

NIVA



RAPPORT LNR 4438-2001

Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn

Etablering av dypvannsdeponi
ved Malmøykalven

Modell og estimerer for spredning
av miljøgifter



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter.	Løpenr. (for bestilling) 4438-2001	Dato 13.11.2001
	Prosjektnr. Undemr. O-20237	Sider Pris 49
Forfatter(e) Morten Schaanning og Birger Bjerkeng	Fagområde 24	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo og Akershus	Trykket NIVA

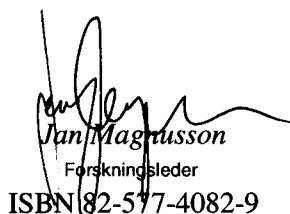
Oppdragsgiver(e) Oslo havnevesen v/Per Ø. Halvorsen	Oppdragsreferanse 96/546-631.6
--	-----------------------------------

Sammendrag

Den planlagte opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn omfatter deponering av ca 780 000 m³ forurenset sediment i et deponiområde på ca 70 m dyp i Bekkelagsbassenget. Under utpumping vil noe av sedimentene virvles opp i et lag nær bunnen. En modell utviklet for vertikal transport av partikler fra dette laget opp mot terskeldyp viste at partikkelkonsentrasjonen i terskeldyp under deponering vil øke med maksimalt 10%. Transporten til områder utenfor Bekkelagsbassenget vil være avgrenset til intermediære vannlag (ca 40 m dyp) og i verste fall omfatte 26,7 tonn partikler. Til sammenligning virvles årlig opp 40-150 tonn partikler som følge av båt-trafikken i Oslo havn. Risiko for spredning av partikkelassosierte forbindelser (Hg, PCB, B(a)P) er mindre enn for forbindelser med større tendens til å danne løste eller kolloidale faser (olje, PAH (særlig pyren), Ni, Cd, Zn). Modellberegningene viste at deponering kan gjennomføres uten betydelig spredning av miljøgifter, d.v.s mindre enn to måneders tilførsler fra elver i Oslo og Akershus og vesentlig mindre enn nåværende årlige tilførsler fra propelloppvirvling i Oslo Havn. Beregningene er usikre og forutsetter tilførsel av saltlake for å unngå øket vertikalblanding som følge av tetthetsreduksjoner i dypvannet i deponiområdet. Det anbefales også overvåking av partikkelinnhold i vannmassene under deponering slik at arbeidene eventuelt kan stanses dersom partikkelkontaminert vann truer med å spre seg over terskeldyp og inn i tilstøtende fjordområder. Med disse forbeholdene anses deponeringen ikke medføre risiko for vesentlig spredning av miljøgifter til områder utenfor Bekkelagsbassenget.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. oppvirvling 2. mudring 3. organiske miljøgifter 4. tungmetaller 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. suspended sediments 2. dredging 3. organic micropollutants 4. heavy metals
--	---


Morten Schaanning
Prosjektleder


Jan Magnusson
Forskningsleder


Jens Skei
Forskningssjef

Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn

Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven

Modell og estimer for spredning av miljøgifter

Forord

Rapporten er utarbeidet etter oppdrag fra Oslo Havnevesen. Rapporten er en videreføring av eksperimentelle studier utført av Norges Geotekniske Institutt og Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA rapport 4217-200, NGI rapport 994104) og er utarbeidet på grunnlag av NIVA's prosjektforslag datert 06.09.2000 og med basis i Rammeavtalen av 26.11.1998.

Oslo, 13. november, 2001

Morten Schaanning

Innhold

1. Innledning	10
2. Supplerende undersøkelser	11
2.1 Porevann	11
2.1.1 Innsamling , opparbeiding og analyser	11
2.1.2 Tetthet	11
2.1.3 Miljøgifter, næringsalter, H ₂ S og redokspotensial	13
2.2 Utlekkingsforsøk	15
2.2.1 Forsøksoppsett	15
2.2.2 Utlekking av PAH	16
3. Partikkelspredning	18
3.1 Grunnlag og forutsetninger	18
3.2 Generell beskrivelse	18
3.3 Storskalaforsøkene	19
3.3.1 Observert oppvirvling og utsynking av partikler	19
3.3.2 Forsøkene representativitet og overføringsverdi	23
3.4 Simulering av vertikal transport av partikler i deponiområdet	29
3.5 Svekket lagdeling under deponering	33
3.5.1 Problemstilling	33
3.5.2 Hydrografiske forhold i mudrings- og deponi-område	33
3.5.3 Tiltak mot svekket lagdeling	36
4. Mobilisering av miljøgifter	37
4.1 Løselighet av organiske miljøgifter og metaller	37
4.2 Overslagsberegninger	38
4.3 Mobilisering av PAH	40
4.4 Modell	42
4.4.1 Regresjonsanalyse på eksperimentelle data	42
4.4.2 Vannkvalitet etter påvirkning av oppvirvlete sedimenter	43
4.4.3 Mobilisering og utlekking under deponering ved Malmøykalven	44
5. Konklusjoner og anbefalinger	47
6. Referenser	48

Sammendrag

Den planlagte opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn omfatter mudring av ca 780 000 m³ sediment. Vanninnblanding under mudring vil gi en forventet volumøkning på 30-65% til totalt 1,0-1,3 millioner m³ slam som skal deponeres på 63-72 m dyp utenfor Malmøykalven i en avgrenset del av Bekkelagsbassenget, Indre Oslofjord. Målsettingen med prosjektet har vært å vurdere betydningen av oppvirvling og spredning av partikler under selve deponeringsoperasjonen og utløsning av miljøgifter fra de oppvirvlede partiklene. Vurderingen omfatter ikke eventuell spredning av forurensing under mudring og transport og heller ikke utløsning ved kompaksjon og diffusjon fra sedimentene i perioden etter deponering.

Omfanget av partikkelspredningen vil i første rekke hvile tungt på valg av tekniske løsninger og selve utføringen av arbeidet. For å minimalisere oppvirvling er det viktig å tilstrebe minst mulig vanninnblanding under mudring (og transport), lavest mulig strålehastighet ved utslippspunktet og minst mulig fallhøyde fra utslippspunktet til bunnen i deponiområdet. I tillegg vil det være viktig å unngå mekaniske forstyrrelser (røring) fra brå og/eller hyppige bevegelser av selve utslippsanordningen.

Den naturlige lagdeling av vannmassene i deponiområdet er av vesentlig betydning i forhold til vertikal spredning av utslippet. Sterk lagdeling gir stor motstand mot vertikal blanding. Ved svak lagdeling er det større fare for oppadrettet spredning av kontaminert vann og partikler med lav synkehastighet. I tillegg vil vannet i mudringsmassene ha lavere saltholdighet og dermed lavere tetthet enn dypvannet i deponiområdet. I løpet av operasjonen vil derfor lagdelingen i dypvannet svekkes etter hvert som det akkumulerte volum av deponert vann øker.

På grunnlag av måleserier i området fra 1962 frem til idag er det overveiende sannsynlig at lagdelingen i overflatelaget vil være tilstrekkelig sterk til å unngå oppadrettet spredning av partikler til ca 30 m dyp eller mindre. Det kan imidlertid ikke utelukkes at tetthetsreduksjonen i dypvannet vil kunne bli så stor at lagdelingen svekkes helt opp til over terskeldypet på 41 m. Dette medfører stor fare for at vann fra tilstøtende områder vil strømme inn i Bekkelagsbassenget og synke ned i deponiområdet. Partikkelkontaminert dypvann vil dermed kunne løftes over terskeldyp og spres til intermediære vannlag i tilstøtende områder, først og fremst sydover inn i Bunnefjorden. Slik vannutskifting forekommer naturlig år om annet, men bør unngås i deponeringsperioden.

For å unngå vannutskifting i deponeringsperioden anbefales moderat tilsetning av saltlake for å øke tettheten i mudringsvannet før utpumping. Det er ikke behov for å øke saltholdigheten i dypvannet utover naturlig forekommende variasjoner, og ved å benytte salt av marin opprinnelse vil slik tilsetning ikke endre sjøvannets naturlige ionesammensetning. Totalt er behovet beregnet til maksimum 15 000 tonn salt, hvilket tilsvarer en gjennomsnittlig økning av saltholdigheten under terskeldyp på mindre enn 0,3 g/l eller ca 1% av normal saltholdighet i dypvannet.

