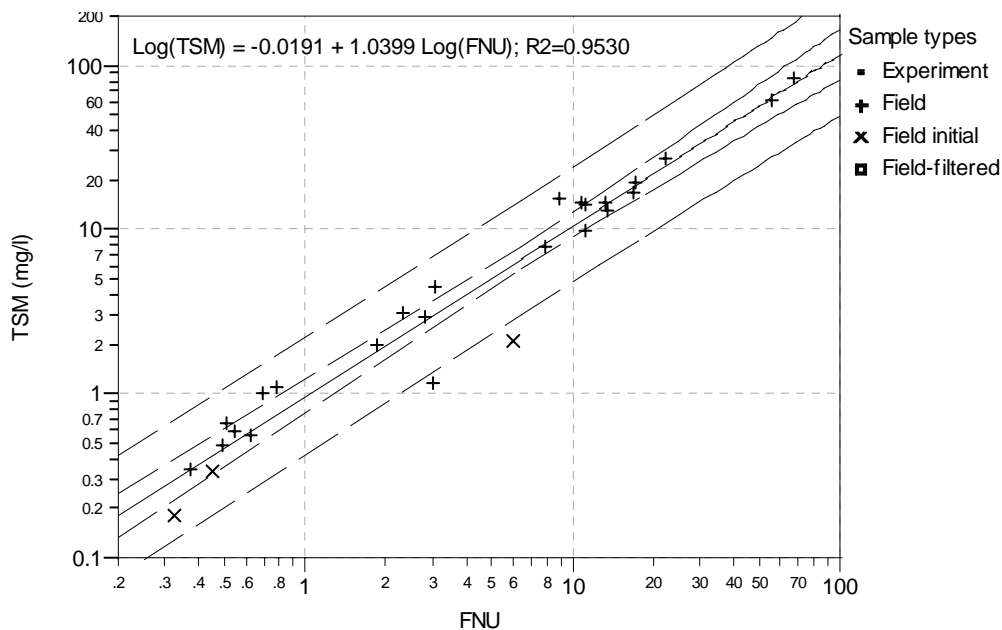
Figurene nedenfor viser resultater fra analysene av de 26 vannprøvene innsamlet i dumpeområdet. Tre prøver ble tatt umiddelbart før utslippet i 5, 20 og 68 m dyp. Disse prøvene er betegnet *Field initial* i figurene under. De øvrige (betegnet *Field* i figurene) ble tatt i perioden ½ - 6 h etter slippet. Seks av prøvene fra denne perioden ble splittet i to og den ene halvparten ble filtrert før analyse (betegnet *Field-filtered*).

For sammenligningens skyld har vi i noen av figurene tatt med data fra storskalaforsøket med simulert dumping av Bjørvikasedimenter i sjøvannstank på Solbergstrand (Eek og Schaanning, 2000). Disse dataene er referert til som *Experiment* i figurforklaringene. (Det gjøres oppmerksom på at eksperiment-dataene ikke er inkludert i alle figurene selv om de av tekniske årsaker er referert til i figurforklaringen, se f.eks. Figur 12).

3.3.2 Korrelasjon mellom turbiditet og partikkelinnhold

På laboratoriet ble delprøver analysert optisk for turbiditet (FTU) og samtidig ble ca 1 L av prøven filtrert på forhåndsveide 0.45 µm nucleopore filter for gravimetrisk bestemmelse av partikkelmengden (TSM). Figur 12 viser tilnærmet 1:1 sammenheng mellom de to målingene over hele måleområdet.

Det kan imidlertid være interessant å legge merke til to avvikende prøver med lave TSM:FTU forhold. Den ene prøven (FTU = 5.99, TSM = 2.06 mg L⁻¹) ble tatt ca 2 m over bunnen (68 m dyp) før dumping. Den andre prøven som plasserte seg utenfor konfidensintervallet i figuren (FTU = 2.99, TSM = 1.16) var prøve nr. P1 tatt fra Pelikan på 65 m dyp mindre enn ½ time etter slippet. Dette var sannsynligvis før partikkelskyen fra dumpingene nådde frem til dette punktet. Bunnvannet luktet tydelig av H₂S under toktet og bakteriemediert utfelling av jern og mangan kan produsere partikler i grenseskiktene mellom oksiske og anoksiske vannlag. En mulig forklaring på avvikene i TSM:FTU forholdet i denne vannmassen kan derfor være forekomst av partikler med høyt organisk innhold og lav tetthet.

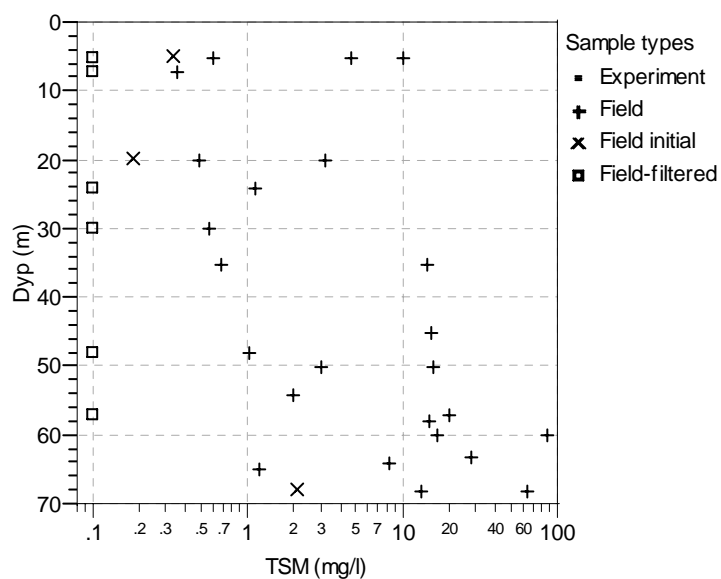


Figur 12. Korrelasjon mellom total partikkelmengde (TSM målt gravimetrisk) og FTU (målt optisk) i vannprøver fra Malmøykalven før (field initial) og etter (field) dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Kurveligning, korrelasjonskoeffisient (R²), kurve og 95% konfidensintervall for kurven (innerst) og enkeltobservasjoner (ytterst) ble beregnet ved lineær regresjonsanalyse på log-transformerte data.

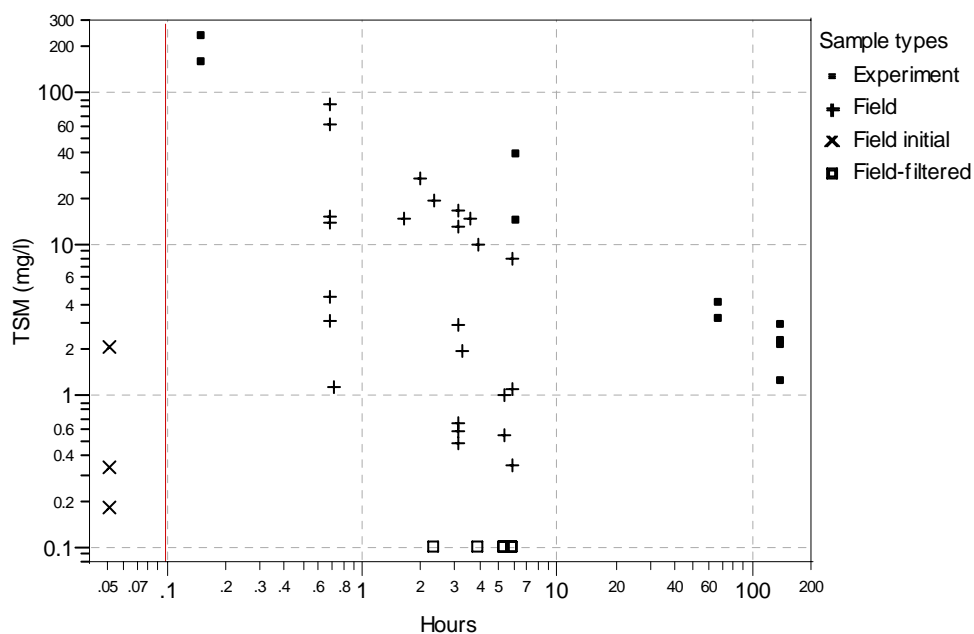
3.3.3 Partikkelinnhold (TSM) i miljøgiftprøvene før og etter dumping

Figur 13 viser fordelingen av TSM med dypet i prøvene som ble analysert for miljøgifter. Før dumping var partikkeltettheten i overflatelaget 0.33 mg L⁻¹ i 5 m og 0.18 mg L⁻¹ i 20 m dyp. 5.8 timer seinere (Figur 14) var partikkeltettheten nede på tilsvarende lavt nivå (0.35 mg L⁻¹) i 5 m dyp, men disse dataene gir ikke grunnlag for å bedømme hvorvidt dette skyldes utsynking eller vannutskifting. Etter dumping ble det i overflatelaget observert maksimal partikkelmengde på 9.98 mg L⁻¹, mens det i dypvannet ble målt opp til 85 mg L⁻¹ i 60 m dyp. Medianverdien etter dumping var 6.3 mg L⁻¹ med 25% og 75% kvartiler på hhv. 1.0 og 15 mg L⁻¹. Dette intervallet fanger opp 50% av prøvene etter utslippet.

Tre timer etter dumping, ble det ikke observert partikkeltettheter større enn 15 mg L⁻¹ (Figur 14). Prøvetakingen ble avsluttet 5.8 timer etter utslippet, men storskalaforsøket gir data for opptil 138 timer etter utslipp. Tatt i betraktning at det i forsøket alltid ble tatt prøver midt i partikkelskyen innestengt i karet, mens feltprøvene ble tatt i vannmasser som var både mye og lite påvirket av utslippet, synes tidstrenden oppnådd i forsøket å passe rimelig godt inn i tidstrenden gitt av feltprøvene med høyeste partikkeltetthet. Dette synes å bekrefte overføringsverdien av modellen for partikkelutsynking utviklet på grunnlag av Solbergstrand-forsøkene (Schaanning og Bjerkeng, 2001) og anvendt i konsekvensutredningen for deponiet ved Malmøykalven.



Figur 13. Total partikkelmengde i vannprøver fra Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Filtrerte prøver er plottet med verdien 0.1 mgTSM/l. Merk logaritmisk x-akse.



Figur 14. Total partikkelmengde i vannprøver fra Solbergstrand eksperiment og Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Dumpetidspunkt ved 0.1h. Filtrerte prøver er plottet med verdien 0.1 mgTSM/l. Merk logaritmisk skala på begge akser.

3.3.4 Miljøgifter i vannmassen før utslipp og i filtrerte prøver etter utslipp

Konsentrasjonen i vannmassene før utslippet, samt i filtrerte prøver etter utslippet er sammenstilt i Tabell 3.

Før utslippet var konsentrasjonen av kvikksølv under deteksjonsgrensen både i 5 og 20 m dyp, men vannprøven fra 68 m dyp var *markert* (ihht Molvær et al. 1997) forurenset (6.5 ng Hg L^{-1}). Hele vannsøylen var *lite* forurenset med Cd ($0.01\text{-}0.02 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$), *moderat* forurenset med Pb ($0.069\text{-}0.011 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) og *moderat – markert* forurenset med Cu ($0.33\text{-}1.17 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) og Zn ($2.69\text{-}5.21 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$). I motsetning til Hg ble de høyeste konsentrasjonene av Cu og Zn målt i overflatelaget (5-20m dyp). TBT og samtlige enkeltforbindelser av PAH og PCB samt mineralolje (THC) var under deteksjonsgrensene i alle ufiltrerte prøver innsamlet før utslippet.

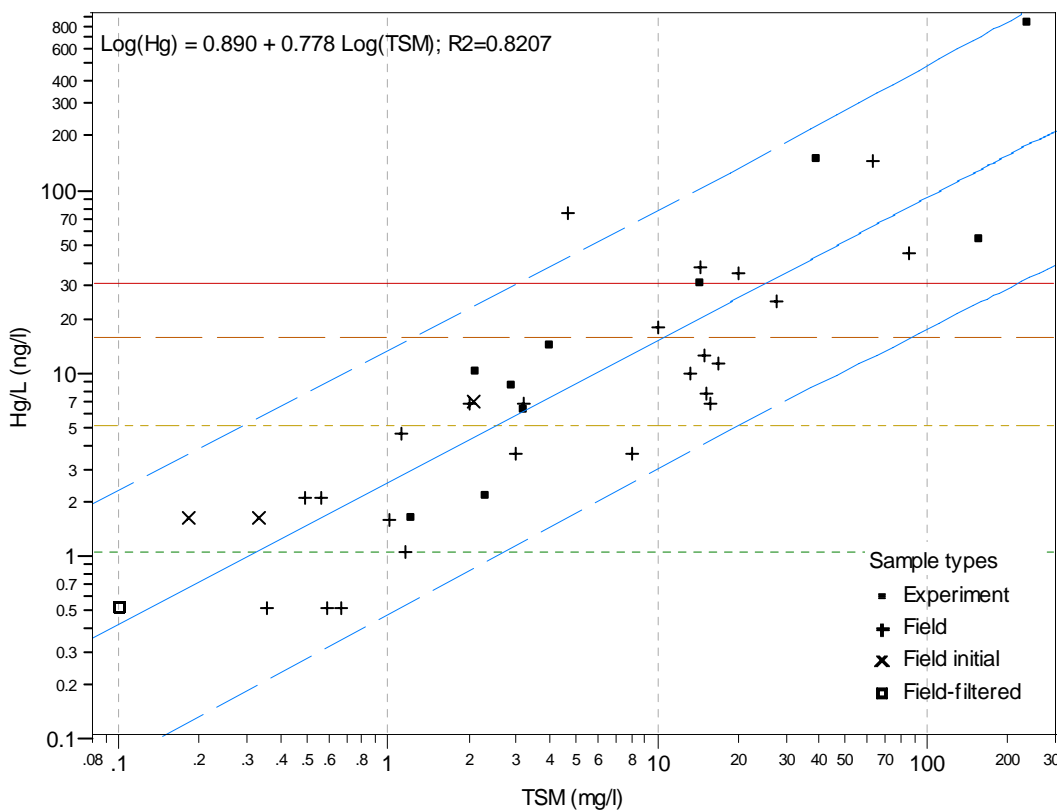
Etter utslippet inneholdt filtrerte prøver mer PAH, Cd og Cu enn ufiltrerte prøver før utslippet. I tillegg inneholdt de filtrerte prøvene noe Pb og Zn. Sammenlignet med kvalitetskriteriene i Molvær et al. (1997), som egentlig gjelder for ufiltrerte prøver, var de filtrerte prøvene *moderat* forurenset med Cd, Pb og Zn og *markert* forurenset med Cu. PCB og Hg ble derimot ikke observert i de filtrerte prøvene. Dette var i rimelig god overenstemmelse med resultatene fra storskalaforsøket som viste at Hg og PCB var sterkere assosiert med partikkelfraksjoner enn PAH (særlig pyren), Ni, Cd og Zn (Schaanning og Bjerkeng, 2002).

Tabell 3. Konsentrasjon av miljøgifter i vannprøver fra deponiområdet ved Malmøykalven. Prøvene ble innsamlet i 5-68 m dyp 29.11.05 hhv før utslippet (n=3) og 2-6 timer etter utslippet (n=6). Tabellen viser middelerdi og 1 standard avvik. < angir deteksjonsgrense for enkeltforbindelser.

	enhet	Før utslipp (n=3)		Filtrert etter utslipp (n=6)	
		gj.sn.kons.	std.avvik	gj.sn.kons.	std. avvik
Hg	$\mu\text{g/l}$	0.0032	0.0029	<0.001	-
Pb	$\mu\text{g/l}$	0.083	0.023	0.066	0.032
Cd	$\mu\text{g/l}$	0.018	0.006	0.058	0.055
Cu	$\mu\text{g/l}$	0.74	0.42	1.16	0.83
Zn	$\mu\text{g/l}$	3.6	1.4	3.5	1.5
TBT	ng/l	<0.001	-	<0.001	-
PCB7	ng/l	<0.0002	-	<0.0002	-
PAH16	ng/l	<0.002	-	0.068	0.089
KPAH	ng/l	<0.002	-	0.0059	0.0031
NPD	ng/l	<0.002	-	0.0103	0.0103
olje	$\mu\text{g/l}$	<50	-	<50	-

3.3.5 Korrelasjon mellom partikkelmengde og miljøgifter

Innvendingene mot deponering av masser fra Oslo havn er først og fremst knyttet til spredning av miljøgiftene kvikksølv, PCB og i mindre grad PAH, olje og øvrige tungmetaller. Dersom det viser seg at konsentrasjonen av disse forbindelsene er rimelig godt korrelert med partikkelmengdene i vannmassen kan regresjonsligningene benyttes til å estimere forurensing i vannmassen på grunnlag av turbiditet som er enkelt å måle både manuelt og automatisk på utplasserte sensorer.



Figur 15. Kvikksølv som funksjon av total partikkelmengde i vannprøver fra Solbergstrand eksperiment og Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Kurveligning, korrelasjonskoeffisient (R^2), kurve og 95% konfidensintervall ble beregnet ved lineær regresjonsanalyse på log-transformerte data. Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær et al. (1997). Linjene skiller mellom fem tilstandsklasser fra "ubetydelig forurenset" (under grønn, stiplet linje) til "meget sterkt forurenset" (over rød, heltrukket linje). Ikke-detekterbare mengder er plottet på 1/2 deteksjonsgrense (1 ng Hg L^{-1}).

Som et eksempel er samvariasjonen mellom konsentrasjonen av kvikksølv og konsentrasjonen av partikler vist i Figur 15. De fleste prøvene inneholdt små til moderate mengder av partikler ($<20 \text{ mg TSM L}^{-1}$) og tilsvarende små til moderate konsentrasjoner av miljøgifter. Noen få prøver inneholdt imidlertid, svært mye partikler og tilsvarende høye konsentrasjoner av miljøgifter. Vanlig lineær regresjonsanalyse på slike data vil overstyres av ekstremverdiene og gi dårlig presentasjon av dataene i den enden av måleområdet vi er mest interessert i. Regresjonsanalysene er derfor utført utelukkende på log-transformerte data, dvs at i stedet for konsentrasjonen brukes den naturlige logaritmen til konsentrasjonen. (Dette er en vanlig teknikk å bruke på kjemidata og en av fordelene er at en unngår å måtte regne med negative konsentrasjoner som ofte er resultatet når en ekstrapolerer ikke transformerte data til partikkelkonsentrasjoner lavere enn observasjonsområdet).

Regresjonsanalyser på de log-transformerte dataene vist i Figur 15 ble utført for hver av de tre gruppene: felldata, eksperimentelle data og felt+eksperiment data (pooled):

Field (n=33):	$\text{Log(Hg)} = 0.8263 + 0.702 \text{ Log(TSM)}$
Experiment (n=10):	$\text{Log(Hg)} = 0.8264 + 0.923 \text{ Log(TSM)}$
Pooled (n=43):	$\text{Log(Hg)} = 0.8904 + 0.778 \text{ Log(TSM)}$

n angir antall prøver som inngår i hver regresjonsanalyse. De tre analysene for Hg viste:

- korrelasjonskoeffisienter (R^2) > 0.8,
- skjæringspunkt mellom 0.82 og 0.89 (tilsvarer kons. Hg = 2.3 - 2.5 ng L⁻¹ ved 1 mgTSM L⁻¹)
- stigningskoeffisient mellom 0.70 og 0.92 (tilsvarer kons. Hg = 5.0 - 8.4 ng L⁻¹ ved 10 mgTSM L⁻¹).