Utveksling av miljøgifter mellom vann og partikler er likevektsprosesser påvirket av blant annet:

- de enkelte forbindelsenes kjemiske egenskaper,
- konsentrasjon av ligander og kompleksdannere i sedimentene og resipientvannet og
- fysikalsk-kjemiske forhold i partikkelskyen (f.eks. temperatur, ionestyrke, pH og redokspotensial).

I tillegg kommer reaksjonskinetiske forhold herunder langsomme biokjemiske prosesser katalysert av mikroorganismer og enzymer. Partikler som eksponeres i vannmassene bare noen få sekunder eller

minutter før de innlagres i deponiet må antas å avgi mindre miljøgifter til vannet enn partikler som holdes suspendert i timer eller dager.

Jo lengre partiklene holdes suspendert jo nærmere vil konsentrasjonen i vannfasen nærme seg en likevektskonsentrasjon. Over en viss grense vil denne likevektskonsentrasjonen ikke være påvirket av partikkeltettheten. Mobilisering av miljøgifter under deponering er derfor primært knyttet til hvor lenge partiklene holdes oppvirvlet og hvor stort vannvolum som partiklene får anledning til å stille seg i likevekt med. I praksis vil dette bety at mobilisering av miljøgifter først og fremst er knyttet til den relativt lille fraksjonen av sedimentet som har minst synkehastighet og som derfor kan spres lengst vekk fra utslippspunktet.

Utlekkingen estimert i denne rapporten er basert på konsentrasjoner av miljøgifter oppnådd i standard utlekkingsforsøk såvel som fra konsentrasjoner observert over en fem-døgns periode i en partikkelsky generert ved utpumping av 0,01 m³ Bjørvikasediment i en 9 m³ tank fylt med anoksisk dypvann. Det antas at disse ”eksperimentelle likevektskonsentrasjonene” vil være representative for de konsentrasjoner en vil finne i partikkelskyen rundt utslippspunktet ved Malmøykalven.

Forsøkene viste at det umiddelbart etter utpumping ble dannet en partikkelsky nær bunnen med konsentrasjoner opp til 400 mgTS/l. Etter 6-18 timer og utsynking av om lag 99% av partiklene, inntraff en blandingsprosess som innebar både en utvidelse av partikkelskyen og en utjevning av interne konsentrasjonsgradienter. Konsentrasjonen av partikler var på det tidspunkt ca 10 mgTS/l og partiklene hadde en gjennomsnittlig synkehastighet på ca 5 cm/h. I løpet av de etterfølgende 5 døgn avtok partikkelkonsentrasjonen til 2-3 mg/l samtidig med at midlere synkehastighet avtok til ca 0,5 cm/h. Karakteristisk for denne utsynkingen var at partikkelkonsentrasjonene avtok parallellt i alle dyp. Dette kan forklares dersom det skjer en flokkulering etter hvert som partiklene synker nedover gjennom skyen. På dette grunnlaget ble det laget en modell for utsynking som kombinert med vertikal diffusjon og den aktuelle topografien ble benyttet til å simulere spredningen av partikler fra partikkelskyen ved bunnen opp mot terskeldypet på 41 m.

Modellsimuleringer viste at økt diffusjonskoeffisient fra 0,06 til 0,12 cm²/s, ga en moderat økning av total partikkelmengde i vannsøylen under terskeldyp, men betydelig øket transport av partikler opp i terskeldyp. Dersom vertikalblandingen (diffusjonskoeffisienten) holdes konstant, vil økt oppvirvling ved bunnen fra 0,5 til 1,0% av de utpumpete partiklene, gi høyere totalinnhold av partikler i vannsøylen under terskeldyp, men lite økning verken av partikkelkonsentrasjonen ved terskeldyp eller transporten av partikler opp i terskeldyp. Storskalaforsøkene viste at øket vanninnblanding kan gi større oppvirvling under utpumping, men simuleringene viste at dette ikke vil være kritisk i forhold til spredning av partikler til områder utenfor Bekkelagsbassenget. Dette forutsetter imidlertid at den økte vanninnblandingen kompenseres med øket tilførsel av saltlake for å unngå tetthetsreduksjon i dypvannet.

Som ”worst case” ble det valgt et scenario der 5% av partiklene ble virvlet opp i laget nærmest bunnen og med vertikal diffusjonskoeffisient på 0,12 cm²/s for dypvannet under terskeldyp. Dette ga avtagende partikkelkonsentrasjoner fra 26,3 mgTS/l ved bunnen til 0,168 mgTS/l i 45 m dyp og en total mengde suspendert sediment på maksimum 73,3 tonn mot slutten av deponeringsperioden. Et år etter avsluttet utpumping var det fremdeles 1,8 tonn suspendert sediment i vannet under terskeldyp og total transport til terskeldyp for hele den simulerte 4-års perioden ble 26,7 tonn tørrstoff. Det antas at partikler som transporteres opp i terskeldyp primært vil transporteres sydover inn i Bunnefjorden med vann som strømmer uhindret over terskelen ved Malmøykalven. Beregnet, maksimum sedimentrester i 45 m dyp på 0,168 mg/l, representerer en forholdsvis liten økning av den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen på ca 1 mgTS/L og rask fortykning i terskeldyp vil ikke medføre noen vesentlig økning av turbiditeten i vannmasser over terskeldyp, verken i Bekkelagsbassenget eller i noen tilstøtende deler av fjorden.

Eksperimentene på Solbergstrand viste at konsentrasjonen av miljøgifter avtok tilnærmet lineært med konsentrasjonen av partikler. Skjæringspunktene beregnet på grunnlag av regresjonsanalyser viste at etter utsynking av det oppvirvlete sedimentet vil dette vannet, i hht til SFTs klassifisering av kyst- og fjordvann, være:

- ubetydelig forurenset (<1 ng/l) av PCB, DDT og benzo-a-pyren¹,
- ubetydelig forurenset av kvikksølv, kadmium² og nikkel,
- ubetydelig til markert forurenset med kobber,
- moderat til markert forurenset med sink² og
- moderat til meget sterkt forurenset med bly.

I tillegg vil det inneholde en del olje og PAH (91 ng/l) som det ikke er definert grenseverdier for. Dette vil kunne gjelde det sterkt partikkelpåvirkete vannet nær bunnen i deponiområdet. Sålenge dypvannsfornyelser unngås ved tilsetning av saltlake, vil all transport oppover mot terskeldyp og ut av Bekkelagsbassenget innebære fortykning ved blanding med upåvirkete vannmasser.

Fraksjonen av de fem mest kreftfremkallende komponentene (Σ KPAH₅) avtok fra 56% i det utpumpete sedimentet til 13 % i vannfasen etter utsynking, mens pyrenfraksjonen økte fra 12% i sedimentet til 34-64% i vannfasen. Høy mobilitet av pyren er tidligere påvist i havnesedimenter i USA (Boston Harbour) og skyldes sannsynligvis høy affinitet til organiske kolloider fra det forurensete sedimentet. Pyren er relativt lite toksisk og det er kjent at bakterier isolert fra sjøvann kan bryte ned denne forbindelsen.

Vannet i deponeringsområdet inneholder vanligvis H₂S, men både naturlig vannutskifting forut for operasjonen og tilførsler av oksygen under utpumping av massene gjør at det ikke kan utelukkes at konsentrasjonene av H₂S i partikkelskyen vil være lave. Isåfall vil mobiliteten av enkelte tungmetaller, spesielt kadmium og sink, øke betydelig. Forsøkene viste at ved lave konsentrasjoner av H₂S vil restvannet etter sedimentasjon kunne være markert forurenset med kadmium og sterkt forurenset med sink. Bruk av saltlake vil kunne forebygge dette og muligheten av å injisere salt i deponiområdet vil kunne vurderes dersom en ønsker å bygge opp konsentrasjonen av H₂S forut for deponeringen.

Ved å kombinere modellen for spredning av partikler med de observerte sammenhengene mellom partikkelkonsentrasjon og miljøgiftkonsentrasjon i utsynkingseksperimentene, ble spredning av miljøgifter under deponering beregnet og sammenlignet med tilsvarende beregninger for årlig spredning som følge av propelloppvirvling i Oslo havn.

Beregninger for 15 miljøgiftparametre viste at spredning til områder utenfor Bekkelagsbassenget som følge av deponeringen, alltid var mindre enn den årlige spredning av miljøgifter som følge av båttrafikken i Oslo havn. Sammenligning av "worst case" scenarier, viste at propelloppvirvlingen ga 6-460x (typisk 27x) større spredning enn deponeringsoperasjonen. Sammenlignet med overvåkingsdata for tilførsler fra elver i Oslo og Akershus tilsvarte beregnet spredning ("worst case") under deponering mindre enn to måneder med middels elvetilførsel. Spredning under deponering vil dessuten være et engangsutslipp og bare berøre intermediære vannlag under 30 m dyp, mens både elvetilførsler og båttrafikken gir daglig spredning til overflatelaget. Flytting av massene anses derfor å være et klart miljøforbedrende tiltak.

Det understrekes at utslippstillene angitt i denne rapporten er beheftet med store usikkerheter og at de i noen grad er basert på skjønsmessige betraktninger. For å sikre mot spredning av kontaminerte

¹ SFT har ikke definert grenseverdier for organiske miljøgifter i sjøvann, men beregnede konsentrasjoner var lavere enn deteksjonsgrensen for enkeltkomponenter, dvs. <1 ng/l.

² avhengig av konsentrasjon av H₂S under deponering

vannmasser til tilstøtende fjordområder anbefales derfor i tillegg til tilsetting av saltlake, overvåking av partikkeltettheten i bassengvannet slik at arbeidene kan stanses dersom kontaminerte vannmasser truer med å overstige terskeldypet på 41 m. Dersom de nevnte forhåndsregler tas er det forfatterens klare mening at deponeringen vil kunne gjennomføres uten vesentlig spredning av miljøgifter til områder utenfor selve Bekkelagsbassenget. Det anses heller ikke være noen vesentlig risiko for spredning til overflatelaget i noen del av fjorden.

Summary

Title: Remediation of contaminated sediments in Oslo Harbour. Modelling mobilisation of contaminants during deposition in deep anoxic basin.

Year:2001

Authors:Morten Schaanning and Birger Bjerkeng

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4082-9

Remediation of harbour areas in Oslo, Norway, encounter dredging of approximately 780 000 m³ sediments contaminated with organic micropollutants (PCB, PAH) and heavy metals (mercury, cadmium, zinc). The dredged material is suggested deposited at 63-72 m depth in an anoxic basin located a few kilometers away from the harbour area. The objective of the present report was to assess contaminant spreading associated with the discharge process.

Based on experimental work on sedimentation of suspended harbour sediments, a model was developed for the vertical transport of particles towards sill depth from a layer of suspended particles assumed to be maintained near the bottom in the discharge area throughout the deposition period. The "worst case" scenario assumed an average diffusion coefficient of 0,12 cm²/s for the basin water below sill depth, and that 5% of the discharged solids were suspended in the bottom layer. The model showed that during maximum impact, the concentration of particles at 45 m depth may increase by 10% from a back-ground concentration of approximately 1,5 mg/l. The total transport of particles to sill depth was estimated to be 26,7 tons. This load was assumed to spread into adjacent fjord areas at intermediate depths of about 40 m. For comparison, previous investigations have shown an annual resuspension of 40-150 tons of sediments due to propeller activity in the harbour area.

The spreading of contaminants during deposition was estimated by combining the particle transport model with experimentally derived functions connecting contaminant retention to the concentration of suspended sediments. As a result of abundance in dredged sediments and observed retention in sedimentation experiments, the risk of contamination was found to be low with respect to mercury (Hg), nickel (Ni), polychlorinated biphenyls (PCB), DDT and benzo(a)pyren. Mobilisation of cadmium (Cd) and zinc (Zn) will increase if the concentration of H₂S is low during deposition. Some mobilisation in anoxic seawater was found with respect to lead (Pb), zinc (Zn), copper (Cu), total hydrocarbons (oil) and polycyclic aromatic hydrocarbons (other than benzo(a)pyren). Relative to the bulk sediment, the mobile fraction of PAH was enriched with pyrene at the expense of ΣKPAH (five cancerogenous components). Estimated spreading across the sills in the deposition area corresponded to less than two months of local river run-off or less than annual spreading due to propeller activity in the harbour area before remediation.

Estimated fluxes are uncertain, but it was concluded that severe spreading of contaminants beyond the discharge basin will not occur provided that the discharge operation is performed according to specified criteria. Brine injection is required to prevent increased vertical mixing from reduction of ambient density during the discharge of dredged water. During discharge, monitoring of suspended particles in the basin water is also recommended to enable precautionary actions if contaminated water approach sill level.

1. Innledning

Behovet for tiltak mot kontaminerte sedimenter i havneområdet er dokumentert i tidligere rapporter utarbeidet for Oslo Havnevesen (Konieczny, 1994, Magnusson, 1995, Hauge og Skei, 1999). Et av flere aktuelle tiltak skissert av en konsulentgruppe (Aquateam, NIVA og NGI) i 1996 var etablering av dypvannsdeponier i stagnerte marine basseng. Et avgrenset område av Bekkelagsbassenget ved Malmøykalven ble vurdert til å være en egnet lokalitet (Helland, 1995) og sedimentkvalitet og strømforholdene i området ble nærmere undersøkt av Skei *et al.* (1999).

Hele operasjonen innebærer risiko for spredning av miljøgifter under ulike faser:

- mudring
- transport til deponi
- utlegging
- konsolidering og
- tildekking.

Denne rapporten vurderer kun risiko for oppvirvling av partikler og spredning av miljøgifter under utpumping av masser nær bunnen i det planlagte deponiområdet ved Malmøykalven.

Vurderingene av potensiale for utlekking av miljøgifter er basert på tidligere kartlegging av mudringsområdet (Konieczny, 1994, Hauge og Skei, 1999) eksperimentelt arbeid med de aktuelle massene (Eek og Schaanning, 2000) og supplerende undersøkelser rapportert nedenfor. I tillegg til utlekkingspotensialet vil de hydrografiske forholdene i resipienten påvirke transport og spredning av partikler og utløste forbindelser. Vurderingene av hva slags hydrografiske forhold som vil kunne forventes under deponeringsoperasjonen er basert på ca 30 års dataserier innsamlet i Bekkelagsbassenget etter 1962.

2. Supplerende undersøkelser

2.1 Porevann

Storskalaforsøket (Eek og Schaanning, 2000) viste at utpumping av vann med lavere tetthet enn sjøvannet i deponiområdet vil kunne redusere stabiliteten av vannsøylen når partikkeltettheten avtar etter utsynking. Slike prosesser vil kunne resultere i øket vertikal transport av vann med forhøyet innhold av næringsalter og miljøgifter og økt risiko for spredning over terskler mot tilstøtende bassenger. Forsøket viste også relativt høyt nitrogeninnhold i det partikkelpåvirkete vannet. Anoksisk porevann kan inneholde meget høye konsentrasjoner av nitrogen (særlig ammonium) i forhold til frie vannmasser.

Løste forbindelser i porevannet indikerer ofte mobilisering fra sediment til vannfase og øket tilgjengelighet for organismer. Verken tetthet eller konsentrasjoner av oppløste miljøgifter og næringsalter i porevannet i mudringsområdet inngår i tidligere kartlegging av sedimentene i havneområdet. Det ble derfor gjennomført en sonderende undersøkelse av porevann fra mudringsområdet.