Dette viste rimelig godt samsvar mellom eksperiment og felt-data og at konsentrasjonen av kvikksølv kan forutsies med rimelig god nøyaktighet fra konsentrasjonen av partikler i vannmassene.

Tilsvarende data og korrelasjonsanalyser for øvrige miljøgifter er vist i figurene i Vedlegg B. Analysene ble konsekvent utført på "pooled" data (n=43) selv om dette ofte ga noe dårligere korrelasjoner enn analyser utført på datasettene "felt" eller "eksperiment" hver for seg. Beregnede regresjonsligninger og korrelasjonskoeffisienter er samlet i Tabell 4. Tabellen viser at med unntak av olje og kadmium (Cd) var de fleste miljøgiftene forholdsvis godt korrelert med partikkelmengden i vannet ($0.63 < R^2 < 0.89$). Tabell 5 viser utregnede konsentrasjoner ved et utvalg verdier for TSM og klassifisering i forhold til miljøkriterier for fjorder og kystvann (Molvær et al, 1997).

Tabell 4. Sammenhengen mellom partikkelkonsentrasjon og konsentrasjon av miljøgifter. Tabellen viser kurveligningen beregnet ved lineær regresjonsanalyse på log-transformerte data fra Vedlegg B. $\ln(X) = a + b \cdot \ln(\text{TSM})$. X = kons. miljøgift, TSM = kons. partikler (mg L⁻¹), ln = naturlig logaritme, a = skjæringspunkt (når TSM = 0.1 mg L⁻¹), b = stigning. R² = korrelasjonskoeffisienten.

		a	b	R ²
Hg	ng/l	0.89	0.778	0.821
Pb	µg/l	-1.15	0.85	0.887
Cd	µg/l	-2.99	0.34	0.446
Cu	µg/l	0.319	0.452	0.650
Zn	µg/l	1.78	0.403	0.637
PCB7	ng/l	-0.0178	0.387	0.721
PAH16	ng/l	4.19	0.662	0.734
KPAH	ng/l	2.71	0.758	0.837
NPD	ng/l	2.456	0.513	0.630
olje	µg/l	3.48	0.235	0.240

Tabell 5. Miljøgiftkonsentrasjoner som funksjon av partikkelmengder (mg L⁻¹) i vannmasser påvirket av utslipp av sedimenter fra Bjørvika. Fargekodene for metaller viser vannets forventede tilstandsklasse i hht klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al 1997): meget sterkt, sterkt, markert, moderat og ubetydelig-lite forurensset. Fargekodene for organiske miljøgifter viser < deteksjonsgrense, 1-2x det.grense, 2-3x det. grense, 3-5x det.grense og >5x det.grense.

mgTSM L ⁻¹ :	0.1	1	3	5	10	15	20	25	30
Hg ng/l	0.4	2.4	5.7	8.5	14.6	20.0	25.0	29.8	34.3
Pb µg/l	0.0	0.3	0.8	1.2	2.2	3.2	4.0	4.9	5.7
Cd µg/l	0.02	0.05	0.07	0.09	0.11	0.13	0.14	0.15	0.16
Cu µg/l	0.5	1.4	2.3	2.8	3.9	4.7	5.3	5.9	6.4
Zn µg/l	2.3	5.9	9.2	11.3	15.0	17.7	19.8	21.7	23.4
PCB7 ng/l	0.4	1.0	1.5	1.8	2.4	2.8	3.1	3.4	3.7
PAH16 ng/l	14.4	66.0	136.6	191.6	303.2	396.5	479.7	556.1	627.4
KPAH ng/l	2.6	15.0	34.6	50.9	86.1	117.1	145.6	172.4	198.0
NPD ng/l	3.6	11.7	20.5	26.6	38.0	46.8	54.2	60.8	66.7
olje µg/l	18.9	32.5	42.0	47.4	55.8	61.3	65.6	69.2	72.2

3.3.6 TBT

Konsentrasjonen av TBT var under deteksjongrensen på 1 ng L^{-1} i samtlige prøver. Mest sannsynlig var forklaringen på dette at TBT finnes bare i et tynt toppskikt av sedimentet slik at gjennomsnittskonsentrasjonen i de mudrede massene blir lav. TBT ble ikke analysert i prøvene fra storskalaforsøket på Solbergstrand.

3.3.7 Mineralolje (THC)

For olje (THC) (Figur 34) var korrelasjonen dårlig ($R^2=0.24$) og konsentrasjonene av THC predikert i Tabell 5 på grunnlag av regresjonsligningen i Tabell 4 er svært usikre. De totalt 42 observasjonene fra felt og forsøk viste at økende partikkelmengde ga signifikant økende konsentrasjon av olje i vannmassene ($p=0.0010$), men utover dette var forutsigbarheten dårlig. Eksempelvis ble det målt over $200 \text{ } \mu\text{g THC L}^{-1}$ i en prøve med $<1 \text{ mg TSM L}^{-1}$, mens det ikke var detekterbare mengder i flere prøver med ca 10 mg TSM L^{-1} . Ingen av de filtrerte prøvene inneholdt detekterbar THC. Alt ialt kan dette tyde på at

- oljen er ujevnt fordelt i sedimentene,
- olje vil i liten grad løse ut fra partikler i vannmassene
- risiko for spredning under dumping er knyttet til spredning av partikler.

3.3.8 Kadmium (Cd) og sink (Zn)

For kadmium (Cd) ($R^2=0.446$) (Figur 37) var det også en klart signifikant ($p<0.0001$) økning av konsentrasjonen med økende partikkelmengde i vannmassen. Imidlertid viste de filtrerte prøvene konsentrasjoner av Cd opp til $0.16 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ (markert forurenset) og regresjonslinjen tilsier at vannmassen vil være moderat forurenset ned til ca $0.2 \text{ mg TSM L}^{-1}$. De tre prøvene innsamlet før utslippet viste en ubetydelig til lite forurenset vannmasse ($\leq 0.022 \text{ } \mu\text{g Cd L}^{-1}$) til tross for partikkelmengder opp til 2 mg L^{-1} . Forsøket på Solbergstrand viste at mengden av løst kadmium i vannmassen ble redusert i forsøk med råttent, H_2S -holdig vann. Dette vises i Figur 37 ved at av de seks "experiment"-punktene med $\text{TSM} < 5 \text{ mg L}^{-1}$ er de tre nederste fra forsøk med råttent bunnvann ($0.037\text{-}0.053 \text{ } \mu\text{g Cd L}^{-1}$), mens de tre øverste er fra forsøk der vannet inneholdt lite eller ikke noe H_2S ($0.13\text{-}0.18 \text{ } \mu\text{g Cd L}^{-1}$). Figuren viser samtidig at feltdataene ligger mer på linje med forsøket med råttent bunnvann. Dette stemte bra med lukten av H_2S i prøver av bunnvannet umiddelbart før utslippet. Figur 38 viser at sink (Zn) hadde omtrent samme fordeling som Cd mht

- filtrerte prøver,
- forskjellen mellom forsøk med råttent og mindre råttent bunnvann og
- overenstemmelsen mellom feltdataene og forsøket med mest råttent bunnvann.

Det er altså ikke tilfeldige feil som bidro til dårlige korrelasjoner mellom TSM og metallene Zn ($R^2=0.637$) og Cd ($R^2=0.446$). Tvert imot var årsaken at utløsning av disse to metallene fra dumpede masser er sterkt avhengig av redoksforholdene i mottagende vannmasser. Anoksiske vannmasser i deponiområdet vil mao bidra til å redusere spredning av Cd og Zn under deponering.

Oppsummert viser dette at:

- noe Cd og Zn vil løses ut fra partikler i vannsøylen
- utløsning av Cd og Zn er avhengig av redoksforholdene i resipientvannet

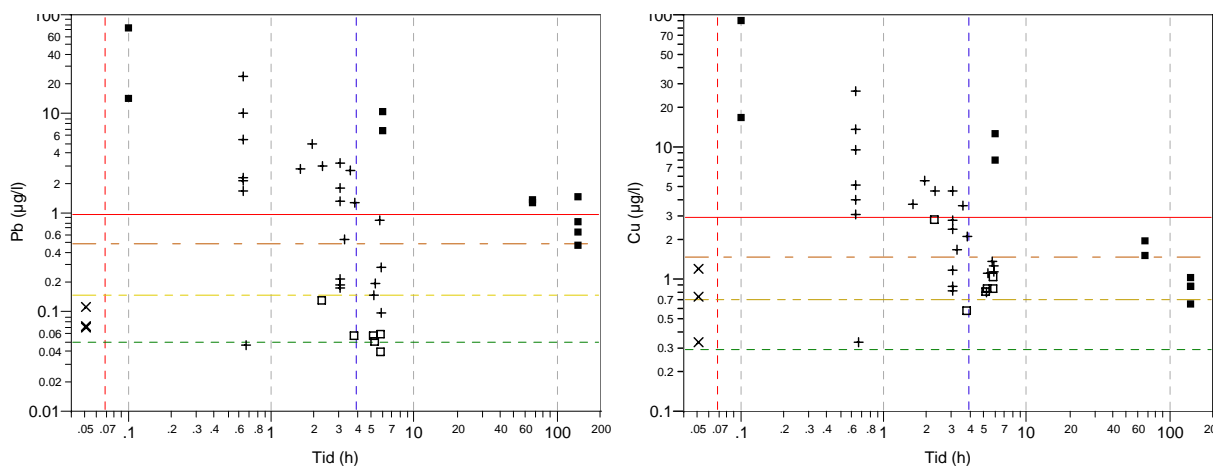
- konsentrasjoner av Cd og Zn i Tabell 5 er hovedsaklig predikert på grunnlag av anoksiske forhold i resipientvannet
- fare for spredning av Cd og Zn vil øke dersom massene deponeres under forhold med oksygenholdige vannmasser helt ned til bunnen i deponiområdet.

3.3.9 Bly (Pb) og kobber (Cu)

Bly (Figur 35) og kobber (Figur 36) var relativt godt korrelert med partikkelkonsentrasjonene (R^2 hhv 0.887 og 0.650) og i motsetning til Cd og Zn var det lite forskjell mellom de to forsøkene gjennomført med ulike redoksførhold.

Vannprøvene tatt før utslippet og de filtrerte prøvene inneholdt $0.04\text{--}0.13 \mu\text{g Pb L}^{-1}$ (lite-moderat forurenset) og $0.33\text{--}2.84 \mu\text{g Cu L}^{-1}$ (moderat-sterkt forurenset). Dette viser at deponiområdet i utgangspunktet var noe forurenset og at dette sannsynligvis skyldes betydelige løste eller kolloidale fraksjoner av disse metallene. Det partikkellanrikete dypvannet inneholdt før utslippet forholdsvis lite Pb og spesielt lite Cu. Dette tydeliggjøres i figurene ved at punktene faller utenfor 95% konfidensintervallet for regresjonslinjen og viser at partiklene i dette laget er mindre forurenset enn partiklene fra massene som ble sluppet ut. Isolert sett kunne de lave konsentrasjonene i dypvannet før utslipp tyde på at anoksiske forhold bidrar til å fjerne Pb og Cu fra vannmassen, men de to forsøkene på Solbergstrand ga ikke noen holdepunkter for å konkludere at anoksiske bunnvann vil bidra til vesentlig mindre utløsning av disse to metallene under deponering av forurensete masser.

Regresjonslinjene viste at vannmasser påvirket av partikler fra utslippet vil være meget sterkt forurenset med Pb ved $\text{TSM} > 4 \text{ mg L}^{-1}$ og Cu ved $\text{TSM} > 6 \text{ mg L}^{-1}$. Nedre konfidensintervall (Figur 35 og Figur 36) viste at meget sterkt forurenset vann kan predikeres med 95% sikkerhet ved partikelmengder over 20 mg TSM L^{-1} for Pb, og over ca $150 \text{ mg TSM L}^{-1}$ for Cu.



Figur 16. Bly (venstre) og kobber (høyre) i vannprøver fra eksperiment og felt før og etter utslipp av forurensete sedimenter. Utslipp ved tidspunkt 0.7 timer er markert med stiptet, rød linje. Tegnforklaring er som vist i ovenstående figurer: x = felt før utslipp, + = felt etter utslipp, punkter = eksperimentelle data, åpne firkanter = filtrerte prøver fra felt. Horisontale linjer viser grenseverdier for fem miljøtilstandsklasser (Molvær et al., 1997) fra ubetydelig forurenset (under grønn, stiptet linje) til meget sterkt forurenset (over rød, heltrukket linje).

Som vist i Figur 16 var alle observasjoner av meget sterkt Pb- og Cu-forurensete vannmasser i felt begrenset til tidsrommet 0-4 timer etter utslippet.

Oppsummert:

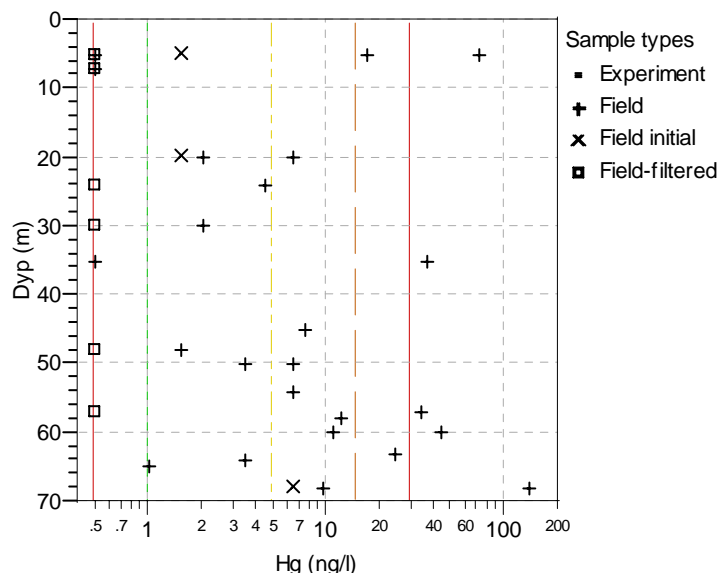
- vannmassene i fjorden var før utslippet moderat til markert forurenset med Cu og Pb
- filtrerte prøver (etter utslipp) viste tilsvarende konsentrasjoner av løst eller kolloidalt Cu og Pb
- 0-4 timer etter utslippet ble det observert meget sterkt Cu- og Pb-forurenset vann ved partikkelmengder større enn hhv 6 og 4 mg TSM L⁻¹

3.3.10 Kvikksølv

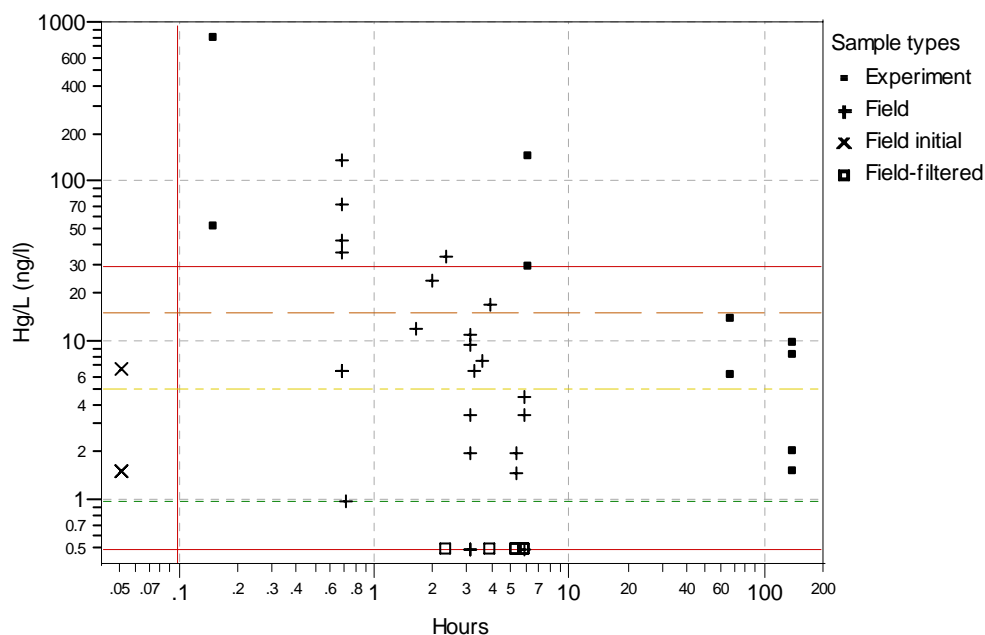
Kvikksølv var godt korrelert mot partikkelinnhold ($R^2=0.821$) og det var ingen klare forskjeller mellom observasjoner i felt og observasjonene fra forsøkene (Figur 15). Figur 17 viser at før utslipp var overflatelaget moderat forurenset og bunnvannet markert forurenset med Hg. I perioden 0-2.5 timer etter utslippet ble meget sterkt Hg-forurenset vann observert i prøver påvirket av partikler fra utslippet (Figur 18). Mer enn 4 timer etter dumping inneholdt ingen prøver mer Hg enn observert i bunnvannet før utslippet. Det var ikke detekterbare mengder Hg i filtrerte vannprøver. Dette viser at risiko for spredning av løste fraksjoner er liten.

Oppsummert:

- vannmassen var moderat-markert forurenset med Hg før utslippet
- meget sterkt Hg-forurenset vann observert 0-2.5 timer etter utslippet
- ikke detekterbare mengder (<1 ng Hg L⁻¹) i filtrerte prøver
- risiko for spredning er knyttet til spredning av partikler.



Figur 17. Kvikksølv i vannprøver fra Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Ikke-detekterbare mengder er plottet med 50% av deteksjonsgrensen og markert med heltrukken rød linje lengst til venstre i diagrammet. Øvrige, vertikale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær m.fl. (1997). Linjene skiller mellom fem tilstandsklasser fra "ubetydelig forurenset" (til venstre for grønn, stiplet linje) til "meget sterkt forurenset" (til høyre for rød, heltrukken linje). Merk logaritmisk x-akse.



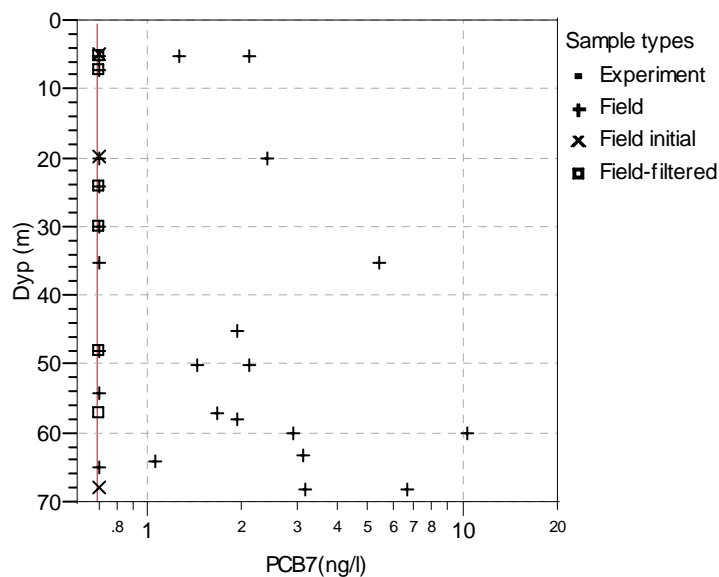
Figur 18. Kvikksølv i vannprøver fra Solbergstrand eksperiment og Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Dumping ved tid 0.1h. Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær m.fl. (1997). Linjene skiller mellom fem tilstandsklasser fra "ubetydelig forurenset" (under grønn, stiplet linje) til "meget sterkt forurenset" (over rød, heltrukket linje). Ikke-detekterbare mengder er plottet med 50% av deteksjonsgrensen og markert med heltrukket rød linje.