2.1.1 Innsamling , opparbeiding og analyser

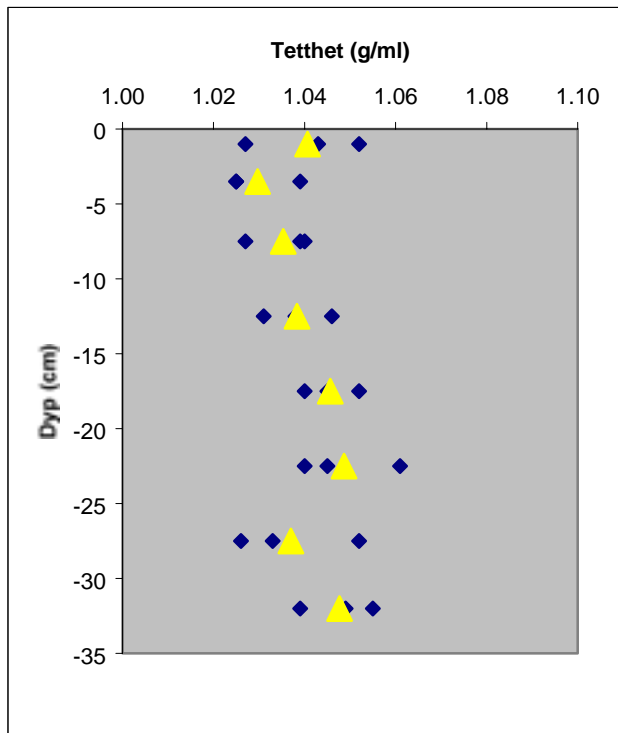
Sedimentprøver ble innsamlet 06.12.00 fra FF Tryggve Braarud i Bjørvika mellom Havnelageret og Sørenga såvel som i det planlagte dumpeområdet ved Malmøykalven. Med en Niemistø kjerneprøvetaker ble det tatt to kjerner på ca 10 m dyp i Bjørvika og en kjerne fra 71 m dyp ved Malmøykalven. Prøvene ble snittet i segmenter à 5 cm og overført direkte til 50 ml sentrifugerør. Før snitting ble redokspotensial og sulfidionaktivitet målt direkte med elektroder.

Porevannet ble ekstrahert ved sentrifugering på NIVAs laboratorium i Oslo. Prøver fra samme dybdesegmenter i de to kjernene fra Bjørvika ble slått sammen og analysert m.h.p. tetthet, næringsalter og metaller. Tetthet ble forsøkt bestemt gravimetrisk ved innveing av 100 µl porevann umiddelbart etter sentrifugering. Næringsalter og metaller ble bestemt etter akkrediterte metoder. Subprøver ble fortynt 10x for analyser av total nitrogen (tot.-N), ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄) etter standard spektrofotometriske metoder. Resten av porevannet ble ekstrahert med freon og metallene bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), nikkel (Ni) og sink (Zn) ble bestemt med atomabsorpsjon etter innsprøyting av subprøver av ekstraktet i grafitovn.

I tillegg ble det samme dag og fra samme område i Bjørvika samlet inn sedimenter med en 0,1 m² KC boks corer. Denne samlet inn de øverste 30-40 cm av sedimentet. Alt overvann ble tappet av før tømning i åpne 50x100 cm PVC-transportkasser. Sedimentene ble deretter omhyggelig blandet med spade og tildekket med sort plast. I løpet av påfølgende døgn pakket sedimentet seg noe sammen slik at et 5-10 mm tykt lag porevann kunne suges av med hevert. Dette resulterte i en relativt stor porevannsprøve som i tillegg til de øvrige parametrene kunne analyseres med akseptable deteksjonsgrenser for PCB, PAH og kvikksølv (Hg).

2.1.2 Tetthet

Målingene av tetthet i porevannet fra kjerneprøvene innsamlet i Bjørvika er vist i Figur 1. Verdiene er mistenkelig høye sammenlignet med tettheten i sjøvannet over (<1.02 g/ml), og det kan ikke utelukkes



Figur 1. Tetthet av porevann målt ved innveing av 100 μ l porevann ekstrahert fra sedimentkjerner fra Bjørvika innsamlet på vanddyb ca 10 m. Store symboler viser middelverdien av tre replikate prøver.

Tabell 1. Tetthet av porevann fra 0-30 cm sedimentdyb i Bjørvika og sjøvann fra 60 m dyp ved Solbergstrand, sammenlignet med variasjoner i overflatelaget nær mudringsområdet.

Prøve	middelverdi masse (g)	stdev	n	tetthet (g/ml)	salt- holdighet	temp. (°C)
Porevann Bjørvika 0-30 cm	1,0208	0,0007	10	1,01679	24,5	20
Sjøvann, Solbergstrand 60 m	1,0276	0,0009	10	1,02356	33,4	20
Sjøvann, mudr.omr. 0-12 m				1,016-1,024		

at resultatene er påvirket av fordamping under opparbeiding og analyser. Lineær regresjon antydte økende tetthet med dypet, men signifikansnivået var lavt ($p = 0,0809$).

Tettheten av den langt større porevannsprøven som samlet seg på toppen av sedimentkassene, ble målt ved gjentatt innveing av et pipette-volum på ca 1,0 ml. Samtidig ble sjøvann fra 60 m vanninntaket på Solbergstrand utmålt med samme pipette og veid på samme vekt. Alle veiinger ble utført etter ekvibrering av prøvene til temperatur i veierommet (ca 20°C). Saltholdigheten i 60 m-vannet ble bestemt med sonde til 33,4 psu som ved 20°C tilsvarer en tetthet på 1,02356 g/ml (fra oseanografiske tabeller). Gjentatte innveinger av 60 m-vannet ga en masse på 1,0276 g som ved tetthet 1,02356 g/ml gir et eksakt pipettevolum på 1,0039 ml. Gjentatte innveinger av samme pipettevolum porevann ga en gjennomsnittlig masse på 1,0208 g som dermed gir en tetthet av porevannet på 1,01679 g/ml. Disse resultatene er vist i Tabell 1 sammen med variasjoner av tetthet i sjøvann fra 0-12 m dyp i Bekkelagsbassenget som antas representativt for vannet i mudringsområdet (se Figur 10).

Målingene gir ikke grunnlag for å fastslå at det er noen vesentlig forskjell mellom tettheten i sjøvannet i mudringsområdet og tettheten i porevannet i samme området. Hvis det ikke er noen forskjell i tetthet mellom porevann og bunnvann vil ikke innblanding av bunnvann under mudringsprosessen påvirke tettheten i utslippsvannet. Typisk differens mellom sjøvannets tetthet på 60 og 10 m dyp i Indre Oslofjord vil derfor bli lagt til grunn ved beregninger av oppdrift i vannet som blir igjen etter utslipp i deponiområdet og utsynking av partiklene (kap. 3.6).

2.1.3 Miljøgifter, næringsalter, H₂S og redokspotensial

Redokspotensialet er en overordnet kjemisk parameter med direkte innflytelse på konsentrasjonene av redoks-sensitive forbindelser (NH₄, NO₃, Fe, Mn, Cr) og indirekte på konsentrasjoner av andre forbindelser via interaksjoner med partikulært materiale. Spesielt viktig anses kofelling med jernoksyder i overkant av redoksgrenseflater. Det er kjent at både fosfat, enkelte tungmetaller og organisk materiale kan fjernes fra vannfasen i slike områder. Nitrogen kan fjernes via denitrifikasjon i samme område. Redokspotensialer målt med Pt-elektroder varierer ofte fra +400 mV i oksygenholdige vannmasser til -200 mV i sulfidholdig dypvann og sedimenter. H₂S er geokjemisk viktig fordi den danner tungt løselige metallsulfider (e.g. HgS, CdS, PbS, CuS og ZnS).

Resultater

Resultatene er vist i Tabell 2 og Tabell 3. Redokspotensialet var høyt i vannet på toppen av kjernen og avtok nedover i sedimentet til svært lave verdier under 12 cm dyp. I dette dypet begynte sulfid-elektroden å drive sakte mot mer negative verdier. Dette var en klar indikasjon på begynnende forekomst av H₂S, men for lite til å gi stabil avlesing i løpet av akseptabel responstid (ca 1 min.). Under dette dyp ga elektroden stabile avlesinger mellom -347 og -376 mV og sedimentene hadde den karakteristiske lukten av "råtne egg". Elektroden indikerte maksimum konsentrasjoner av H₂S i 22-27 cm dyp. Lave potensialer på begge elektrodene viste tilstedeværelse av H₂S både i bunnvannet og sedimentene fra Malmøykalven.

Konsentrasjonene av næringsalter økte sterkt omkring 15-20 cm dyp. Fosfat økte fra 0,1-0,9 mg/l i de øvre 0-15 cm til 9,4-11,5 mg/l under 20 cm dyp. Tilsvarende økte ammonium fra 3,9-8,0 mg/l i 0-15 cm dyp til 33-56 mg/l under 20 cm. Topplaget av sedimentene ved Malmøykalven inneholdt omtrent samme konsentrasjoner av ammonium, men noe mer fosfat enn topplaget i Bjørvika. Tabellen viser forøvrig at NH₄ var klart dominerende fraksjon av total nitrogen i porevannsprøvene fra begge områder. NH₄:PO₄-forholdet avtok fra høye verdier (30-87) i topplaget i Bjørvika til lave verdier (8-15) under 12 cm dyp. NH₄:PO₄-forholdet i sedimentene fra 0-2 cm dyp i Malmøykalven lignet mye på de forholdene som ble observert under 12 cm dyp i Bjørvika.

Med unntak av avvikende høye verdier av Cd, Ni og Zn i porevannet fra 10-15 cm dyp viste metallene små variasjoner nedover i sedimentet. Midlere konsentrasjon for 0-30 cm laget var 0,26 µgCd/l, 1,8 µgNi/l, 5,5 µgCu/l, 7,3 µgPb/l og 66 µgZn/l.

Den store porevannsprøven fra sedimentkassene på Solbergstrand ga muligheter for analyser av kvikksølv og organiske miljøgifter med deteksjonsgrenser tilsvarende de som er vanlig å benytte ved vannanalyser der volumene ikke er begrensende. Resultatene er vist i Tabell 3. PCB og DDT var ikke tilstede i detekterbare mengder, men konsentrasjonene av Hg (139 ng/l) og PAH (132,2 ng/l) var betydelige. Nasjonale grenseverdier for PAH i vann finnes ikke, men konsentrasjonen av Hg var 4,6x høyere enn grenseverdien for klasse V "meget sterkt forurenset". Porevannet fra Malmøykalven (0-2 cm, Tabell 2) inneholdt til sammenligning 5,5 ngHg/l.

Tabell 2. Elektrodemålinger og konsentrasjoner av næringsalter og metaller i porevann ekstrahert fra sedimenter i Bjørvika og ved Malmøykalven. E_h er redokspotensial mens E_s er potensialet på en S^{2-} ion selektiv elektrode. I nederste linje er metallinnholdet i porevannet fra 0-30 cm sammenlignet med SFTs grenseverdier for "meget sterkt forurenset" kyst- og fjordvann. OW = vannfasen over sedimentet i kjerneprøven.

Dyp cm	E_h (mV)	E_s (mV)	Dyp cm	Tot-N mg/l	NH ₄ mg/l	PO ₄ mg/l	N:P at. ratio	Cd µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l
<i>Malmøykalven</i>												
OW	-90	-316										
1	-240	-373	0-2*	6,9	5,4	2,0	8	0,07	1,6	10,9	0,9	5
<i>Bjørvika</i>												
OW	+383	-										
1	-5	-60										
3	-89	-79	0-5	8,7	8,0	0,7	30	0,06	4,8	3,1	1,2	18
5	-151	-95										
7	-162	-85	5-10	3,9	3,9	0,1	87	0,09	8,1	3,7	1,1	32
12	-225	-135	10-15	6,4	5,4	0,9	17	1,06	6,6	4,4	5,8	318
17	-238	-360	15-20	19,2	18,2	5,3	8	0,12	6,3	5,0	1,2	21
22	-249	-376	20-25	33,3	33,2	9,8	8	0,19	10,1	8,7	1,6	25
27	-266	-374	25-30	49,1	49,2	11,5	10	0,19	9,5	8,6	0,7	23
32	-265	-347	30-35	63,3	56,0	9,4	15	0,14	6,0	5,0	1,1	22
midlere konsentrasjon:			0-30	26,3	24,8	5,4	11	0,26	7,3	5,5	1,8	66
overkonsentrasjon i forhold til "meget sterkt forurenset" fjordvann:								0,5x	7,3x	1,8x	0,2	3,3x

*I tillegg til metallene gitt i tabellen inneholdt denne prøven 5,5 ngHg/l.

Tabell 3. Konsentrasjon av kvikksølv, PAH og PCB i stor porevannsprøve.

	Hg	PAH	PCB	DDT
			ng/l	
Bjørvika, porevann 0-30 cm	139	132,2	<0,5*	<0,5*

*deteksjonsgrense for enkeltkomponenter

Diskusjon

Sulfidelektroden viste forekomst av H_2S i sedimentene fra 12 cm og nedover. Vertikalprofilene av både næringsalter og metaller viste på ulike måter et skille mellom et 0-10 cm overflatelag og et dypereliggende lag under 15 cm.

Høye $NH_4:PO_4$ forhold i topplaget i Bjørvika kan skyldes preferentiell fjerning av fosfat, mest sannsynlig ved retensjon i mineralogene faser dannet i oksyderende miljø. Nærhet til oksygenholdig miljø er den faktor som mer enn noen annen skiller topplaget i Bjørvika fra både topplaget i Malmøykalven og dyplaget i Bjørvika. Sedimentene i Malmøykalven er dekket av sulfidbærende vannmasser. Ammonium og fosfat produsert ved nedbrytning av organisk materiale i topplaget vil

diffundere ut i vannmassen, men stor avstand til oksyderende miljø gir liten mulighet for retensjon av fosfat på jern(III)oksyder i sedimentene i Malmøykalven. Hvordan dette nøyaktig foregår i Bjørvikas topplag er vanskelig å fastslå på grunnlag av dette datasettet, men både bioturbasjon og periodisk påvirkning fra båt-trafikken med oppvirvling og omfordeling av masser kan være viktige medvirkende faktorer til opprettholdelse av et mer oksygenpåvirket sediment i de øvre 10-15 cm.

Sedimentene i Havneområdet må antas inneholde enkelte objekter (klumper eller gjenstander) av antropogen opprinnelse med høyt innhold av kontaminanter. Det er lett å tenke seg at minst en av de kjernene som ble brukt til blandprøven tilfeldigvis ble tatt i nærheten av en slik kilde. Imidlertid var de observerte maximaene for Cd, Zn og Ni sammenfallende med grenseskiktet mellom det oksygenpåvirkete topplaget og det sulfidholdige sedimentet og tilsvarende maksima er observert tidligere (bl.a. Van Ryssen *et al.*, 1998). Det er derfor mer sannsynlig at maksimaene skyldes geokjemiske prosesser tilknyttet avsetningshistorie, redoksreaksjoner og løselighet. Ingen av disse metallene er redokssensitive, men sekundære prosesser tilsvarende adsorpsjon av fosfat på jern(III)- og mangan(IV)-oksyder på oversiden av redoksgradienter og/eller variasjon i ligandkonsentrasjoner vil kunne gi maksimumskonsentrasjoner i grenseskiktet.

Konklusjon

Porevannmaksimaene indikerer at sedimentene inneholder mobiliserbare faser av Cd, Zn og Ni. Dersom slike masser utsettes for redoksendringer under transport og deponering, vil disse fasene kunne løses ut og gi en betydelig større mobilisering enn det som indikeres av de moderate porevannkonsentrasjonene over og under maksimaene i 10-15 cm dyp. Foreløpige resultater fra pågående forsøk med utlekking av metaller fra Bjørvikasedimenter gjennom oksyderende tildekkingsmateriale til anoksiske vannmasser har vist mobilisering av disse metallene i oksisk/anoksiske overganger.

2.2 Utlekkingsforsøk

Storskalaforsøket (Eek og Schaanning, 2000) viste rester av PAH i vannmassene en uke etter utpumping. Den gjenværende PAH-fraksjonen var markert anrikt m.h.p. pyren. De første utlekkingsforsøkene kunne verken bekrefte eller avkrefte denne observasjonen fordi standardoppsettet innebærer små volumer som ga for høye deteksjonsgrenser. Det ble derfor gjennomført supplerende utlekkingsforsøk med et noe forenklet forsøksoppsett tilrettelagt for organiske miljøgifter.

2.2.1 Forsøksoppsett

Sjøvann fra 60 m dyp ble tappet fra vanninntaket ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand og fraktet til Norges Geotekniske Institutt (NGI) i Oslo der utlekkingsforsøkene ble utført. Vannet ble boblet med N₂ i en time før tilsetning av 2 mg/l krystallinsk Na₂S(H₂O)_{7.9}. Krystallene løser seg raskt i sjøvannet og gir vannet en konsentrasjon av H₂S tilsvarende det som forventes i dumpeområdet (ca 10 µM). Sjøvann inneholder ca 10 gNa/l og har tilstrekkelig bufferevne til å nøytralisere den svakt basiske reaksjonen etter tilsetning av krystallene. Vann til to oksiske prøver ble preparert ved å boble sjøvannet 1 time med luft.