3.3.11 Polyklorerte bifenyler (PCB)

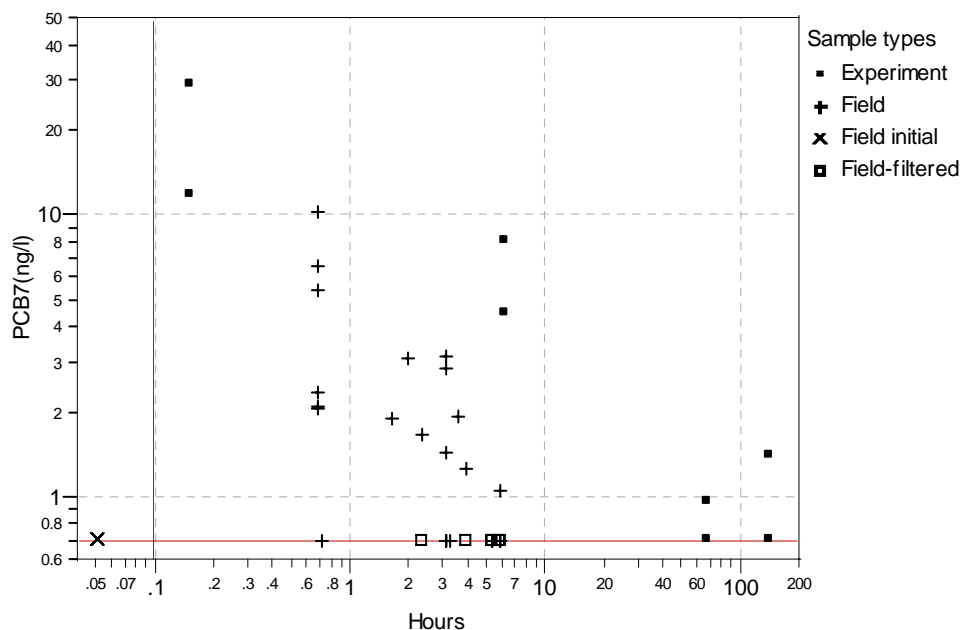
ΣPCB_7 (Sum Seven Dutch) var rimelig godt korrelert mot partikkelinnhold ($R^2=0.7209$) og det var ingen klare forskjeller mellom observasjoner i felt og observasjonene fra forsøkene (Figur 30). Det ble ikke observert detekterbare mengder PCB verken før utslippet eller i filtrerte prøver innsamlet i fjorden etter utslippet. Deteksjonsgrensene var 0.2 ng L^{-1} for enkelt kongenerer. I figurene er deteksjonsgrensen vist som 50% av summen av de 7 kongenerene, dvs $0.7 \text{ ng } \Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$.

Etter utslippet ble det ikke observert detekterbare mengder PCB i prøver med $\leq 2.85 \text{ mg TSM L}^{-1}$. Største konsentrasjon var $10.3 \text{ ng } \Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$ observert på 60 m dyp 40 minutter etter utslippet (Figur 19, Figur 20) i en prøve som inneholdt 85 mg TSM L^{-1} . I overflatelaget (over 35 m) var største konsentrasjon 2.4 ng L^{-1} . Konsentrasjonene avtok raskt med tiden etter utslippet (Figur 20). Etter 1 time var konsentrasjonene 3.2 ng L^{-1} eller lavere og etter 3 timer 2.0 ng L^{-1} eller lavere. Forsøket på Solbergstrand viste at 138 timer etter utslippet var konsentrasjonen av ΣPCB_7 mindre enn 1.4 ng L^{-1} , dvs tilsvarende summen av deteksjonsgrensene for enkeltkongenerene.

Regresjonsligningen forutsier konsentrasjoner på $1.5 \text{ ng } \Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$ ved 3 mg TSM L^{-1} (Tabell 5). Ved 10 mg TSM L^{-1} forutsier regresjonen $2.4 \text{ ng } \Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$ med 95% konfidensintervall på mellom 0.8 og $7 \text{ ng } \Sigma\text{PCB}_7 \text{ L}^{-1}$.



Figur 19. Σ PCB₇ i vannprøver fra Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Vertikal, rød linje viser 50% av summen av deteksjonsgrensene for hver enkelt kongener. Merk logaritmisk x-akse.



Figur 20. Σ PCB₇ i vannprøver fra Solbergstrand eksperiment og Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Dumpetidspunkt ved 0.1h. Horisontal, rød linje viser 50% av summen av deteksjonsgrensene for hver enkelt kongener.

Oppsummert for PCB

- vannmassen inneholdt ikke detekterbare mengder PCB før utslippet
- maks. konsentrasjon etter utslipp var 10.3 ng PCB L⁻¹
- ikke detekterbare mengder i filtrerte prøver
- risiko for spredning er knyttet til spredning av partikler.

3.3.12 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Alle prøvene ble analysert på de 16 vanligste PAH-forbindelsene (EPA). Regresjonsanalysene ble utført på summen av alle 16 forbindelsene (ΣPAH_{16} , Figur 31), summen av petroleumsrelaterte PAH-forbindelser (NPD-fraksjon) (Figur 33) og på summen av de mest toksiske PAH forbindelsene (KPAH-fraksjonen) (Figur 32).

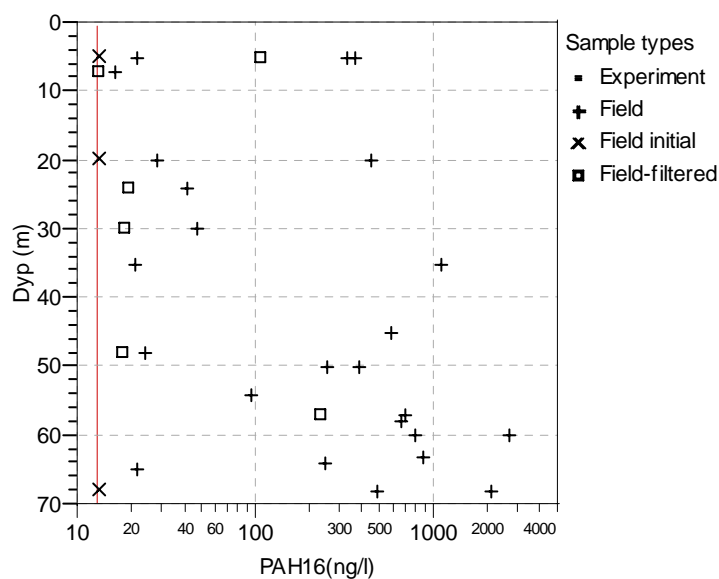
NPD-fraksjonen var den minste av disse tre fraksjonene og utgjorde ca 10% av ΣPAH_{16} . Korrelasjonen med partikkelmengde var relativt svak ($R^2=0.6303$) og Figur 33 viser at det var tydelig mer NPD i feltprøvene enn i forsøkene på Solbergstrand. Mest sannsynlig skyldtes dette at sedimentene som ble sluppet ut i Malmøykalven inneholdt mer NPD enn sedimentene som ble brukt på Solbergstrand. Tabell 6 bekrefter at det var betydelig forskjeller mht PAH i massene som ble sluppet i felt sammenlignet med massene benyttet i forsøket på Solbergstrand. Totalinnholdet i forsøket var 22.2 $\mu\text{g } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ g}^{-1}$ TSM eller noe under halvparten av innholdet på partiklene fra feltarbeidet. Videre var det en forskyvning av sammensetningen slik at NPD utgjorde bare 8% av ΣPAH_{16} i forsøket. Den statistiske analysen viste at det var signifikant forskjell mellom felt og eksperiment for ΣPAH_{16} og NPD fraksjonene (bokstavkombinasjon A-B), mens det ikke var signifikant forskjell mellom KPAH fraksjonene (bokstavkombinasjon AB-A).

De filtrerte prøvene inneholdt detekterbare mengder av alle tre PAH-fraksjonene. Tabellen viser også at sammensetningen av PAH ikke endres signifikant etter filtrering (bokstavkombinasjoner A-A for NPD, B-AB for KPAH og A-AB for sum andre). Dataene ga derfor ingen støtte til en eventuell hypotese om at KPAH løses ut til vannmassen i mindre grad enn de to andre fraksjonene.

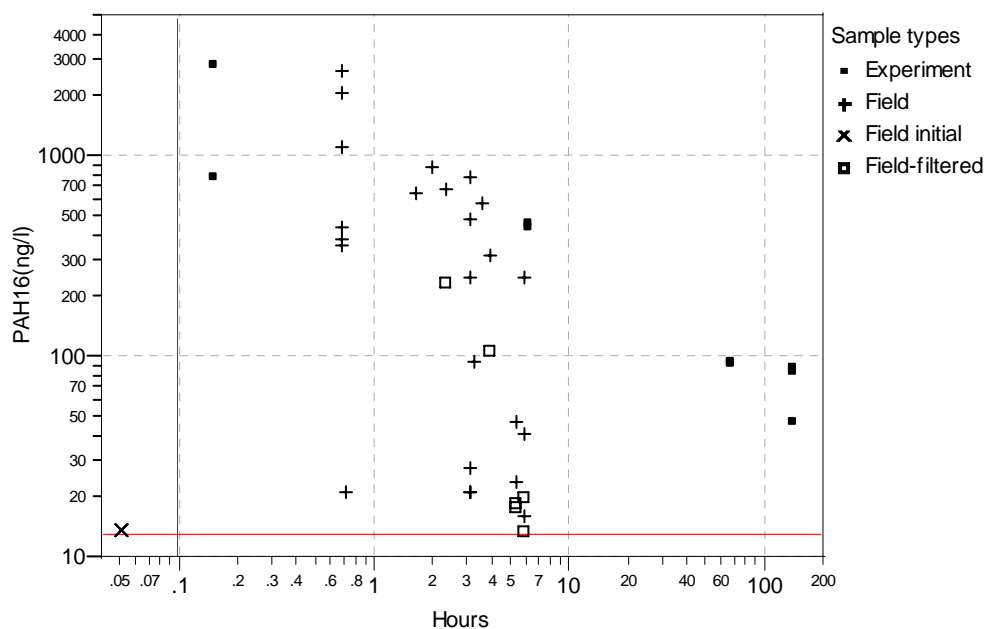
Tabell 6. ΣPAH_{16} i dumpete muddermasser og fordelingen mellom NPD, KPAH og øvrige PAH forbindelser (% av ΣPAH_{16}) i de ulike prøvetypene. Bokstavene viser resultatet av en statistisk analyse (ANOVA, Tukey-Kramer HSD) og betyr at det er signifikant forskjell mellom grupper som ikke er forbundet av samme bokstav (dvs. AB er ikke forskjellig fra A og ikke forskjellig fra B, men A er forskjellig fra B).

	$\mu\text{g } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ g}^{-1}$ TSM		NPD		KPAH		Sum andre	
Field-filtered	-	-	A	21 %	B	18 %	A	61 %
Field	A	47.8	A	19 %	AB	26 %	AB	55 %
Experiment	B	22.2	B	8 %	A	34 %	A	58 %

Korrelasjonene mot partikkelkonsentrasjoner både for ΣPAH_{16} med $R^2 = 0.734$ (Figur 31) og KPAH med $R^2 = 0.837$ (Figur 32), var bedre enn korrelasjonen for NPD-fraksjonen og plottene viser mindre klare forskjeller mellom data fra felt og data fra forsøkene på Solbergstrand.



Figur 21. PAH16 (EPA) i vannprøver fra Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Vertikal, rød linje viser 50% av summen av deteksjonsgrensene for hver enkelt kongener. Merk logaritmisk x-akse.



Figur 22. PAH16 (EPA) i vannprøver fra Solbergstrand eksperiment og Malmøykalven før og etter dumping av forurenset sediment fra Bjørvika. Dumpetidspunkt ved 0.1h. Horisontal, rød linje viser 50% av summen av deteksjonsgrensene for hver enkelt kongener.

Ingen av vannprøvene innsamlet før utslippet inneholdt detekterbare mengder PAH. Deteksjonsgrensen var 2 ng L^{-1} for de fleste enkelt-forbindelsene. Etter utslippet ble høyeste konsentrasjon på 2660 ng L^{-1} observert i en prøve tatt på 60 m dyp ca 40 minutter etter utslippet (Figur 21, Figur 22). Over 50 m dyp var konsentrasjonene ved samme tidspunkt $\leq 1110 \text{ ng } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ L}^{-1}$ og $\leq 290 \text{ ng KPAH L}^{-1}$. De fem siste prøvene innsamlet 5-6 timer etter utslippet inneholdt $\leq 246 \text{ ng } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ L}^{-1}$ og $\leq 46 \text{ ng KPAH L}^{-1}$.

Oppsummert:

- det var mer PAH og særlig mer NPD i sedimentene dumpet i felt sammenlignet med sedimentene dumpet på Solbergstrand
- det var ikke detekterbare mengder PAH i sjøvannet i deponiområdet før utslippet
- de første seks timer etter utslippet var median konsentrasjon $341 \text{ ng } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ L}^{-1}$ hvorav $97.6 \text{ ng KPAH L}^{-1}$.
- filtrerte prøver inneholdt opp til $234 \text{ ng } \Sigma\text{PAH}_{16} \text{ L}^{-1}$ og fordelingen mellom de tre fraksjonene KPAH, NPD og sum andre var ikke signifikant forskjellig i filtrerte og ufiltrerte prøver.

4. Diskusjon

4.1 Partikkelspredning etter utslippet

Når massene fra lekteren slippes ut, vil de raskest synkende fraksjonene danne en front som synker relativt hurtig mot bunnen. Fra utslippet på 4 m dyp kl 12:08 gikk det 7-8 minutter før økte partikkelmengder ble observert på vektormåleren på 69 m dyp (1.7 m over bunnen) nærmest utslippspunktet. Dersom fronten traff direkte på sensorene vil hastigheten i fronten av den nedsynkende partikkelskyen i gjennomsnitt ha vært 13-16 cm s⁻¹. Dersom fronten traff til siden for sensoren slik at de første registreringene var fra partikler som synker langsommere eller virvles opp fra primærnedslagspunktet kan hastigheten i fronten ha vært større enn 13-16 cm s⁻¹.

Partikkelskyen som når bunnen vil være en blanding av mudrete sedimenter og vann innblandet dels under mudring og dels under nedsynking. Etter at denne skyen treffer bunnen vil lettere partikkelfraksjoner spres utover til sidene for nedslagspunktet. Oppvirvlingen rundt nedslagspunktet forventes gi fluktuasjoner og usystematiske variasjoner både i vannbevegelser og partikkelmengder en stund etter nedslaget. Vektormåleren ved nedslagspunktet registrerte tydelig vannbevegelser med strømstyrker opp til 6-7 cm s⁻¹ i hver retning og tydelige fluktuasjoner som varte i 5-15 minutter etter at de første partiklene ble registrert, dvs. i perioden mellom kl 12:15 og 12:31. I begynnelsen av denne perioden fluktuerte også partikkelmengdene i vannet før skyen jevnet seg ut til stabilt høye konsentrasjoner mot slutten av perioden. Mindre fluktuasjoner med svakt forhøyete strømhastigheter på 1-2 cm s⁻¹ ble registrert i flere timer etter utslippet.

Det akustiske signalet fra vektormåleren plassert like over bunnen 75 m fra deponeringspunktet, viste rask økning like etter utslippet, men en mye mer gradvis reduksjon tilbake til verdiene før dumping enn det som ble observert med de vanlige lysbaserte turbidometrene. Ettervirkningen i det akustiske signalet var tydelig inntil 2 dager etter dumping med en svakere resteffekt som kan spores i ytterligere 2-3 dager. Det akustiske signalet er mest følsomt for partikler på ca 10 µm. Det ser derfor ut til at partiklene som blir hengende igjen i vannmassene er små, faste partikler heller enn større partikler med lav tetthet og høyt organisk innhold.

Sensorene plassert langs bunnen hhv 150 og 225 m i nordøstlig retning fra utslippspunktet viste en svak, men tydelig økning av partikkelkonsentrasjonen hhv kl 16:50 og kl 19:00. Dette viste at fronten av partikkelskyen spredte seg langs bunnen med en midlere hastighet på 0.5-0.9 cm s⁻¹. Observasjoner gjort 32 timer etter utslippet indikerte at skyen la seg noenlunde til ro i dette området og det ble ikke gjort noen observasjoner som tydet på spredning utover 300 m fra utslippspunktet.

Før prøveutslippet ble foretatt var turbiditeten ca 2 FTU gjennom hele vannsøylen med unntak av et bunnskikt med forhøyet turbiditet (3-6 FTU) under ca 62 m. Vannprøver fra dette sjiktet luktet tydelig av H₂S. Like etter dumping ble det like ved dumpstedet (H2) observert forhøyete partikkelmengder (FTU > 20) i et smalt sjikt ved 20 m dyp og et tykkere sjikt mellom 40 og 50 m dyp. Sjiktet i 20 m dyp forsvant i løpet av de første 2 timene, mens rester av sjiktet i 40-50m dyp kunne observeres 3-4 timer etter utslippet. Selv om det er lite horisontal bevegelse i disse vannmassene og lagene ikke kunne spores på andre stasjoner i dumpeområdet, er innlagring av partikler i intermediære sjikt over terskeldyp uønsket pga risiko for spredning av miljøgifter til områder utenfor Bekkelagsbassenget.

Nærmest bunnen ble det observert høye partikkelmengder i et 10-15 m tykt lag. Like ved dumpstedet ble det observert turbiditeter opp til 80-100 FTU. De høyeste konsentrasjonene ble typisk observert 1-

2 timer etter dumping og 5-10 m over bunnen. 5-6 timer etter utslippet var turbiditeten under 20 FTU og etter ca 32 timer var turbiditeten nede i 4-8 FTU, bare svakt forhøyet sammenlignet med det anoksiske laget før utslippet, men med øvre grense forskjøvet oppover i vannmassen til ca 58 m dyp. Tersklene mellom de nordøstlige delene av deponiområdet og Bekkelagsbassenget ligger på ca 65 m dyp. Under normal drift av deponiet med daglig nedføring av 1000-2000 m³ sammenlignet med prøveutslippet på 300 m³, og forutsatt at nedføringen foregår på samme måte som under prøveutslippet, vil deler av partikkelskyen lett kunne spres videre mot nordøst over tersklene og inn i Bekkelagsbassenget.

4.2 Restinnhold av miljøgifter i vannsøylen 8 og 32 timer etter utslippet

Regresjonsanalysene vist for kvikksølv i kap. 3.3.5 og for øvrige miljøgifter i Vedlegg B. viste rimelig gode sammenhenger mellom mengden av partikler (mg L⁻¹) og konsentrasjonen av miljøgifter i vannmassene berørt av utslippet. I hht kap. 2.2 gir turbiditeten et godt mål for partikkelmengden i vannmassen (1 FTU ≈ 1 mg L⁻¹).

På grunnlag av de totale partikkelmengdene beregnet i Tabell 2 for hhv 0-50 og 50-68 m dyp, ble det beregnet totale mengder av miljøgifter i vannmassen før og etter utslippet. Bakgrunnsnivået før utslipp ble beregnet på grunnlag av forholdet mellom konsentrasjonen av miljøgifter og partikkelkonsentrasjon i de tre prøvene innsamlet før utslippet ("Field initial"):

$$M_0 = P_0(C_{M0}/C_{P0}).$$

der

M_0 = total mengde miljøgift i vannmassen før utslippet

P_0 = total mengde partikler i vannmassen før utslippet (Tabell 2)

C_{M0} = kons. miljøgift før utslipp (Field initial)

C_{P0} = kons. partikler (TSM) før utslipp (Field initial)

Ved lave partikkeltettheter er en forholdsvis større andel av miljøgiftene tilstede i løst fraksjon. Forholdet mellom miljøgiftkonsentrasjon og TSM øker derfor mot lave partikkelmengder. Det meste av restene etter utslippet var samlet i lag med partikkeltettheter på 5-15 mg TSM L⁻¹ (Figur 10, Figur 11). Miljøgiftinnholdet i vannmassene etter utslipp ble derfor beregnet på grunnlag av økningen i partikkelmengde multiplisert med forholdet mellom TSM og miljøgifter ved TSM = 10 mg L⁻¹:

$$M = M_0 + \Delta P(C_{M10}/10)$$

der

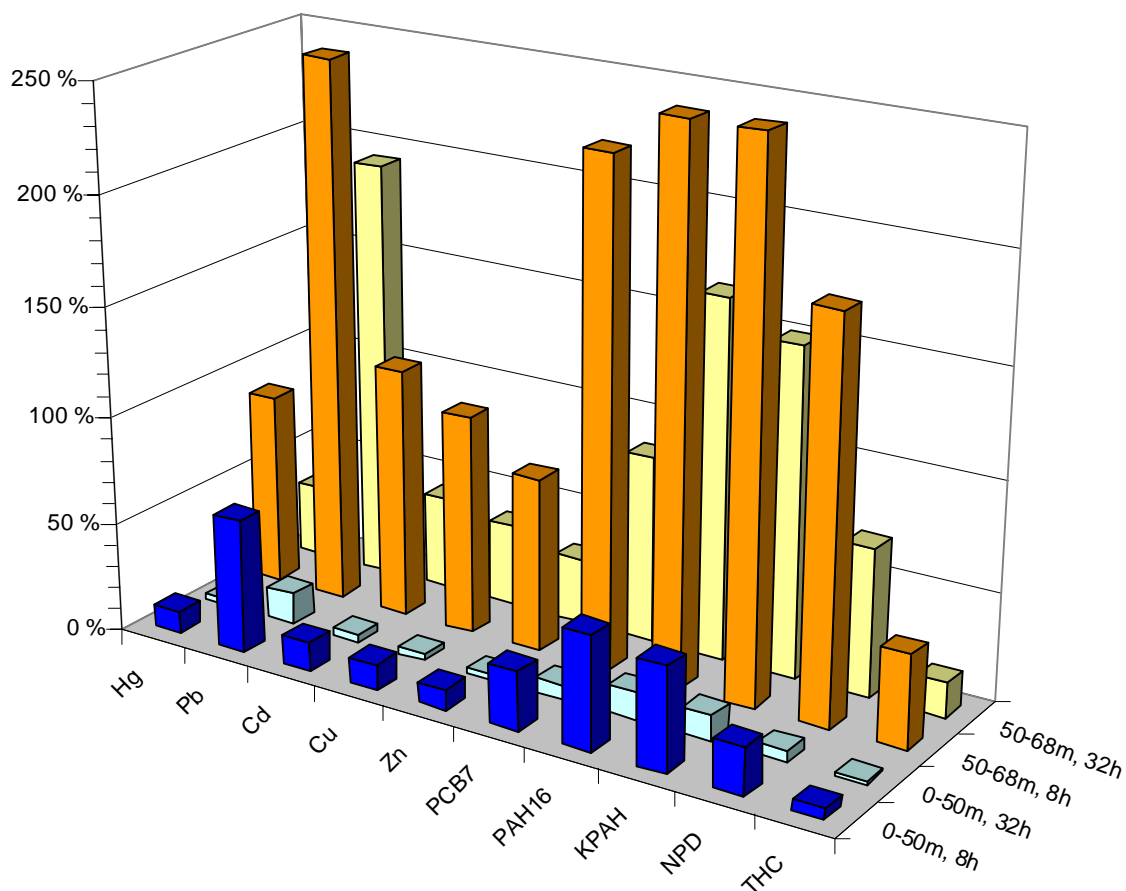
ΔP = økning i partikkelmengde (Tabell 2)

C_{M10} = beregnet konsentrasjon av miljøgift ved TSM = 10 mg L⁻¹ (Tabell 5).

Resultatet av beregningene er vist i Tabell 7 og Figur 23. Innholdet av Pb, PAH og PCB økte prosentvis mest i begge de to lagene.

I 0-50m laget var økningen etter 7-8 timer 62% for Pb, 52% for PAH₁₆ og 27% for PCB¹. Etter 32

¹ Før utslippet var konsentrasjonen av PCB i fjorden mindre enn deteksjonsgrensen. M_0 for PCB7 kan derfor være alt fra null til sju ganger større enn verdiene oppgitt i Tabell 7 som er basert på deteksjonsgrensen for enkeltkongenerer (=0.2 ng L⁻¹). Dette gir lavere bakgrunnsnivå i fjorden og høyere prosentvis økning enn om vi, som i regresjonsanalysene, hadde regnet med 50% av summen av deteksjonsgrensene (=0.7 ng L⁻¹). Den absolutte økningen (f.eks. 0.7 g i 50-68 m, 32 timer) etter utslippet påvirkes ikke av valgt bakgrunnskonsentrasjon.



	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	PCB7	PAH16	KPAH	NPD	THC
■ 0-50m, 8h	11 %	62 %	14 %	12 %	9 %	27 %	52 %	48 %	22 %	5 %
□ 0-50m, 32h	3 %	15 %	3 %	3 %	2 %	6 %	12 %	11 %	5 %	1 %
■ 50-68m, 8h	89 %	519 %	115 %	101 %	80 %	230 %	441 %	403 %	182 %	43 %
□ 50-68m, 32h	33 %	194 %	43 %	38 %	30 %	86 %	165 %	151 %	68 %	16 %

Figur 23. Prosentvis økning av total mengde miljøgifter i overflatelag (0-50m) og ved bunnen (50-68m) hhv 8 og 32 timer etter utslippet. Merk overskridelse på y-aksen for Pb, PAH₁₆ og KPAH i 50-68m, 8h etter utslipp. Se innfelt tabell for nøyaktige verdier.

timer hadde det meste av dette sunket ut slik at økningen da var nede i 15% for Pb, 12% for PAH₁₆ og 6% for PCB (Figur 23). For de øvrige forbindelsen var økningen etter 32 timer mindre eller lik 3%.

I 50-68 m laget økte miljøgiftmengdene, som ventet, vesentlig mer enn i vannmassene lenger opp. Det aller meste vil være knyttet til det partikkelrike laget mellom 55 og 65 m (Figur 10 og Figur 11). Etter 7-8 timer var økningen 519% for Pb, 441% for PAH₁₆ og 230% for PCB¹. Innholdet avtok raskt, men etter 32 timer var den beregnede økningen fremdeles så vidt høy som 194% for Pb, 165% for PAH₁₆ og 86% for PCB.

Tabell 7. Beregnet mengde miljøgifter i vannmassen før utslippet (M_0) og hhv 7-8 (M_8) og ca 32 timer (M_{32}) etter utslippet av 300 tonn Bjørvikasedimenter fra splittlekter over deponiområdet ved Malmøykalven. M_0 for THC, PAH16, KPAH, NPD og PCB er estimert på grunnlag av deteksjonsgrensene for de kjemiske analysene. Enhet = kg.

	Overflatelag 0-50 m			Dypvann 50-68 m		
	M_0	M_8	M_{32}	M_0	M_8	M_{32}
THC	231	242	233	108	154	125
Zn	33.2	36.3	33.9	15.5	28.0	20.2
Cu	6.8	7.6	7.0	3.2	6.4	4.4
Pb	0.77	1.24	0.88	0.36	2.22	1.05
Cd	0.169	0.192	0.175	0.079	0.170	0.113
PAH16	0.122	0.185	0.137	0.057	0.309	0.151
KPAH	0.038	0.056	0.042	0.018	0.089	0.044
NPD	0.037	0.045	0.039	0.017	0.049	0.029
Hg	0.029	0.032	0.030	0.014	0.026	0.018
PCB	0.0018	0.0023	0.0020	0.0009	0.0029	0.0016

Tabell 8. Økte mengder miljøgifter i vannsøylen 7-8 og ca 32 timer etter utslipp av 300 tonn Bjørvikasediment fra splittlekter over deponiområdet ved Malmøykalven. Til sammenligning er vist daglige tilførsler til Bekkelagsbassenget og Oslo havn fra spesifiserte kilder (etter data sammenstilt i Schaanning et al, 2006). Enhet = g.

	Hg	Pb	Cd	PCB7	PAH16
Økning i vannsøylen, 0-68m, 7-8 h	15.2	2331	114	2.49	315
Økning i vannsøylen, 0-50 m, ca 32 h	0.7	112	6	0.12	15
Økning i vannsøylen, 50-68 m, ca 32 h	4.5	695	34	0.74	94
Daglige tilførsler til Bekkelagsbassenget (renseanlegg og atmosfærisk nedfall)	2.2	115	7	0.22	25
Daglige elvetilførsler til Oslo havn (Akerselva og Alna/Loelva)	3.6	910	30	0.41	60
Daglig avrenning fra tette flater til Oslo havn (fra området Frognerkilen- Sjursøya)	0.2	61	2	0.01	1

I Tabell 8 er den absolutte økningen sammenlignet med noen andre transportrater oppdatert og sammenstilt i Schaanning et al. (2006). Der ble det vist at sedimentasjonen av miljøgifter i Bekkelagsbassenget kunne forklares tilfredstillende med tilførslene fra Bekkelaget renseanlegg, pluss et rimelig estimat for netto tilførsler via atmosfæren. Sammenligningen viser at tilskuddet som fremdeles ikke hadde sedimentert 32 timer etter utslippet var typisk 4-5x større enn normale, daglige tilførsler til hele bassenget. Dersom disse restene skulle spres utenfor deponiområdet og sedimentere jevnt over hele Bekkelagsbassenget ville tilførslene av miljøgifter til sedimentene øke betydelig over hele bassenget. Vi har ingen observasjoner som viser at partikkelskyen faktisk spredte seg utenfor deponiområdet. Likevel må synkehastigheten på restpartiklene i vannmassen 32 timer etter utslippet være så lav at risikoen for slik spredning må anses å være tilstede dersom planlagt nedføring av 1000-2000 m³/dag gjennomføres på samme måte som prøvutslipp av 300 m³.

I tillegg til mulighetene for spredning via partikler vil forbindelser som løses ut til vannmassen kunne spres til områder utenfor deponiområdet. De filtrerte prøvene inneholdt ikke detekterbare mengder verken av PCB, TBT eller Hg. Løste faser, særlig av PAH, kadmium og kobber ble observert etter

filtrering av prøver med høyt innhold av partikler. I utgangspunktet vil slike faser ikke fjernes ved sedimentasjon, men ”scavenging” prosesser og nedbrytning av PAH forbindelser er blant flere prosesser som naturlig kan fjerne oppløste forbindelser fra dypvannet. Risiko for skade på organismer som følge av spredning av løste forbindelser etter dumping er tidligere vurdert på grunnlag av PEC/PNEC betraktninger kombinert med beregninger av spredning og fortykning (Bjerkeng et al., 2002). Spredningsberegningene tok utgangspunkt i PEC (Predicted Ecosystem Concentration) i partikkelskyen langs bunnen estimert på grunnlag av data fra storskalaforsøket. Sammenligningen med observerte konsentrasjoner av løste forbindelser i partikkelskyen etter prøvedumping (Tabell 9) viste at de observerte konsentrasjonene ga maksimum PEC/PNEC = 2.8 (pyren og kobber), mens det i risikovurderingen ble vurdert et ”worst-case” med PEC/PNEC = 6.1 for sink.

”Worst-case” scenariet for sink viste at ingen skadelige effekter på organismer ble forventet i områder utenfor Bekkelagsbassenget og ikke på dyp grunnere enn ca 45 m (Bjerkeng et al. 2002). PEC/PNEC verdiene beregnet fra de observerte konsentrasjonene etter prøvedumping ga m.a.o. ikke grunnlag for å forvente skadelige effekter på organismer utover det det er tatt høyde for i konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet.

Tabell 9. PEC (Predicted Ecosystem Concentration) brukt ved risikovurdering i 2002 sammenlignet med observert konsentrasjon i filtrerte prøver fra partikkelskyen (57-69 m dyp) tatt under prøvedumping 29.11.05. Tabellen viser også PEC/PNEC forholdene beregnet i 2002 sammenlignet med forholdet beregnet på grunnlag av samme PNEC konsentrasjoner og PEC som observert i 2005. Konsentrasjon i $\mu\text{g L}^{-1}$.

	PEC(løst) 2002	Obs. kons. i partikkelsky 2005	PEC/PNEC beregnet 2002	PEC/PNEC beregnet 2005
Sink	6-31	1.9-5.5	1.1-6.1	<1.1
Pyren	0.044	0.032-0.072	1.7	1.2-2.8
Kobber	0.59	0.59-2.8	0.6	0.6-2.8
Bly	0.55	0.06-0.13	0.2	<0.05
Kadmium	0.01-0.18	0.01-0.08	<0.2	<0.1
Kvikksølv	<0.001	<0.001	<0.01	<0.01
Benzo(a)pyren	<0.0001	<0.0001	<0.003	<0.003
PCB	<0.0001	<0.0002	<0.001	<0.002

4.3 Tiltak som kan bidra til å redusere risiko for spredning av miljøgifter under deponering

Tiltakene beskrevet i dette kapittelet er mer utførlig omtalt i konsekvensutredningen for dypvannsdeponiet og underliggende rapporter.

4.3.1 Innlagring og spredning i intermediære vannlag

Innlagring av partikler i intermediære vannlag ble observert ved 20 m og 40-50 m dyp. Økte partikkelmengder i disse dypene ble bare observert like ved utslippspunktet og bare i en kort periode inntil 4 timer etter utslippet fant sted. Flere forhold kan bidra til at slike partikkelskyer bare observeres en kort periode:

- Skyen kan synke langsomt ned og blandes inn i skyen langs bunnen.
- Partiklene kan aggregere og synke ut av skyen.
- Skyen kan drive horisontalt til posisjoner mellom eller utenfor stasjonsettet. (Ved strømhastigheter på 1-4 cm s⁻¹ vil skyen kunne forflytte seg 150-600 m i løpet av 4 timer.)
- Skyen svekkes ved fortykning (diffusjon/turbulens i kantene).

Vi har få holdepunkter for å avgjøre hvorvidt disse partiklene sedimenterte innenfor deponiområdet eller utenfor etter horisontal transport i vannmassene. Utløsing av miljøgifter fra partiklene til løste faser i vannet vil trolig øke jo lenger oppholdstiden for partiklene er i sjøvannet og jo større mengder sjøvann som kommer i kontakt med partiklene (stort væske/partikkel forhold). Strømhastighetene er normalt sterkere nær overflaten enn i dypvannet og over terskeldyp er det ikke topografiske hindringer for spredning til tilstøtende fjordområder. Derfor er det viktig at innlagring av partikler i vannmassene over terskeldyp unngås.

Siltgardiner eller stor-rør rundt lekteren kan bidra til å redusere innlagring i vannsøylen, men det store vannvolumet i et slikt rør vil bidra til å øke utløsning av miljøgifter fra massene og det er vanskelig å tenke seg hvordan en skal unngå utslipp til overflatelaget under inn- og ut-seiling. Det anbefales derfor å bruke et rør med liten diameter (størrelsesorden 1 m eller mindre). Fra et forurensingsynspunkt vil liten diameter først og fremst være gunstig fordi vannvolumet som massene kommer i kontakt med blir mindre. Noen dumpefartøyer har slike rør montert langs skipssiden og senker/hever det etter deponering av hvert enkelt lass. En slik rutine vil i dette tilfellet bety at et rør med lengde 60-70 m skulle heves/senkes 2-3 ganger daglig. En slik arbeidsoperasjon vil lett medføre søl av muddermasser til overflate- og intermediære vannlag. Det beste ville derfor være et forankret rør med åpningen over vannspeilet som lekteren kan seile inntil for overføring av muddermassene ved pumping eller bruk av grabb. En slik arbeidsprosess må tilrettelegges slik at søl til overflaten unngås. Røret vil forhindre at nedsynkende partikler innlagres til intermediære vannlag over terskeldyp.

4.3.2 Spredning langs bunnen

Etter prøvedumping ble det observert høy partikkeltetthet fra bunnen og opp til ca 58 m dyp, der det var et relativt skarpt skille mot vannmasser med lav og uendret partikkelkonsentrasjon i forhold til før utslippet. Dette laget spredte seg utover til sidene med en hastighet på 0.5-0.9 cm s⁻¹. Under prøvedumping så denne skyen ut til å legge seg til ro innenfor deponiområdet og det ble ikke observert spredning til områder utenfor. Ustynkingshastigheten av de fineste fraksjonene er likevel så liten at under en kontinuerlig dumpeoperasjon kan det ikke utelukkes at forurensing fra muddermassene vil kunne spres horisontalt over tersklene på ca 65 m mot Bekkelagsbassenget mot nordøst. Den planlagte hevingen av terskeldypet mellom deponiområdet og Bekkelagsbassenget vil ikke bidra til vesentlig reduksjon av overhøyden i forhold til bunnen av deponiet. Bunnen i deponiområdet vil være hevet før sjetéen bygges og når deponiet ferdigstilles skal sjetéen ligge omtrent i plan med det tildekkete deponiet.

For å unngå spredning til Bekkelagsbassenget er det viktig at vertikal oppvirvling rundt utslippspunktet gjøres minst mulig. De to aktuelle tiltakene i tillegg til eventuell fremskynding av sjetekonstruksjonen og/eller konstruksjon av en høyere sjeté enn den som nå er planlagt, vil være utpumping av saltlake og energidemper på utløpsrøret.

4.3.3 Energidemper på utløpsrøret

Massene som føres ned gjennom røret vil måtte ha en viss hastighet. Jo mindre diameter og jo større behov for rask tømning av lekter, jo større fart må massene ha. På grunnlag av enkelt skjønn er det lett å tenke seg at hvis røret ender rett ned et lite stykke over bunnen vil oppvirvlingen rundt utløpet øke jo større hastighet massene har når de slipper ut av røret og treffer bunnen. Etter hvert som deponiet fylles opp med svakt konsoliderte masser vil oppvirvlingen av tidligere deponerte masser kunne øke problemet.

Munningen av røret kan modifiseres på flere måter for å redusere oppvirvling. Økende diameter vil kunne redusere hastigheten ved utløpet, og en L-form eller tverrstilt plate vil kunne vende strømretningen slik at massene strømmer ut parallelt med bunnen.

4.3.4 Saltlake

Før prøvedumping ble det observert et lag med anoksisk vann og relativt høyt partikkelinnhold fra ca 62 m dyp og ned til bunnen. Slike vannlag er ofte avgrenset av små tetthetsgradienter som gjør at vertikalblandingen er raskere innenfor laget enn mellom tilstøtende lag. Jo sterkere tetthetsgradienten mellom lagene er jo mindre blir blandingen mellom lagene. Etter dumping ble overkanten av det partikkellanrikete laget forskjøvet oppover til ca 58 m dyp. Denne forskyvningen er ikke advektiv, dvs den er ikke resultat av oppløst vannmassen pga av fortrenging fra de dumpete massene, men en turbulent blanding pga strømvirvler dannet ved bunnen. Dersom de vertikale tetthetsgradientene hadde vært sterkere er det sannsynlig at muddermassene etter sammenstøtet med bunnen ville spres mer ut til sidene og mindre oppover i vannsøylen.