Sediment innsamlet i Bjørvika 06.12.00 ble tilsatt sjøvannet i 5-10 l kolber som vist i Tabell 4. Kolbene ble satt på ristebord i hhv 23 og 72 timer og deretter satt i ro en gitt periode før dekantering.

Dekantering ble gjort via hevert 5 cm over sedimentflaten. To prøver ble filtrert gjennom 0,45 µm teflonfiltre.

Tabell 4. Behandling av prøver for å undersøke utlekking av PAH.

Prøve	O ₂ /H ₂ S	sediment	risting	sedimentasjon	forbehandling
1	oksisk	0	23 h	0,5 h	-
2	anoksisk	0	23 h	0,5 h	-
3	oksisk	50 g/l	23 h	0,5 h	filtrert
4	anoksisk	50 g/l	23 h	0,5 h	filtrert
5	anoksisk	50 g/l	23 h	11,5 h	dekantert
6	anoksisk	1 g/l	72 h	48 h	dekantert
7	anoksisk	1 g/l	72 h	48 h	dekantert
8	anoksisk	1 g/l	72 h	48 h	dekantert

Tabell 5. Totalt innhold av ΣPAH₂₃ og komponentfordeling i sedimenter, porevann, vannprøver fra storskalaforsøket på Solbergstrand og vannprøver fra NGIs utlekkingsforsøk. Prøvenr. henviser til foregående tabell. Komponentfordelingen viser fraksjonene ΣKPAH₅ (5 mest kreftfremkallende komponenter), ΣNPD₇ (7 petroleumsrelaterte komponenter) og pyren i % av ΣPAH₂₃.

Prøve	Pr.nr.	ΣPAH ₂₃	ΣKPAH ₅	ΣNPD ₇	Pyren
<i>Bjørsvika 06.12.00</i>					
Sediment, mean±1std.dev.		40±6 mg/kg	40,5±0.5 %	10,5 ±1.0%	14,8±0.2 %
Porevann		139 ng/l	46 %	8.8 %	5,7 %
<i>Storskalaforsøk</i>					
Ufiltrert start (0-2h)		882-3195 ng/l	40-44%	3,1-3,2%	21-24%
Ufiltrert slutt (66-138h)		71-106 ng/l	15-30%	12-37%	34-64%
<i>Utlekkingsforsøk</i>					
Blankprøver	1, 2	<2 ng/l*	-	-	-
Ufiltrert 12h	5	619 ng/l	28 %	7.6 %	27 %
Ufiltrert 48h, mean±1std.dev	6, 7, 8	301±30 ng/l	17,7±4,0 %	4,4±0.1%	42,5±4,0 %
Oksisk filtrert	3	203 ng/l	nd	18 %	45 %
Anoksisk filtrert	4	183 ng/l	nd	17 %	45 %

*deteksjonsgrense enkeltkomponenter

2.2.2 Utlekking av PAH

Resultatene fra utlekkingsforsøket er sammenfattet i Tabell 5. Til sammenligning gjengis i tabellen resultatene for sediment innsamlet i Bjørsvika 06.12.00 og porevann dekantert fra samme sediment etter 7 dagers konsolidering i transportkassen. Tabellen viser relativt høye konsentrasjoner av PAH i alle vannprøver ekvibrert med sedimenter fra Bjørsvika. Svært høye konsentrasjoner (619-3195 ngΣPAH₂₃/l) i starten av storskalaforsøket og i utlekkingsforsøkets prøve nr 5 skyldes relativt høyt innhold av partikler i disse prøvene. Filtrerte prøver og prøver dekantert etter sedimentasjonsperioder på 48 h eller mer varierte fra 71 til 301 ng/l.

Sedimentet som ble benyttet i utlekkingsforsøkene inneholdt 40±6 mgPAH/kg, eller ca 2x SFTs grenseverdi for tilstandsklasse V "meget sterkt forurenset" (Molvær *et al.*, 1997). Av totalinnholdet i sedimentprøvene var 40,5% ΣKPAH₅ (antatt fem mest kreftfremkallende PAH-komponenter), 10,5%

Σ NPD₇ (sju petroleumsrelaterte PAH-komponenter) og 14,8% pyren (en av de mest dominerende enkeltkomponentene). Det var lite variasjon mellom de analyserte sedimentprøvene (n=3) vist i Tabell 5. Sedimentet benyttet i storskalaforsøket inneholdt 22,9 mg/kg hvorav 56% som Σ KPAH₅, 6,7% som Σ NPD₇ og 12,3% som pyren. Tallene er ikke helt sammenlignbare fordi sistnevnte analyse bare omfattet 16 av de totalt 23 komponentene kvantifisert i de nye analysene, men hovedtrekkene både med hensyn til totalt innhold og komponentfordeling var den samme som vist i Tabell 5.

Komponentfordelingen i porevannet var nokså lik den som ble funnet i sedimentet. Vannprøvene fra storskalaforsøket på Solbergstrand viste en økning i Σ NPD₇ fraksjonen fra 3,1-3,2% like etter utpumping til 12-37% mot slutten av forsøket. Utlekkingsforsøket viste en lignende tendens ved at Σ NPD₇-fraksjonen økte fra 4,3-7,6% i dekanterte prøver til 17-18% etter filtrering.

Pyren viste mye samme mønster som Σ NPD₇, men hadde allerede ved starten av storskalaforsøket øket fra 5,7-15% i sediment/porevann til 21-24% i vannet i karet og økte videre opp til 64% i en av vannprøvene tatt ut mot slutten av forsøket. De to filtrerte prøvene fra utlekkingsforsøket inneholdt hhv 82 og 91 ngpyren/l. Dette tilsvarte 45% av Σ PAH₂₃.

Sammenlignet med pyren og Σ NPD₇ viste Σ KPAH₅ et omvendt mønster med avtagende fraksjoner mot slutten av storskalaforsøket og etter lengre riste- og sedimentasjons-perioder i utlekkingsforsøkene. I de filtrerte prøvene var ingen av de fem KPAH-komponentene tilstede i detekterbare mengder (<2 ng/l).

Utlekkingsforsøkene bekreftet dermed observasjonene fra storskalaforsøket på Solbergstrand som viste et klart utlekkingspotensiale for PAH og at pyrenfraksjonen anrikes ved suspensjon av sedimenter fra Bjørvika i sjøvann. Hvorvidt sjøvannet var oksisk eller anoksisk syntes ikke å ha noen betydning.

Mange arbeider har vist at oppløst organisk materiale kan øke løseligheten og påvirke biotilgjengeligheten av upolare organiske forbindelser (Hunchak-Kariouk and Suffet, 1994, Akkanen *et al.*, 2001). I hvilken utstrekning dette forekommer synes avhengig bl.a. av kvaliteten av det organiske materialet. Chin and Gschwend (1992) viste at pyren var sterkere adsorbent til organiske kolloider i porevannet fra sterkt forurensete sedimenter i Boston havn sammenlignet med en renere referenselokalitet i samme område. Samtidig viste de at phenanthrene var mindre påvirket av variasjoner i porevannskolloidene enn pyren. Våre observasjoner skulle i tråd med dette kunne forklares med at havnesedimentet inneholder organiske kolloider med stor evne til å binde enkelte upolare forbindelser (pyren), mer enn andre. Akkanen *et al.*, 2001, viste at pyren ble bundet til løst organisk materiale fra tretten elver og en humusrik innsjø, men de fant ingen effekter av det organiske materialets opprinnelse på biotilgjengelighet av pyren.

3. Partikkelspredning

3.1 Grunnlag og forutsetninger

Vurderingene er begrenset til å omfatte oppvirvling av partikler og spredning av enkelte tungmetaller (primært Hg, Cd og Pb) og de organiske miljøgiftene PCB og PAH til vannmassene i deponiområdet under selve deponeringen.