Saltlake ble opprinnelig foreslått tilsatt for å unngå at den lavere saltholdigheten i mudringsområdet førte til inverterte tetthetsgradienter etter utpumping i deponiområdet og utsynking av det meste av partiklene. (Utsynking av partikler medfører avtagende tetthet). Invertert tetthetsgradient betyr at lettere vann ligger under tyngre vann. En slik situasjon er ustabil og vil føre til at det lettere og forurensete vannet stiger opp. Dersom det settes til mer saltlake enn det som kreves for å kompensere for tetthetsforskjellene mellom mudrings- og deponi-området vil det ikke skje noe annet enn at tetthetsgradienten ned mot bunnen styrkes slik at den turbulente blandingen rundt utslippspunktet like ved bunnen vil forplante seg mer horisontalt og mindre vertikalt. Dette vil medføre at partikkelskyen holdes nærmere bunnen med mindre mulighet for horisontal spredning over deponitersklene.

Ved tilsetning av salt er det viktig at saltet løser seg i vannet slik at det fordeler seg i vannmassene i de nederste 10-20 m av vannsøylen. Dersom salt tilsettes de mudrete massene i lekteren som fast fase er det en mulighet for at saltet sedimenterer sammen med muddermassene slik at den ønskete tetthetsøkningen i bunnvannet ikke oppnås. En sikrere metode for salttilsetning vil være at saltet løses i en lake før tilsetning til muddermassene i lekteren.

5. Konklusjoner

- Etter utslippet ble det observert innlagring av partikler i vannsøylen ved 20 m og 40-50 m dyp, samt i en sky langs bunnen opp til 58 m dyp.
- Partikkelansamlingene i 20-50 m dyp ble bare observert på stasjonen nærmest utslippspunktet og forsvant i løpet 3-4 timer etter utslippet.
- For å hindre innlagring og horisontal spredning av partikler over terskeldyp anbefales nedføring i lukket rør.
- Partikkelskyen langs bunnen la seg tilsynelatende i ro innenfor deponiområdet, men ved kontinuerlig nedføring av masser vil partikkelforurensset vann lett kunne spres over tersklene til resten av Bekkelagsbassenget og resultere i økt sedimentasjon av miljøgifter i dette området så lenge dumpingene pågår.
- Utsynking av partikler ga raskt avtagende konsentrasjon de første timene etter utslippet, men restkonsentrasjoner på ca 5 mg L^{-1} , ble observert ”hengende” i vannmassene langs bunnen i flere dager både under prøvedumpingene ved Malmøykalven og i storskalaforsøket på Solbergstrand.
- På grunnlag av samvariasjoner mellom konsentrasjon av partikler og miljøgifter, ble slikt ”svakt grumsete” vann beregnet å inneholde $1.8 \text{ ng PCB L}^{-1}$, $192 \text{ ng PAH L}^{-1}$ og $47 \mu\text{g THC (olje) L}^{-1}$. I hht SFTs kriterier for miljøkvalitet i fjord- og kystvann var vannet samtidig meget sterkt forurensset med bly, sterkt forurensset med kobber og sink og markert forurensset med kadmium og kvikksølv.
- Konsentrasjonen av TBT var under deteksjonsgrensen (ca 1 ng L^{-1}) i samtlige vannprøver innsamlet etter prøvedumpingene.
- Filtrerte prøver av vannet i partikkelskyen ved bunnen inneholdt ikke detekterbare mengder kvikksølv, PCB eller PAH, men var moderat til markert forurensset med kadmium, bly og sink og moderat til sterkt forurensset med kobber. Konsentrasjonene av løste forbindelser var generelt lavere enn forutsagt i konsekvensvurderingen for dypvannsdeponiet. Dette medfører at spredning av løste forbindelser fra partikkelskyen langs bunnen ikke medfører risiko for skader på organismer i områder utover det det ble tatt høyde for i konsekvensutredningen.
- For å begrense volumet av partikkelskyen som under nedføring av masser vil dannes langs bunnen i deponiområdet anbefales bruk av energidemper ved utløpet og saltlake for å styrke vertikale tetthetsgradienter i bunnvannet. Saltlake vil også kunne bidra til å redusere risiko for spredning av partikkelforurensset vann i perioder med vannutskifting i deponiområdet.

6. Referanser

- Bjerkeng, B., M. Schaanning og A. Tobiesen, 2002. Opprydding av forurensede sedimenter – Risiko for skadelige effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi ved malmøykalven. Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). O-21362 Teknisk Notat, 05.11.02, 13 pp.
- Eek, E. og M. Schaanning, 2000. Oslo Havn – Deponering av sediment. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. Laboratorietester og simuleringsforsøk. NIVA-NGI rapport. LNR 4217-2000. ISBN 82-577-3838-7. 47 pp + app. A-C.
- Eek, E., og S.O.Vrenne, 2000. Erodibility of a falling sediment clod settling through a water column. Proceedings 4th International Symposium on Sediment Quality Assessment, Otsu, Japan 24-27. October 2000. pp. 68-69.
- Helland, A., 1995. Vurdering av faste deponeringslokaliteter i Indre Oslofjord. NIVA rapport LNR 3221-95.
- Molvær J., Knutzen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J., Sørensen J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pp.
- Oslo havnevesen, 2001. Konsekvensutredning – Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havnedistrikt. 65s.
- Oslo havnevesen, 2002. Konsekvensutredning – Dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Tilleggsutredning til konsekvensutredning, miljøgiftbudsjett, kostnader og in situ tildekking. NGI Rapport nr.: 20011067-1. 40s.
- Oslo kommune, 2005. Helhetlig tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslo havnedistrikt. Oslo Kommune, Rapport Juni, 2005. 43s.
- Schaanning, M.T., A. Helland, O. Lindholm, H.C. Nilsson, C. Vogelsang. Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn. NIVA rapport 5154-2006. 39s.
- Schaanning, M.T., Eek, E, Hauge, A, Skei, J., 2000. Retention of trace metals and organic micro pollutants during deposition of contaminated sediments in a simulated anoxic fjord basin. In Munawar, M., Murphy, T., Lawrenc, S., Taylor, M. and Murkado, C. (Editors), Fourth International Symposium on Sediment Quality Assessment, Kyoto, October 24-27, 80-81.
- Schaanning, M.T, Bjerkeng, B., 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport l.nr 4438, 49 s.
- Skei, J., J.Magnusson, E.Eek, A.Eggen og A.Hauge, 1999. Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dybbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. NIVA rapport, LNR 4019-99. 25s.
- Vector Current Meter. User Manual. Document no. N300-100. Revision D. www.nortek-as.com

Vedlegg A. Måling av strøm og turbiditet med Nortek Vektormåler

A.1 Måleprinsipp

Strømmåleren bruker Doppler-prinsippet til beregning av strømhastighet og retning, dvs. at strømhastigheten bestemmes ut fra frekvensforskyvninger i ultralyd reflektert fra partikler som beveger seg med vannet. Instrumentet består av et målehus med datalogger og sensorer for registrering av kompassretning og helning og en strømmålerprobe med definerte XYZ-retninger som er forbundet med målehuset via en kort kabel. Lydpulser sendes ut fra måleproben i én retning (Z-retning), og ekkoet fra partiklene i et lite målevolum (noen få cm³) fanges opp av 3 sensorer som står rettet på skrå inn mot målevolumet i tre forskjellige retninger. Dette brukes til å beregne 3-dimensjonal hastighet. Signalstyrken i ekkoet er et halvkvantitativt mål for partikkelmengden (ulike typer partikler kan gi ulikt ekko). Fordi alle de tre strålene fanger opp ekko fra det samme lille målevolumet, kan det måles over svært korte tidsintervaller. Målehyppigheten kan varieres fra 1 til 64 Hz (ganger pr sekund). Hver måling som registreres bygger på mange lydpulser. Måleren kan også innstilles på å måle med en slik frekvens over et kortere tidsrom, med en lengre pause mellom hvert måletidsrom ("Burst"-måling). Måleren registrerer også kompassretning, helning og trykk². Måleren i dette forsøket var dessuten påmontert en turbiditetssensor av type Seapoint SA1V.

A.2 Plassering og innstilling - måleperiode

Måleren ble satt ut i en rigg rett over bunn på ca. 71 m dyp med lodd og undervannsbøye for å holde den loddrett. Målehuset var plassert i normal posisjon (*Up*), dvs. med kabel til proben rettet nedover mens proben var rotert 180 grader rundt X-retning i forhold til normal posisjon slik at den pekte oppover (Se Figur 24). Proben målte strømmen i et punkt ca. 2 m over bunn, mens trykk og turbiditet ble målt hhv. 50 og 30 cm lenger ned mot bunn. Det ble registrert trykk tilsvarende ca. 71.1 m vannsøyle³ under feltarbeidet 29. november.

Målevolumet for strøm er ca. 16 cm ovenfor proben, og avstanden fra proben til tverrstaget på riggen var ca. 30 cm, dvs. at avstanden fra målevolumet til tverrstaget var ca. 14 cm. Med innstilt hastighetsområde (nominelt område 0.3 m/s) er det en kritisk avstand på 20 cm som kan gi forstyrrelser pga. interferens av ekkoer. Det kan være at toppen på riggen med tauverk og sjakler har gitt slik interferens og forårsaket at strømmålingene er blitt forstyrret ved normale partikkelkonsentrasjoner før og lenge etter prøvedumpingene (se nedenfor i avsnitt A.4.2.)

Måleren var stilt inn til å måle i "burst" modus med frekvens 8 Hz over korte intervaller på 1/2 sekund og med opphold på 6 sekunder mellom hvert måleintervall. På den måten ga den et bilde av kort-periodiske fluktuasjoner i strømmen, samtidig som batterikapasiteten og lagringskapasitet for data holdt til målinger over ca. en uke med rimelig margin.

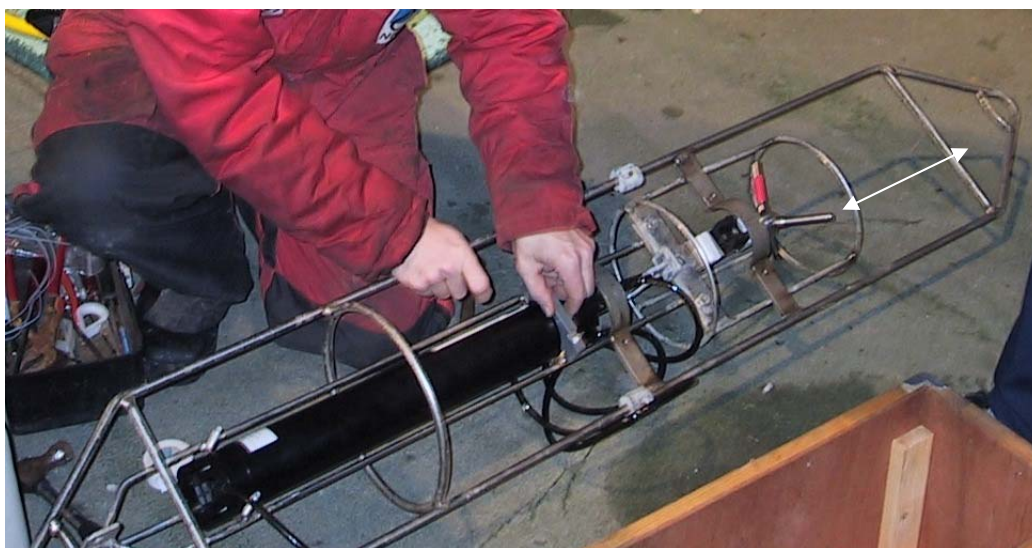
For hvert måletidspunkt, dvs. 4 ganger i løpet av en burst på 1/2 sekund, registrerte måleren hastighet i 3 retninger (Øst, Nord, Opp), amplitude, signal/støy-forhold (SNR) og korrelasjon for de tre sensorene

² Måleren registrerer også temperatur, men det er bare intern måling i instrumentet til bruk ved prosessering av signaler, og gir ikke nøyaktig temperatur i omgivende vann.

³ Som ferskvann – sjøvannsdypet blir ca. 2 m mindre.

i proben, og trykket. For hver *burst* registreres amplitude og korrelasjon for signal-støyen, en del instrumenttekniske kontrolldata og kompassretning, helning, temperatur og turbiditet.

Måleren ble konfigurert til å starte om morgenen 29. november kl.7:00 UTC-tid. Instrumentklokken ble da satt omtrent til UTC-tid, innenfor anslagsvis ett minuts nøyaktighet. Klokken i instrumentet er temperaturkorrigert, og skal ha avvik innenfor 1/2 sekund over en uke. Tabell 10 viser tidspunkt for start og stopp av måleren.



Figur 24. Målerigg for vektormåleren.

Tabell 10. Tidsangivelser for måleperiode med vektormåler

	Dato	Klokke i måleren (tilnærmet UTC)
Igangsetting av måler (<i>deployment</i>)	2005-11-28	10:49:01
Start av målingene	2005-11-29	07:00:00
Utsetting av målerigg fullført	2005-11-29	08:23:00
Opptaking av målerigg påbegynt	2005-12-05	09:43:12
Siste registrering i datafil	2005-12-07	09:29:49
Måler stoppet	2005-12-07	09:32:10

A.3 Beskrivelse av dataformat for vektor-måleren

Data gis ut i en binærfil som konverteres til 4 tekstfiler (hdr, vhd, dat,sen). hdr-filen inneholder overordnet beskrivelse, bl.a. av innholdet i de tre andre, som vist nedenfor

[D:\Prosjekter\Sjøvann\Vektordata Malmøykalven\MalmøyData.vhd]

1	Month	(1-12)	
2	Day	(1-31)	
3	Year		
4	Hour	(0-23)	
5	Minute	(0-59)	
6	Second	(0-59)	
7	Burst counter		
8	No of velocity samples		
9	Noise amplitude (Beam1)	(counts)	[Ekkostyrke på logskala, 0.4 til 0.45 db pr. count]
10	Noise amplitude (Beam2)	(counts)	
11	Noise amplitude (Beam3)	(counts)	
12	Noise correlation (Beam1)	(%)	
13	Noise correlation (Beam2)	(%)	
14	Noise correlation (Beam3)	(%)	

[D:\Prosjekter\Sjøvann\Vektordata Malmøykalven\MalmøyData.dat]

1	Burst counter		
2	Ensemble counter		
3	Velocity (Beam1 X East)	(m/s)	
4	Velocity (Beam2 Y North)	(m/s)	
5	Velocity (Beam3 Z Up)	(m/s)	
6	Amplitude (Beam1)	(counts)	[ekkkostyrke på logskala, 0.4 til 0.45 db pr. count]
7	Amplitude (Beam2)	(counts)	
8	Amplitude (Beam3)	(counts)	
9	SNR (Beam1)	(dB)	[Signal/støy-forhold i dB, dvs. $0.1 \log_{10}(S/N)$]
10	SNR (Beam2)	(dB)	
11	SNR (Beam3)	(dB)	
12	Correlation (Beam1)	(%)	
13	Correlation (Beam2)	(%)	
14	Correlation (Beam3)	(%)	
15	Pressure	(dbar)	
16	Analog input 1		[turbiditet som heltall m , $Turb = m \cdot 62/32768$]
17	Analog input 2		
18	Checksum	(1=failed)	

[D:\Prosjekter\Sjøvann\Vektordata Malmøykalven\MalmøyData.sen]

1	Month	(1-12)	
2	Day	(1-31)	
3	Year		
4	Hour	(0-23)	
5	Minute	(0-59)	
6	Second	(0-59)	
7	Error code		
8	Status code		
9	Battery voltage	(V)	
10	Soundspeed	(m/s)	

11	Heading	(degrees)
12	Pitch	(degrees)
13	Roll	(degrees)
14	Temperature	(degrees C)
15	Analog input	
16	Checksum	(1=failed)

A.4 Bearbeiding av data fra Vektormåleren

Strømdata ble logget i ENU-koordinater (East-North-Up). Pga. at proben er snudd i forhold til målehuset må data transformeres; det er gjort som beskrevet i A.4.1. Samtidig er data hvor status-indikatoren viser ulike typer feil blitt filtrert vekk.

Trykkregistreringene viser at måleren sto plassert på bunn og i ro ved begynnelsen av Burst 998; det var i følge klokka på instrumentet 2005-11-29 kl. 8:39:42. Den sto plassert på omtrent dette dypet til og med burst 88026, som var 2005-12-05 kl. 9:42:30.

Den 29. november fra kl. 15:39:00 til 15:49:30 var måleren utsatt for store forstyrrelser, det vises i data for kompassretning, helning og trykk. Det kan for eksempel tenkes at ROVen har kommet bort i tauet opp til bøya. Som følge av dette har måleren etterpå blitt stående ca. 10 cm dypere og i en helt annen retning. Bortsett fra dette har måleren stått i ro, uten særlige variasjoner verken i retning eller helning (innenfor $\pm 2^\circ$ fra horisontal posisjon), med ca. 71 m trykk, noe varierende med tidevannet. Strømdata fra denne perioden brukes ikke, mens data for signalstyrke og turbiditet brukes, fordi det ikke er noen tegn til avvik her.

Hver burst er oppsummert ved:

- Gjennomsnitt og standardavvik for hver av de tre hastighetskomponentene.
- Gjennomsnitt av signalamplitude for de tre strålene.
- Gjennomsnitt av signal-støy-forhold over målinger og over de tre strålene.
- Gjennomsnitt av korrelasjon mellom målinger over målinger og over de tre strålene.
- Gjennomsnittlig av kompassretning, helning og trykk.

Signalamplitude og signal-støy-forhold er gitt som decibel (dB), dvs. på logskala i forhold til lydstyrken. De er likevel midlet ved enkelt aritmetisk gjennomsnitt; siden de varierer lite i løpet av en burst, har det ikke mye å si hvordan de midles.

Turbiditeten beregnes ut fra at registrering som heltall 0-32768 tilsvarer variasjon mellom 0 og 62 FTU, med lineær karakteristik.

For å se på langtidsvariasjonener er interessante størrelser også aggregert til middelverdier over ett minutt.

Horisontal strøm er også regnet om til strømstyrke og retning.

A.4.1 Transformering av strømmålinger fra vektormåleren

Målehuset sto med avlesningskabel oppover og probe-kabelen nedover (*Tilt orientation Up*), mens proben pekte oppover. X-armen var plassert i den retningen som er definert av målehuset, slik at proben var snudd ved en 180 graders rotasjon rundt X-retning i forhold til standard plassering. Da er X-retning riktig, mens Y og Z-retning er reversert i forhold til det som gjelder ovenfor. De XYZ-koordinatene vi da får ut av instrumentet kan vi kalle $xy'z'$. De angir strøm i forhold til probens virkelige plassering.

Måleren var innstilt på å transformere $xy'z'$ -komponentene videre til ENU-koordinater (*East/North/Up*) ved rotasjon som for normal posisjon av proben, og resultatet blir da et sett koordinater $e'n'u'$ som ikke er de reelle geografiske komponentene. De strømkomponentene som logges av instrumentet må transformeres for å gi riktig geografisk orientert strømretning.

Transformasjonen til sanne ENU-koordinater (*East/North/Up*) på vanlig måte krever at $xy'z'$ transformeres til xyz for normal posisjon av proben. Det gjøres ved en rotasjon gitt av matrisemultiplikasjon:

$$\mathbf{xyz} = \mathbf{S} \mathbf{xy'z'} \quad \text{hvor} \quad \mathbf{xyz} = \begin{bmatrix} x \\ y \\ z \end{bmatrix}, \quad \mathbf{xy'z'} = \begin{bmatrix} x \\ y' \\ z' \end{bmatrix} \quad \text{og} \quad \mathbf{S} = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & -1 & 0 \\ 0 & 0 & -1 \end{bmatrix}$$

Transformasjon $e'n'u' \rightarrow xy'z' \rightarrow xyz \rightarrow \text{enu}$ blir i matrisenotasjon:

$$\mathbf{enu} = \mathbf{R} \mathbf{T}^{-1} \mathbf{S} \mathbf{T} \mathbf{R}^{-1} \mathbf{e'n'u'} \quad \text{hvor} \quad \mathbf{R} = \mathbf{HPT}$$

med *Heading*-matrise ut fra kompassretning hh:

$$\mathbf{H} = [\cos(\text{hh}) \quad \sin(\text{hh}) \quad 0; \quad -\sin(\text{hh}) \quad \cos(\text{hh}) \quad 0; \quad 0 \quad 0 \quad 1]$$

og helsningsmatrise ut fra helninger i to definerte retninger roll (rr) og pitch (pp):

$$\mathbf{P} = [\cos(\text{pp}) \quad -\sin(\text{pp}) \cdot \sin(\text{rr}) \quad -\cos(\text{rr}) \cdot \sin(\text{pp}); \dots \\ 0 \quad \cos(\text{rr}) \quad -\sin(\text{rr}); \dots \\ \sin(\text{pp}) \quad \sin(\text{rr}) \cdot \cos(\text{pp}) \quad \cos(\text{pp}) \cdot \cos(\text{rr})]$$

A.4.2 Kvalitetsvurdering og filtrering av strømmålinger

Det ser ikke ut til at strømmålingene er forstyrret av bevegelser i måleriggen. En analyse av data viser at variasjon i helning (pitch og roll) ligger innenfor 0.002 radianer pr. sekund for de aller fleste målingene, og med en avstand fra bunn til målepunkt på 2 m tilsvarer det hastigheter for måleproben innenfor 0.004 m/s, som er lavere enn de hastighetsvariasjoner som er observert i perioden etter dumping. Variansen i hastighetsforstyrrelser pga. bevegelsene i måleriggen for de periodene hvor måleren har stått uten å bli forstyrret er ca. $3 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$, dvs. langt under variansen i strømmålingene.

De innebygde kontrollmålingene av signalene i vektoren viser at kvaliteten på målingene stort sett ligger innenfor det som antas å være akseptabelt for slike målinger, selv i perioder med lite partikler (før dumping og lenge etter dumping). De akustiske signalene er imidlertid bedre ved høye partikkelkonsentrasjoner, dvs. rett etter dumping (Tabell 11).

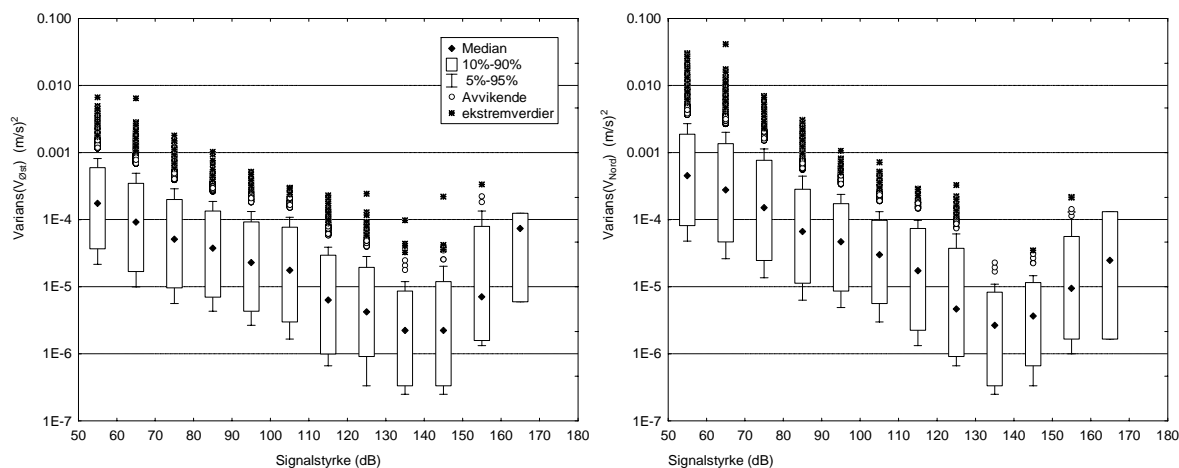
Tabell 11. Kvalitetsindikatorer i data fra strømmåleren ved ulike partikkel-konsentrasjoner.

		Før og lenge etter dumping:	Retten etter dumping:
Turbiditet	(FTU)	5-6	80-120
Amplitude i akustisk signal	(dB)	50-90	120-160
Signalkorrelasjon	(%)	65-95	98.5-99.5
Støyamplitude	(dB)	37.3-39.4	37.3-39.4
Signal/Støyforhold	(dB)	6-25	30-55
Støykorrelasjon	(%)	≤12 %	≤12 %

En nærmere vurdering av strømndata viser at nøyaktigheten i strømmålingene er sterkt avhengig av partikkelkonsentrasjonen i vannet, dvs. av styrken på ekko fra partiklene. Registrert strømstyrke varierer sterkt både på lang og kort tidsskala, også innenfor en måleperiode (*burst*) på ½ sekund. I 38 % av måleperiodene er variabiliteten i strømmen, angitt som standardavvik for de 4 målingene i en *burst* på ½ sekund, større enn gjennomsnittsverdien pr. *burst*. Det betyr at relativ usikkerhet i gjennomsnittet er 0.5 eller mer, og at gjennomsnittet ikke er signifikant forskjellig fra 0 i forhold til variabiliteten.

I prinsippet kunne dette være uttrykk for turbulens på liten skala, men nærmere inspeksjon av data viser at det ikke kan være forklaringen. Det ser heller ut til at partikkelmengden i vannet i perioder har vært for liten til å gi gode målinger med den innstillingen som er brukt. Figur 25 viser fordeling som funksjon av signalstyrke for variansen i hastighetsmålingene innenfor en *burst*, estimert som

$$Var(U) = \frac{1}{3} \sum_{i=1}^4 (U_i - \bar{U})^2 \text{ med } i=1, \dots, 4 \text{ (måling innenfor en } burst) \text{ og } \bar{U} = \frac{1}{4} \sum_{i=1}^4 U_i$$



Figur 25. Statistisk fordeling av varians for strøm innenfor måletidsrom på ½ sekund (*bursts*) ved ulike signalamplituder.

Målinger med lav signalstyrke, dvs. lite partikler, har mye større korttidsvariasjon i strømhastighetskomponentene enn målinger med mye partikler. Minst variabilitet i strømmålingene fås for signalstyrke omkring 130 til 140 dB. Det er lav signalstyrke i begynnelsen av måleserien (før dumping), og de siste par dagene av serien (4-6 dager etter dumping). I disse periodene viser målingene tilsynelatende mye høyere strømhastigheter enn i resten av serien, og det er da samtidig større variabilitet både innenfor og mellom de korte måletidsrommene på ½ sekund. Det er ingen grunn til å tro at dette skal være et reelt fenomen; i stedet er det nok usikkerheten i målingen som varierer med signalstyrken og forklarer den loglineære reduksjonen i variabilitet med økende signalstyrke fra 50 til

130 dB. Det kan være at reflekser fra toppen av måleriggen med tauverk og sjakler har forstyrret målingen pga. interferens i perioder med lite partikler.

Når signalstyrken øker videre fra 130 dB til 170 dB, øker variansen i strømmålingene med økende signalstyrke, og dette kan være et reelt fenomen, fordi dumping har medført både høy partikkelkonsentrasjon og forstyrrelser av strømbildet i en periode rett etter dumping. Det ser altså ut til at ved høye partikler blir ekkoet fra målevolumet så sterkt at refleksene fra måleriggen ikke spiller så stor rolle.

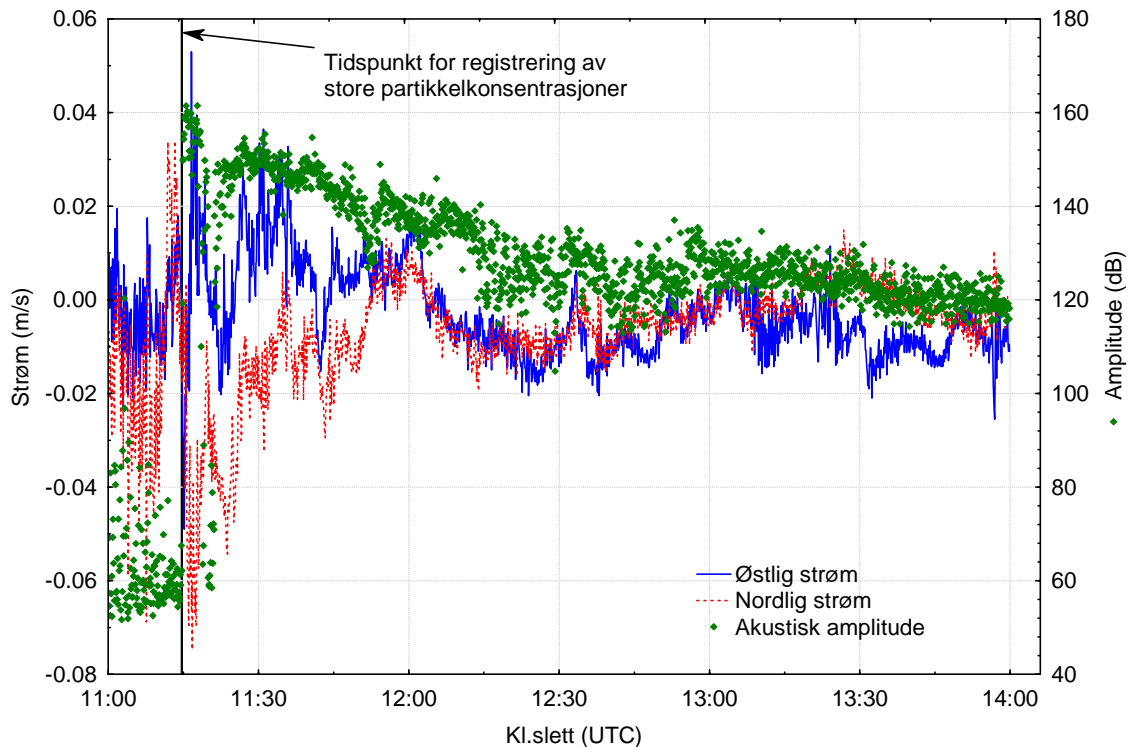
For å få et best mulig bilde av de reelle strømforholdene i fjorden er det åpenbart behov for å filtrere dataene, og luke ut data som er sterkt preget av måleusikkerhet. Det kan gjøres på flere måter:

- Hvis signalstyrken brukes direkte som filtreringskriterium vil de aller fleste data før dumping og i slutten av serien fjernes, men de gode målingene ved høy partikkelkonsentrasjon rett etter dumping vil bli beholdt. Brukes Signalstyrke = 100 som kriterium, vil en beholde data fra dumpetidspunktet og fram til morgenen 30. november.
- Hvis data filtreres ut fra forholdet mellom standardavvik og gjennomsnitt i strømhastigheter, dvs. at en forkaster de målingene hvor gjennomsnittshastigheten er lav og variabiliteten er høy, risikerer en å få systematisk for store strømhastigheter i perioder med lite partikler.
- Hvis en forkaster alle data med varians over en viss grense, vil en risikere å forkaste data for perioder med spesielt stor turbulens, men ved å sette grensen til $Var(U)=5 \cdot 10^{-4} \text{ (cm/s)}^2$ viser Figur 25 at alle målinger fra dumpetidspunktet og til ca. ett døgn etter dumping vil bli akseptert, fordi den akustiske signalamplituden ligger konstant over $\geq 100 \text{ dB}$, og alle variansmål da er innenfor kriteriet. Ved lavere partikkelstyrker kan resultatet bli et noe skjevt utvalg av data.

Det er valgt å bruke det siste alternativet. Det betyr at en bare tar med målinger hvor både østlig og nordlig strømkomponent bestemmes med standardfeil innenfor 1.1 cm/s på middelvei pr. burst ($\sqrt{5 \cdot 10^{-4}/N} = 0.011 \text{ m/s}$ med $N=4$). Med data filtrert på denne måten blir resultatet som vist i Figur 26 for østlig og nordlig strømkomponent for tiden rett før og et par timer etter dumpetidspunktet. Figuren viser også den akustiske signalamplituden.

Målingene fra det korte tidsrommet før dumpetidspunktet er i stor grad filtrert vekk, og det er tydelig at selv filtrerte data gir svært stor kortvarig fluktusjon sammenlignet med tiden rett etter dumping da det er mye høyere partikkelkonsentrasjoner. Konklusjonen blir at en ikke kan bruke strømmålinger fra før dumping til å kvantifisere strømmen pålitelig før dumpetidspunktet fordi signalstyrken er for liten, men det ser iallfall ikke ut til at variabiliteten i strømmen blir underestimert pga. filtreringen.

Dumping skjedde omkring 11:08 UTC-tid. Ca. 7-8 minutter etter økte partikkelmengden sterkt, samtidig opptrer det strømmstyrker opp til 6-7 cm/s i hver retning, og tydelige fluktusjoner som varer i 5 til 15 minutter, mens de kortperiodiske variasjonene på 6 sekunders skala er mindre enn før. De første fluktusjonene kan delvis være influert av variasjon i partikkelkonsentrasjonen; det er en kortvarig nedgang til lave partikkelkonsentrasjoner som viser at skyen ikke har jevnet seg ut. Etter 5-10 minutter er det stabilt høy signalstyrke. De største hastighetsfluktusjonene varer ca en time etter dumping, men også i de nærmeste timene etterpå er det mindre fluktusjoner med strømhastigheter fra 1-2 cm/s. Det er likevel hele tiden snakk om små strømhastigheter.



Figur 26. Målt strøm og akustisk signalamplitude for perioden rett før og etter dumping 29. november.

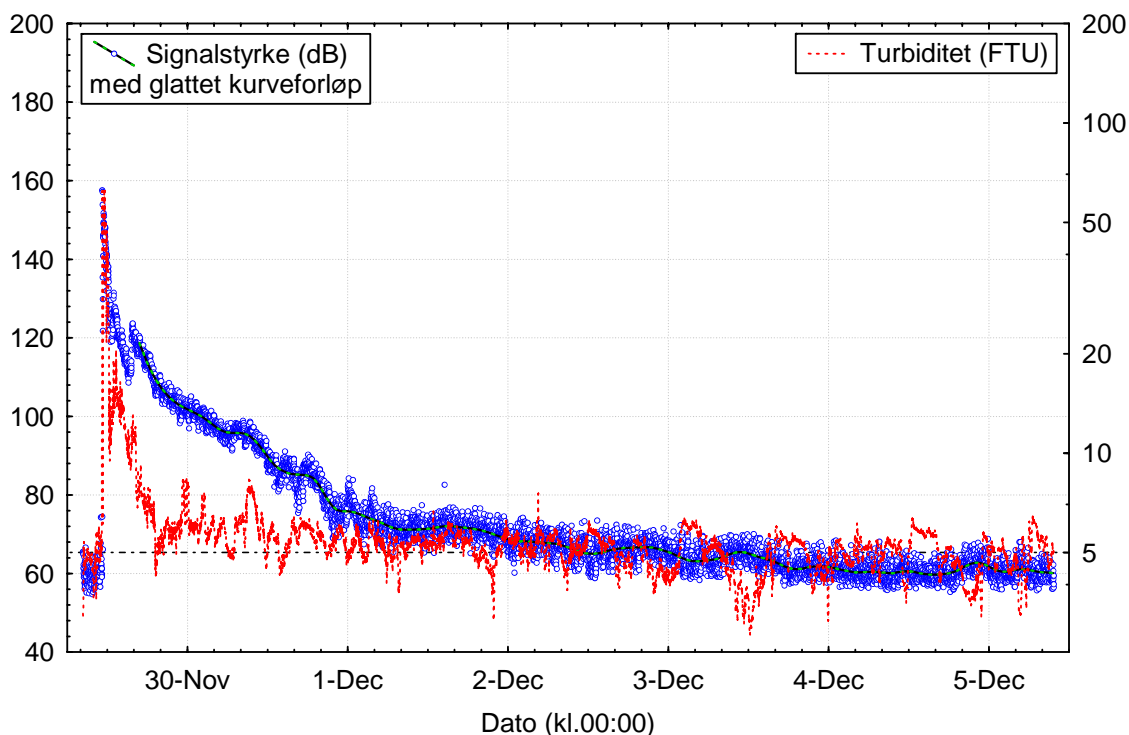
A.4.3 Partikkelkonsentrasjoner fra vektormåleren

Både turbiditeten og styrken i det akustiske signalet for strømmåling er mål på partikkelinnholdet, men på litt forskjellig måte. Det akustiske signalet (amplituden) fra vektoren er et skalert mål for samlet ekko på logskala. Siden ekkoet er samlet virkning av partiklene i et konstant målevolum, vil det være grovt proporsjonal med partikkelkonsentrasjonen for en bestemt type partikler. Med visse begrensninger kan det også være et grovt, halvkvantitativt mål på utviklingen over tid i total partikkelkonsentrasjon.

Figur 27 viser tidsforløpet for begge signalene som gjennomsnitt pr. minutt. Turbiditeten er regnet om ut fra antagelse om at analogsignal 0-32768 tilsvarer FTU fra 0 til 62. Turbiditeten er vist på logskala for å gjøre den mer sammenlignbar med signalamplituden som er gitt i dB, dvs. på logskala i forhold til styrken på signalet. Skalaene er også justert i forhold til hverandre slik at det totale variasjonsområdet blir sammenfallende.

Turbiditetsensoren viser varierende verdier rundt 5 FTU i starten av måleserien, når opp i maksimalt utslag på ca. 62 FTU for det innstilte måleområdet i tiden rett etter dumping, og synker ned til ca. 8-9 etter ca. 6 timer. Turbiditeten ser deretter ut til å fluktuere rundt et nivå som kanskje er litt høyere enn før. Imidlertid er perioden før dumping kort, og har turbiditet innenfor det som forekommer for tilsvarende korte tidsrom også etterpå, så det er ikke grunnlag for å hevde at turbiditeten viser noen gjenværende effekt av dumping etter at det er gått 6 timer.