Valg av teknologi vil være en avgjørende faktor. Hva enten deponering gjøres via rørledning, plattform eller mudringsfartøy i skytteltrafikk mellom mudring- og dumpe-området er ikke avgjørende for denne vurderingen. Viktige faktorer er hvor mye sjøvann som mudres sammen med massene som skal fjernes, i hvilken avstand fra bunnen massene pumpes ut samt massenes konsistens og hastighet ved utslippspunktet. Det er teknisk mulig å anvende en utslippsanordning som "dreper" nesten all bevegelsesenergi ved utslippspunktet og som kan manøvreres langs bunnen med en presisjon innenfor en meter vertikalt og mindre enn to meter horisontalt.

Arbeidene omfatter mudring av en beregnet sedimentmengde på 783 000 m³. Ifølge innhentede opplysninger vil det være realistisk å regne med at vanninnblanding under mudring gir 30-65 % volumøkning. Det vil si at det totalt skal deponeres 1,0-1,3 mill. m³ slam. Dersom det er klumper av sediment i den massen som pumpes ut vil disse synke raskt til bunns og miljøgifter inne i klumpene vil sedimentere med liten grad av eksponering. Mest sannsynlig vil den mekaniske påvirkningen under mudring og transport gi relativt homogene masser ved utslippspunktet.

Arbeidets varighet avhenger mye av kapasiteten på de mudringsfartøyene som velges. I dette arbeidet har vi lagt til grunn en anleggstid på 4-8 måneder. Dersom arbeidene starter tidlig på høsten, f.eks. 15. september, antas arbeidene fullført i løpet av en vintersesong.

Vurderingen av forholdene i deponiområdet er basert på hydrografiske observasjoner i Indre Oslofjord fra 1962 frem til idag. Disse omfatter en fast stasjon beliggende i Bekkelagsbassenget like ved det aktuelle deponiområdet.

I tillegg er det gjennomført feltundersøkelser og eksperimentelle studier for å fremskaffe best mulige data for å kunne gi en praktisk empirisk vurdering av faren for mobilisering av miljøgifter fra de aktuelle massene. I de fleste tilfeller er sedimenter fra Bjørvika benyttet til eksperimentelle undersøkelser, men sedimenter fra Pipervika og Kongshavn har vært benyttet i enkelte tilfeller. I tillegg til arbeidene referert innledningsvis eller beskrevet i kap. 2, er det nylig gjennomført mesokosmos-forsøk ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand med utlekking av miljøgifter gjennom ulike typer og tykkelser av tildekkingsmaterialer. Forsøkene vil ikke kunne rapporteres tidnok til å dras full nytte av i denne vurderingen, men enkelte resultater foreligger som bekrefter relativt høy mobilitet av PAH og anrikning av pyren i vannfasen over utildekkete sedimenter fra Bjørvika.

3.2 Generell beskrivelse

Det høye partikkelinnholdet i massen som skal pumpes ut gjør at tettheten av suspensjonen i utgangspunktet vil være større enn tettheten i dypvannet ved Malmøykalven. Etter utslipp vil

suspensjonen derfor synke ned mot bunnen og spre seg videre horisontalt utover sedimentflaten til den har mistet mesteparten av sin kinetiske og potensielle energi. Virveldannelse og avskaling i ytterkantene av denne suspensjonstrømmen vil medføre at det partikkelanrikete vannet, ”partikkelskyen”, øker i volum i forhold til det utpumpete volumet. Hvor stor denne primærfortynningen blir vil først og fremst være avhengig av hvor høyt opp i vannmassen utslippsanordningen er plassert, hvor stor fart massene har idet de slippes og hvor mye mudringsvann som er blandet inn. Liten fart, liten høyde og lite mudringsvann vil gi liten primærfortynning og omvendt.

Etterhvert som partiklene og partikkelbundete miljøgifter synker ut av partikkelskyen vil den totale konsentrasjonen av miljøgifter nærme seg konsentrasjonen av løste miljøgifter. Kjemisk sett er skillet mellom oppløst og fast stoff en forutsetning for beregning av likevektskonsentrasjoner. I praktiske forsøk og feltobservasjoner gjøres et slikt skille operasjonelt ved filtrering gjennom filter med maskevidde 0,45 µm. Alle partikler som slipper gjennom slike filter vil ha svært liten synkehastighet, men en del partikler med tilsvarende lav synkehastighet (organiske, fnokker o.l.) vil ikke passere filtrene. Dette gjør det vanskelig å verifisere spredningsmodeller der organisk materiale og fnokkdannelse utgjør en viktig del av transportene.

Miljøgifter bundet til partikler med liten synke-evne vil kunne spres oppover i vannsøylen langs konsentrasjonsgradienter (”eddy diffusion”). Dypvannet i deponiområdet vil ha liten bevegelsesenergi med diffusjonskoeffisienter i størrelsesorden 0,1 cm²/s (Gade, 1970). Under slike forhold vil faren for spredning av partikkelbundete miljøgifter først og fremst være knyttet til meget små partikler (kolloider), organiske partikler og aggregerte partikler.

Horisontale transporter under terskeldyp vil ikke medføre spredning til områder utenfor Bekkelagsbassenget. I tillegg til gravitasjonskrefter og vertikalblanding, vil partiklene kunne transporteres ved at hele vannmasser forflyttes (adveksjon). Utenom periodene med dypvannsfornyelse vil adveksjon under terskeldyp være begrenset og kun føre til intern omfordeling innenfor Bekkelagsbassenget. Vertikal adveksjon i bassengvannet under terskeldyp forekommer først og fremst under episoder med vannutskifting. Dette kan unngås i løpet av deponeringsperioden ved overvåking og varsling slik at arbeidene kan stanses i tilstrekkelig god tid, eller ved tiltak (jfr. kap. 3.6.3). I spredningsmodellen utviklet i kap.3.5 er det ikke tatt hensyn til horisontale partikkelflukser under terskeldyp.

Et forhold som kan være av betydning for partikkelspredningen er vertikalblanding generert ved utpumping av vann med lavere saltholdighet og lavere tetthet enn dypvannet i Bekkelagsbassenget. Dette problemet er behandlet nærmere i kap. 3.6.

3.3 Storskalaforsøkene

3.3.1 Observert oppvirvling og utsynking av partikler

Storskalaeksperimentene (Eek og Schaanning, 2000) ble utført i et 1x3x3 m kar fylt med oksygenfritt sjøvann med saltholdighet, temperatur og konsentrasjoner av H₂S tilsvarende forholdene i deponiområdet. Totalt 10 l sediment fra Bjørvika ble pumpet ut i karet fra et 32 mm (ID) rør med munningen plassert midt i karet 175 cm over bunnen og skråstilt oppover. Da utpumpingen startet var vannmassen gjennomblandet uten vertikal lagdeling. Først ble små volumer à 30 ml sediment tilsatt støtvis en gang hvert minutt i en time. Deretter ble de resterende 8 l pumpet ut med jevn hastighet på ca. 130 ml/s. Etter utpumpingen fikk karet stå i ro seks dager mens det ble tatt videobilder av

partikkelskyen og tappet vannprøver for analyse av partikkelkonsentrasjon og miljøgifter. Noen resultater fra forsøkene er vist i Figur 2 - Figur 4.

Det ble utført to forsøk F1 og F2. I forsøk F2 ble ekstra vann blandet inn i sedimentet slik at volumet økte med ca. 10%. Konsentrasjonen av H₂S i karet var også noe høyere i F2 enn i F1. Forsøkene viste klart større partikkelspredning etter vanninnblanding. Mer systematisk eksperimentelt arbeid (Vrenne og Eek, 2000) bekreftet at Bjørvikasedimentenes skjærstyrke ble svært liten ved slik vanninnblanding og at erosjonen av synkende sedimentklumper økte betydelig ved små vanntilsetninger utover dette. 30% eller mer vanninnblanding under mudringen vil trolig medføre at massene ved utpumping vil ha endret konsistens fra mer eller mindre "seig" leire til en "tyntflytende" suspensjon med liten skjærstyrke. På grunn av mekanisk påvirkning både ved mudring og utpumping antas at suspensjonen ved utpumping vil være forholdsvis homogen med lite innhold av klumper.