Det akustiske signalet viser samme raske økning ved dumpetidspunktet, men har en mye mer gradvis reduksjon tilbake til verdiene før dumping. Ettervirkningen i form av mer ekko fra partikler er her

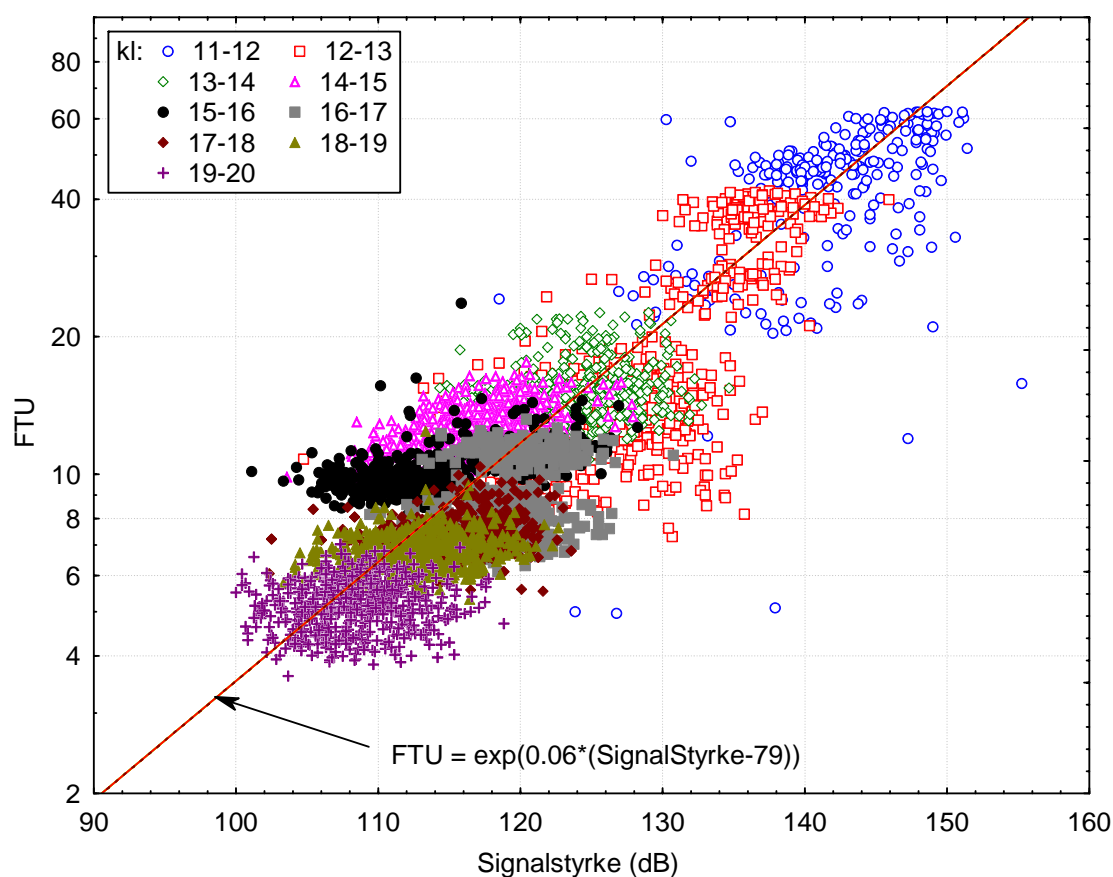


Figur 27. Tidsforløp for akustisk signalamplitude og turbiditet under hele måleperioden.

tydelig inntil 2 dager etter dumping med en svakere resteffekt som kan spores i ennå 2-3 dager. Dette viser at det fortsatt svever partikler i vannet etter dumping, men av en type som er lite detekterbar med turbidometer. Det akustiske signalet er mest følsomt for partikler på ca 10 μm . Det ser derfor ut til at det som blir hengende igjen i vannmassene er små, faste partikler som ikke har tilsvarende effekt på spredning av lys som på akustisk ekko.

I den første tiden etter dumping viser turbidometeret maksimalt utslag i sammenhengende perioder, og den reelle turbiditeten er derfor antagelig høyere. For å se om det akustiske signalet kan brukes til å anslå turbiditet i denne perioden er de to signalene vist mot hverandre i Figur 28. Data for de enkelte *bursts* fra perioden 29. november fra kl.11:16 til kl.20:00 er med, dvs. i perioden med klart forhøyet FTU, men uten de registreringene hvor FTU-signalet helt klart har maksimalt utslag, eller hvor partikkelsignalet er under 100 dB. FTU er vist på logaritmisk skala. Det er i hovedsak en klar log-lineær sammenheng mellom signalstyrke (dB) og FTU, og det ser ikke ut til at relasjonen forskyves mye fra time til time innenfor dette tidsrommet, iallfall ikke frem til kl. 16:00. I det videre forløpet synker signalstyrken gradvis, mens FTU holder seg omtrent uendret, og da brytes denne sammenheng. Bortsett fra noen avvikende punkter kan sammenhengen beskrives godt ved den funksjonen som er vist i figuren. Funksjonen er tilpasset visuelt med vekt på at den skal stemme for høye verdier. Det ser ut til signalstyrker ≥ 150 kan brukes til å estimere FTU innenfor ca. 25-50 % nøyaktighet med denne funksjonen.

Dette brukes til å estimere turbiditeten for de målingene hvor måleområdet for turbidometeret er overskredet. Estimater basert på akustisk signal brukes bare der hvor det er større enn turbiditets-signalet. Fordi dette ikke er noe presist estimat, kan det være en tendens til at slike turbiditetsverdier ligger i overkant av det en ville fått med en innstilling av turbidometeret som dekket toppen i partikkelkonsentrasjon.



Figur 28. Sammenheng mellom turbiditet og akustisk signal i de nærmeste timene etter dumping 29. november.

Tabell 12. Turbiditet målt med CTD nær bunn i posisjon K, ved vektormåleren, den 29. november.

Nominell tid	Start-tid	Beregnet tid for bunnmåling	max dyp	Turbiditet (FTU) ved max dyp	Anslått turbiditet (FTU) ved 71 m
1105	11:06:03	11:07:23	68.4	5.7	8
1115	11:13:13	11:14:14	68	6	8
1116	11:16:59	11:18:07	69	8	9
1120	11:20:33	11:21:33	70.2	79	80
1125	11:24:10	11:25:07	70.2	60	70
1130	11:27:23	11:28:26	70.3	39	40
1132	11:31:05	11:31:52	69.1	46	50
1336	13:36:40	13:37:49	69.95	8.7	9
1831	18:31:58	18:32:58	71	9	9

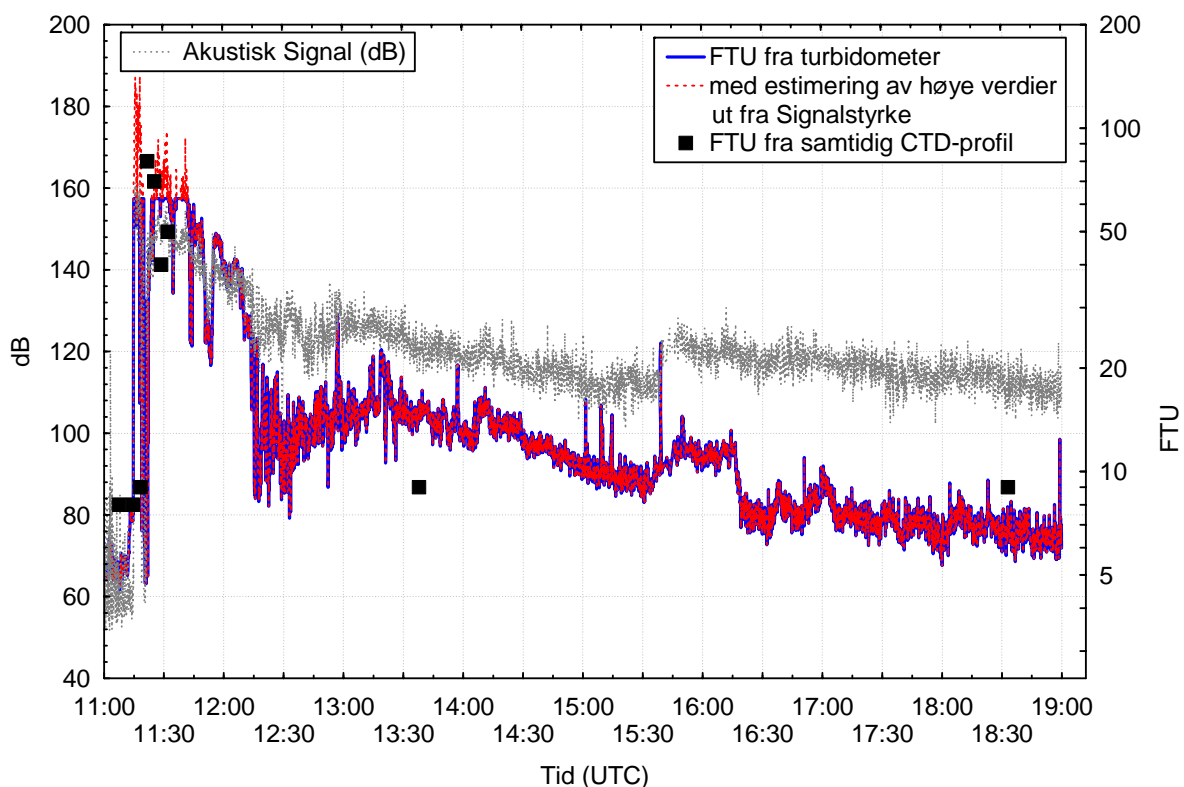
Måleområdet for turbiditetssensoren på vektormåleren kan til en viss grad kontrolleres ved å sammenligne med de turbiditetsmålinger som ble gjort med CTD-en på Trygve Braarud på det stedet hvor vektoren sto. Tidspunkt for målinger ved bunnen og turbiditetsverdier nederst i profilen og anslått vektordypet, dvs. ved trykk 71 m dyp, er vist i Tabell 12. Bare den siste CTD-profilen gikk helt ned til

71 m dyp. For de andre profilene er turbiditeten på 71 m dyp anslått ut fra forløpet i vannsøylen 2-5 meter ovenfor, disse verdiene er derfor mer usikre.

En sammenstilling av alle målinger av partikkelinnhold ved bunn i posisjon K er vist i Figur 29. Også her er turbiditeten vist på logskala for å kunne sammenlignes med det akustiske signalet. De to vertikale aksene i figuren er skalert slik at verdiene før og rett etter dumping sammenfaller for turbiditet og akustisk signal. De estimerte verdiene fra det akustiske signalet ligger i området 80-120 FTU. Turbiditeten synker raskt til ca. 10 FTU i løpet av en time, har en ny svakere topp kl. 13:30 og reduseres deretter langsommere, slik at den er nede i 6 FTU når det er gått 8 timer fra dumpe-tidspunktet. Det akustiske signalet viser ellers de samme kvalitative hovedtrekk, men med en jevnere og langsommere reduksjon. Det er noe avvik mellom verdiene fra CTD-profilene, men det er rimelig å vente. Synkroniseringen av tidspunktene er ikke helt sikker, og kan tenkes å avvike innenfor ett minutt, og målinger med CTD ble gjort i nærheten av, men ikke på eksakt samme sted som vektormåleren sto.

Det akustiske signalet viser en markert økning omkring kl. 15:45, på samme tid som vektormåleren ble forstyrret, og det er nærliggende å sette det i sammenheng med at ROV kan ha virvlet opp partikler fra bunn i forbindelse med at den har vært i nærheten av måleriggen ved bunnen. Virkningen ser ut til å vare i flere timer. Turbiditeten har en tilsvarende økning, men virkningen er borte etter ca. 30 minutter.

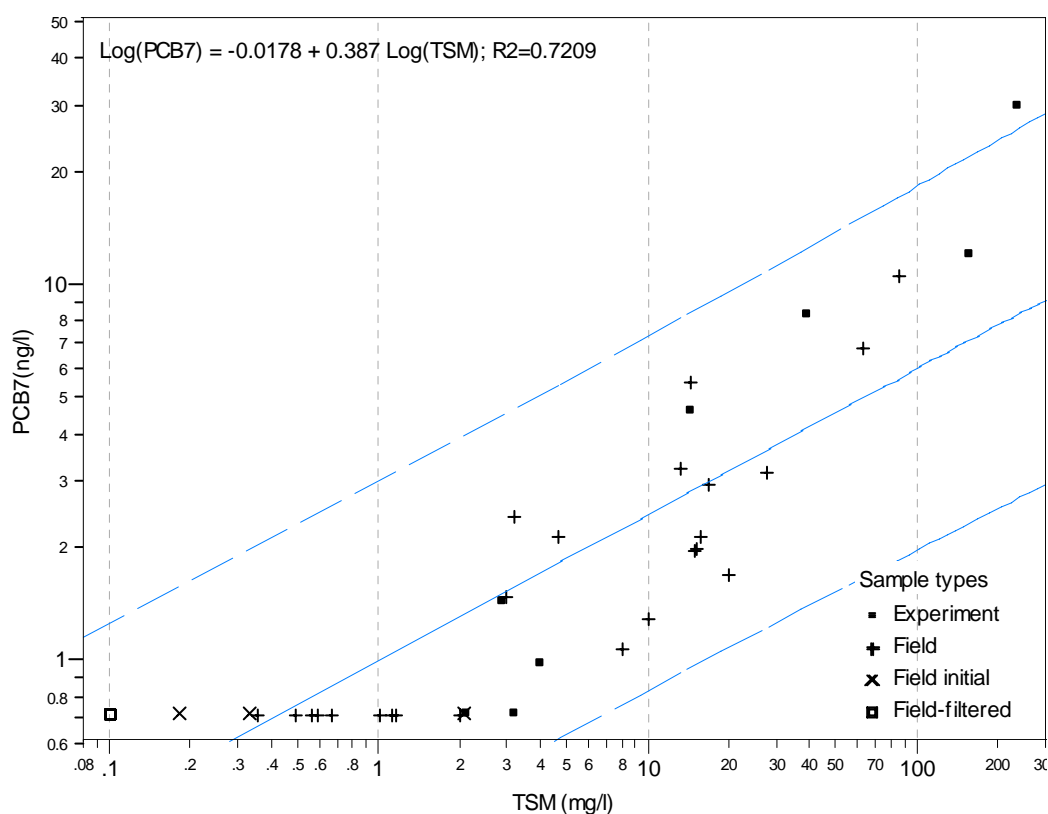
Økningen i FTU etter dumping stemmer godt for begge instrumentene, og også reduksjonen etterpå er omtrent den samme. Avvikene er ikke større enn at de godt kan forklares av mindre forskjeller i posisjon og noe unøyaktig tidfesting.



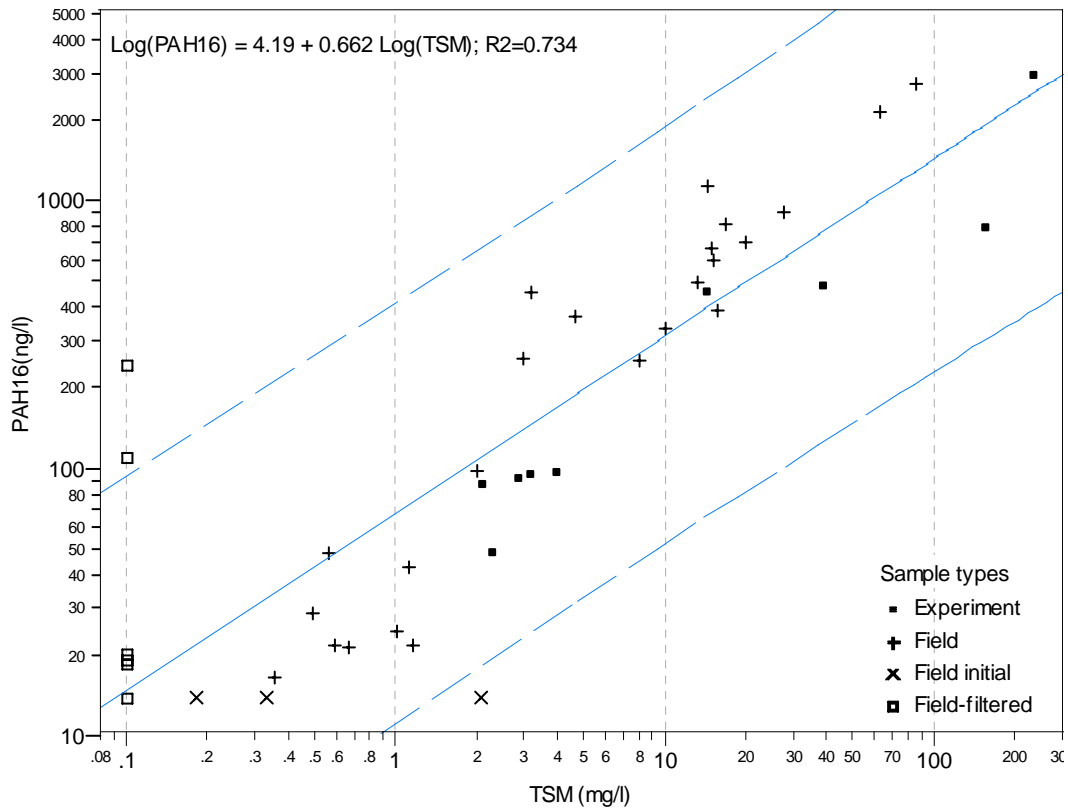
Figur 29. Turbiditet målt med turbidometer på vektor og CTD, og estimerte høye verdier fra akustisk signal i minuttene før og de nærmeste timene etter dumping den 29. november

Vedlegg B. Korrelasjoner mellom konsentrasjon av miljøgifter og partikler i vannmassen etter påvirkning fra Bjørvikasedimenter

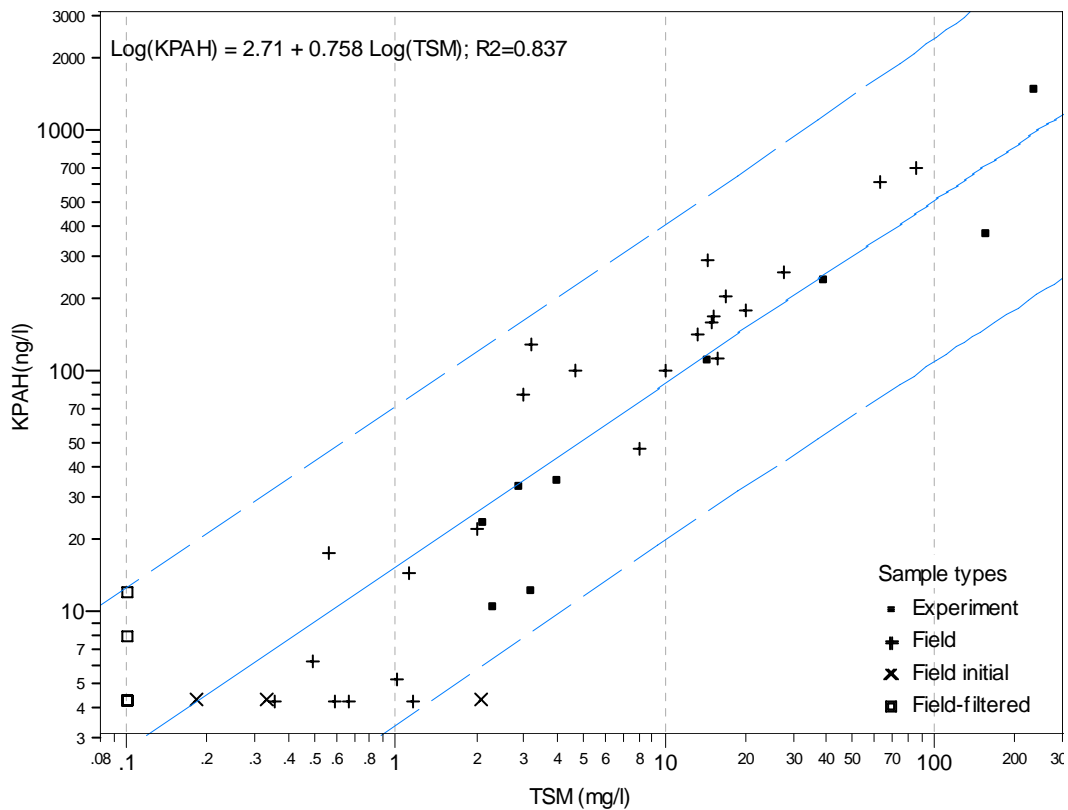
Forurensete sedimenter fra Bjørvika ble benyttet både i dumpe-forsøkene utført i tank på Solbergstrand i 2000/2001 og i felteksperimentet ved Malmøykalven. I dette vedlegget er observasjonene av miljøgifter fra begge disse eksperimentene plottet mot partikkelkonsentrasjon. Dataene omfatter filtrerte prøver (Field filtered) (partikkelmengden plottet ved 0.1 mg L^{-1}), feltobservasjoner før (Field initial) og etter (Field) utslipp, samt eksperimentelle målinger fra storskalaforsoeket utført på Solbergstrand (Eek og Schaanning 2001). Figurene viser kurveligning, regresjonslinje og 95% konfidens intervallene for ln-transformerte data. Konfidensintervallet viser hvilke konsentrasjoner miljøgiften i 95 av 100 tilfeller vil ligge innenfor (ved en gitt konsentrasjon av partikler i vannmassen). Kurveligningene er benyttet i Tabell 4.



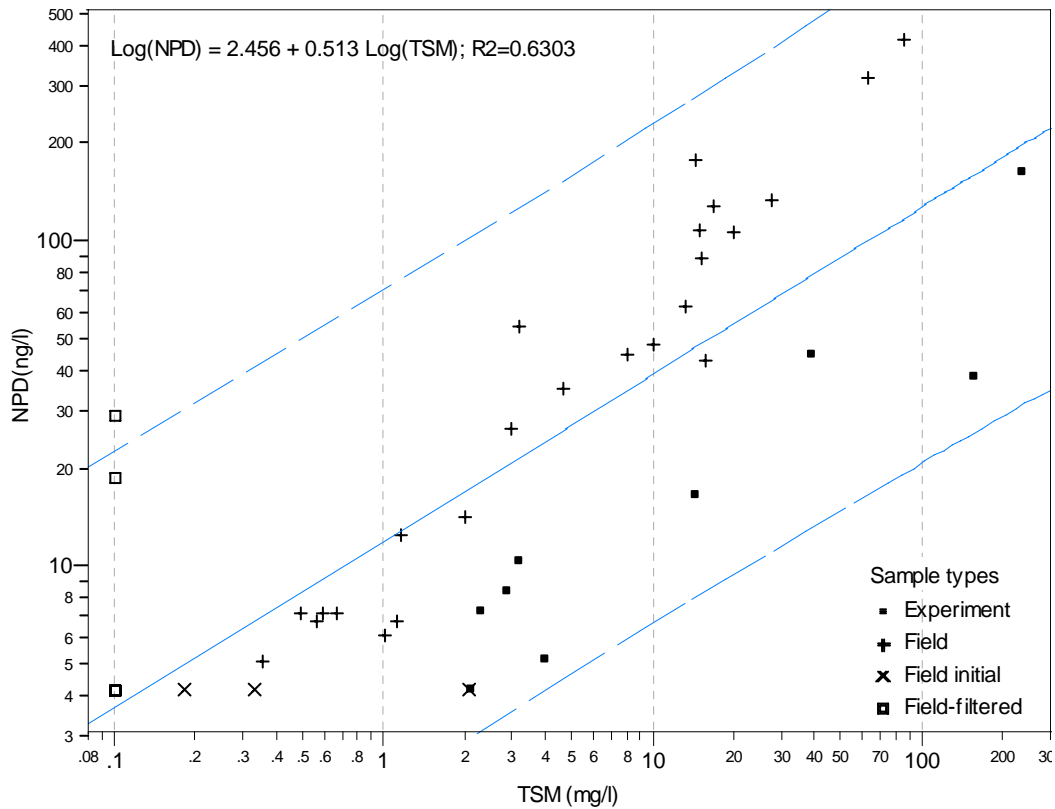
Figur 30. PCB7 (Seven Dutch). Ikke-detekterbare mengder er antatt 50% av deteksjonsgrensen (oftest 0.1 ng L^{-1} for enkeltforbindelser, 0.7 ng L^{-1} for sum PCB7).



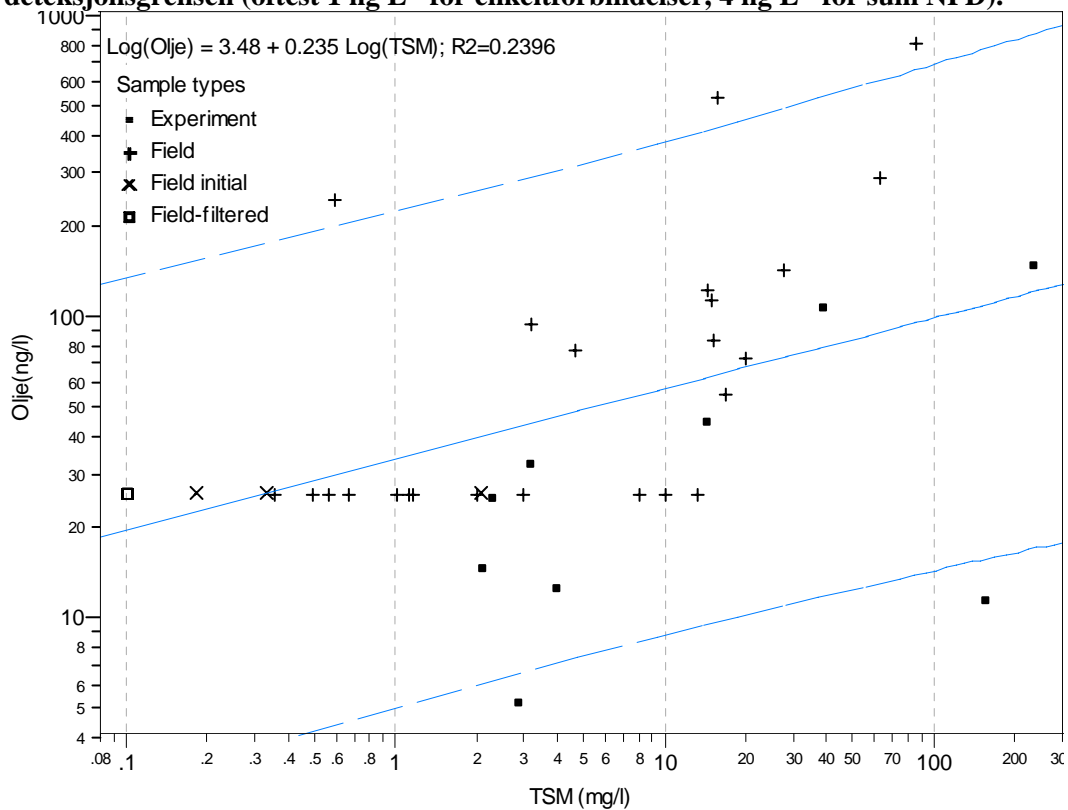
Figur 31. PAH (sum16 EPA). Ikke-detekterbare mengder er antatt 50% av deteksjonsgrensen (oftest 1 ng L⁻¹ for enkeltforbindelser, 13.1 ng L⁻¹ for de 16 summerte).



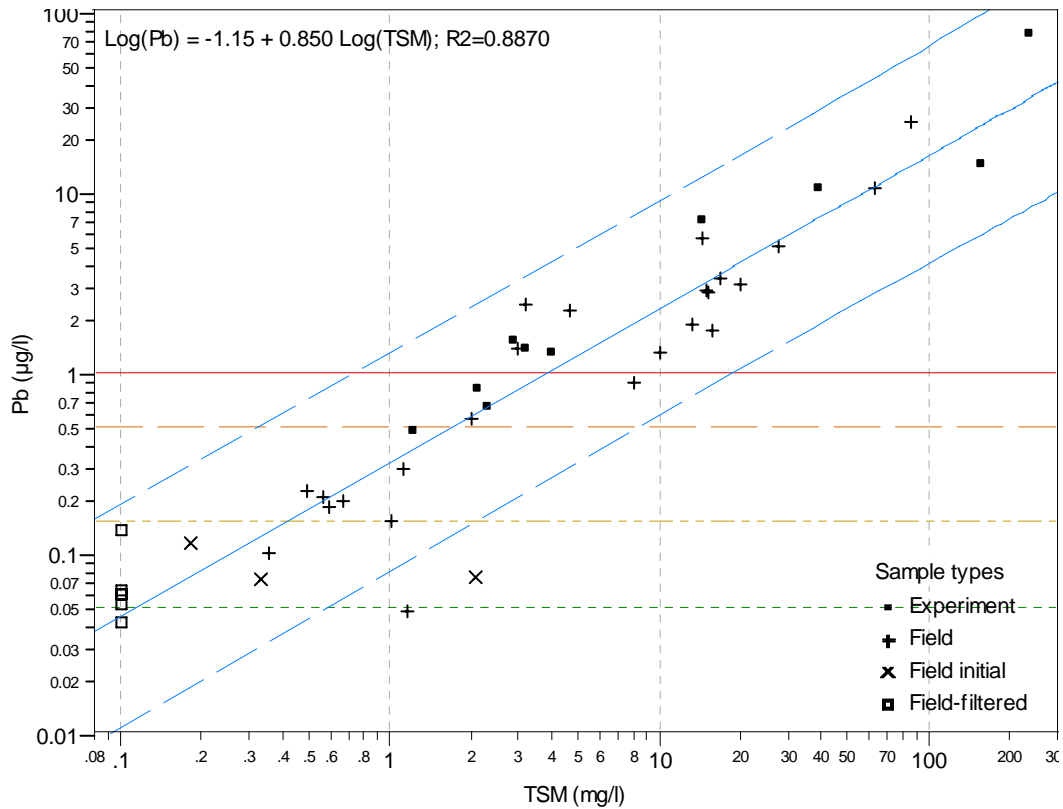
Figur 32. Mest toksiske PAH-forbindelser (KPAH). Ikke-detekterbare mengder er antatt 50% av deteksjonsgrensen (oftest 1 ng L⁻¹ for enkeltforbindelser, 4 for summert KPAH).



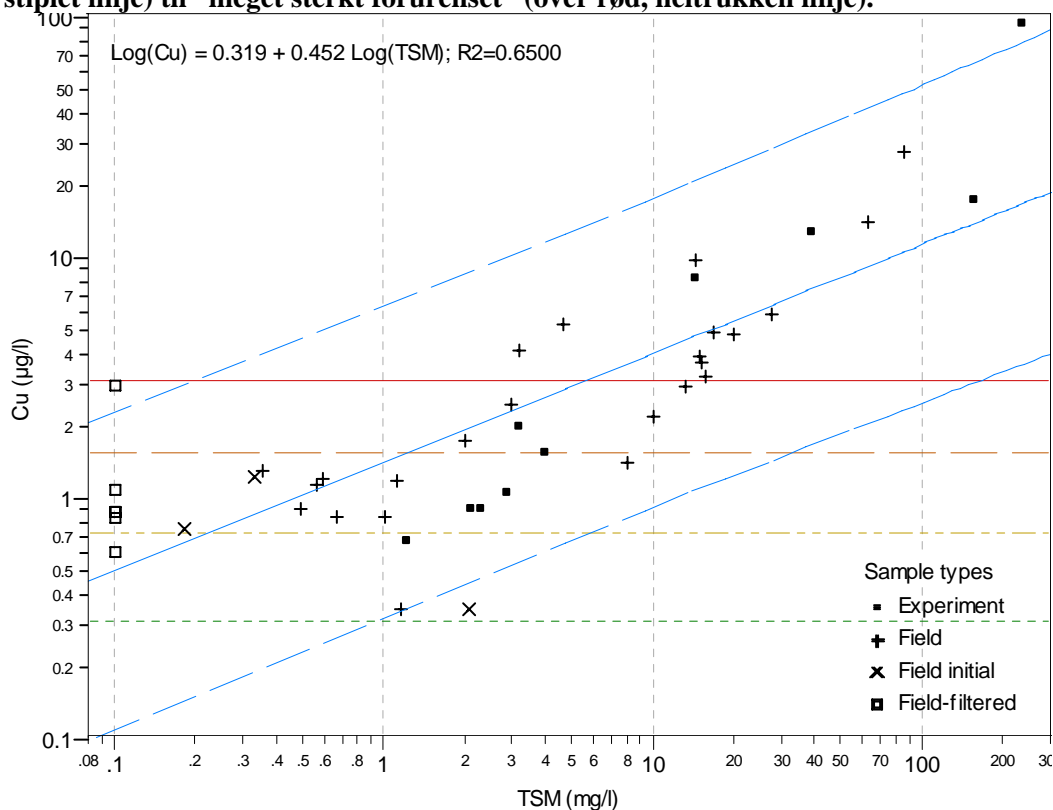
Figur 33. Petroleumrelatert PAH (NPD). Ikke-detekterbare mengder er antatt 50% av deteksjonsgrensen (ofte 1 ng L⁻¹ for enkeltforbindelser, 4 ng L⁻¹ for sum NPD).



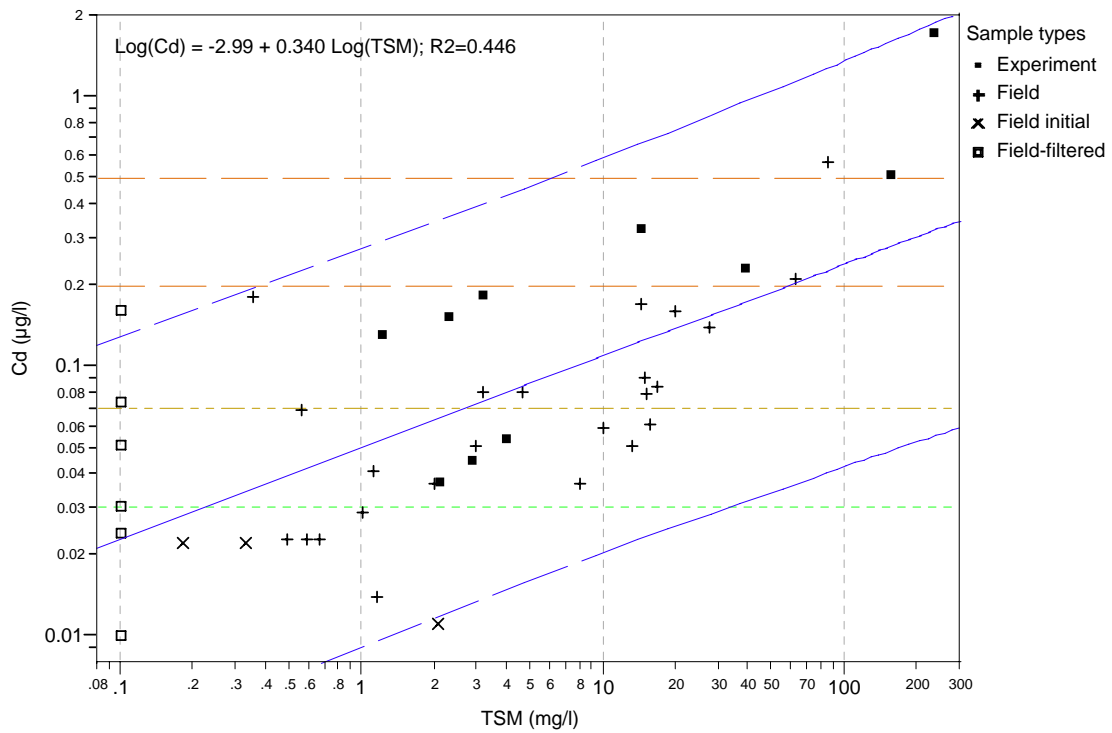
Figur 34. Mineralolje (THC). Ikke-detekterbare mengder er antatt 50% av deteksjonsgrensen (=25 µg L⁻¹ for felldata). OBS! Korrekt enhet på y-aksen skal være µg L⁻¹.



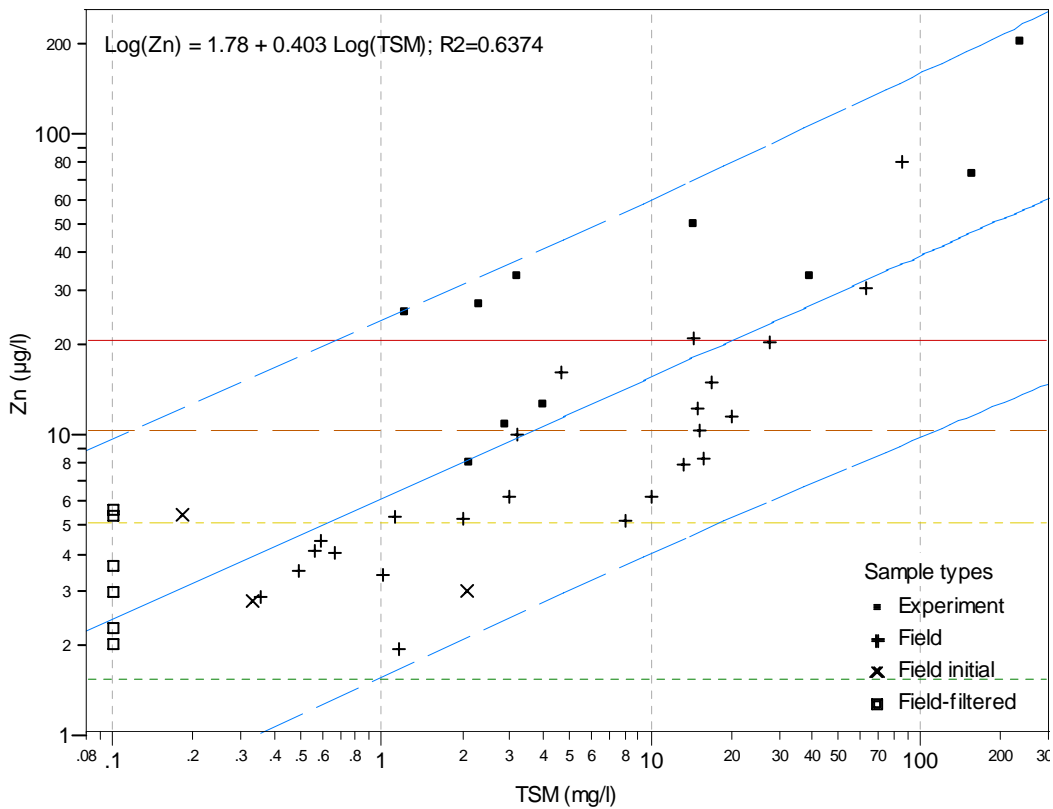
Figur 35. Bly (Pb). Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær et al. (1997). Linjene skiller mellom fem tilstandsklasser fra "ubetydelig forurenset" (under grønn, stiplet linje) til "meget sterkt forurenset" (over rød, heltrukken linje).



Figur 36. Kobber (Cu). Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær et al. (1997) (se figur over).



Figur 37. Kadmium (Cd). Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær et al. (1997) (se figur over).



Figur 38. Sink (Zn). Horisontale linjer viser grenseverdier for fjord og kystvann etter Molvær et al. (1997). (Se figur over).