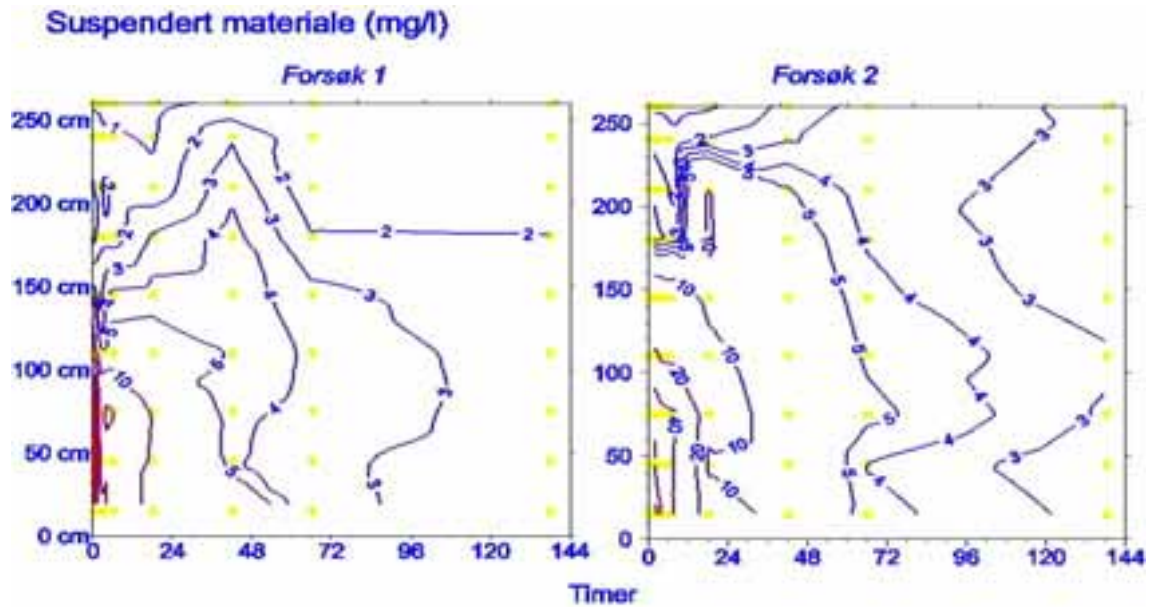
Under den støtvide utpumpingen sank klumper av sediment til bunns med en hastighet som så ut til å stabilisere seg på om lag 1 cm/s. Avskaling under nedsynking og sammenstøtet med bunnen ga opphav til en partikkelsky med opptil 400 mgTS/l (mg tørrstoff/l). Den kontinuerlige utpumpingen vedvarte bare ca et minutt, men ga opphav til en kraftig bølgebevegelse i skyen som interfererte med karveggene og etterhvert dissiperte til kortere, usystematiske bølger og turbulens. Karet var belyst ensidig fra toppen slik at sikten vil reduseres med dypet og videobildene (Figur 2) blir mørkere uten at det nødvendigvis betyr at partikkelkonsentrasjonen øker med dypet. Skyen økte langsomt i tykkelse opp til et nivå ca 50 cm under utslippsrøret. Over dette nivået var vannet like klart som før forsøket startet (partikkelinnhold 1-2 mg/l). Først 6-18 timer seinere økte partikkelkonsentrasjonene i og over utpumpingshøyde. Da var om lag 99% av partiklene sedimentert, alle synlige bevegelser i skyen hadde opphørt og partikkelkonsentrasjonene hadde avtatt til litt i overkant av 10 mgTS/l. Bildeserien viser hvordan den hvite bakveggen forsvinner etter hvert som partiklene reduserer sikten gjennom det en meter tykke vannlaget. Beregninger viste at tetthetsreduksjonen etter innblanding av porevann med lavere saltholdighet enn sjøvannet ($\Delta\rho_s \approx 10$) i karet kan ha vært i samme størrelsesorden som tetthetsøkningen fra 10 mgTS/l. Like etter utpumping vil det høye partikkelinnholdet motvirke tetthetsreduksjonen og opprettholde og styrke lagdelingen i vannsøylen, men når partiklene synker ut vil tetthetskiktingen kunne svekkes slik at vertikalblanding utløses.

Etter utjevning av vertikalgradientene avtok konsentrasjonene til 4-5 mg/l etter 3 døgn og videre ned til 2-3 mg/l etter 6 døgn. Karakteristisk for utsynkingen både fra den først dannede skyen nær bunnen og fra hele karet etter vertikalblanding var at partikkelinnholdet syntes å avta parallellt over hele vannsøylen. Dette kan skje dersom partiklenes synkehastighet øker med dypet, noe som kan forventes hvis utsynking primært foregår ved flokkulering.

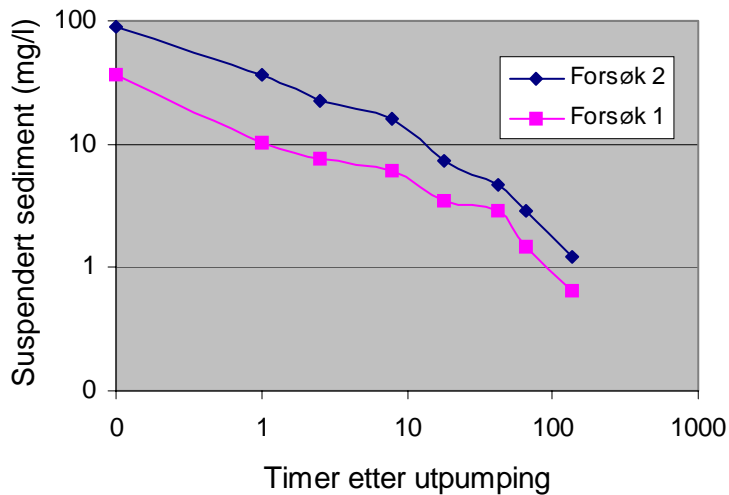
Integrerte partikkelmengder i karet basert på vannprøver tappet 15 cm og mer over bunnen, viste at 13,2% (F2) (5,4% i F1) av sedimentet ble gjenfunnet i vannmassen umiddelbart etter at utpumpingen var avsluttet. Etter en time var restinnholdet mindre enn 6% (<2% i F2). I Figur 4 er konsentrasjonene av suspendert materiale korrigert for bakgrunn, dvs partikkelinnholdet i det klare sjøvannet før utpumping av sedimentet (bilde øverst til venstre i Figur 2). Gjennomsnittlig partikkelinnholdet ved avslutning av forsøk 2 ble målt til 2,6 mgTS/l mot 1,4 mgTS/l før utpumping. Standardavvikene var hhv 0,4 og 0,7 mgTS/l for hhv 7 og 8 prøver jevnt fordelt over hele vannsøylen. I begge forsøkene var restinnholdet av sedimenter i vannmassen ca 1 mg/l (tilsvarer ca 0,05% av utpumpet) og fremdeles synkende seks dager etter utpumping.



Figur 2. Storskalaforsøk (F2) med utpumping av sediment i anoksisk sjøvann. 2 l ble tilsatt støtvis 14.12. kl.15:04-16:14. Deretter ble 8 l tilsatt kontinuerlig i løpet av et minutt. Lekkasje ved øvre tverrbjelke ga synkende vannstand mot slutten av forsøket. Karet er belyst ovenfra. Linjalen på karetets bakvegg viser hvordan sikten varierer.



Figur 3. Konsentrasjon av partikler etter utpumping av Bjørvikasediment med vanninnhold (% av TS) hhv 103 (forsøk 1) og 134 (forsøk 2).



Figur 4. Suspendert sediment (totalt partikkelinnhold – bakgrunn) integrert over hele vannsøylen (0-270 cm) i storskalaforsøk med utpumping av sediment fra Bjørvika til anoksisk sjøvann.

3.3.2 Forsøkernes representativitet og overføringsverdi

Oppvirvling av partikler er i stor grad kontrollert av hydrodynamiske faktorer som tilførselshastighet, fallhøyde og turbulens i vannmassene. Retensjon av miljøgifter vil i tillegg påvirkes av kjemiske faktorer både i resipienten og i massene som slippes ut. Skalering av forsøk og veggeffekter er et kjent problem i biologiske og biogeokjemiske simuleringsforsøk, men vil i enda større grad kunne påvirke de hydrodynamiske forholdene i karet. Det kan derfor spørres i hvilken grad utslippet i bassenget ved Malmøykalven rent fysisk vil kunne ligne forsøkene utført på Solbergstrand.

Bevegelsene i karet ble i hovedsak generert av den kontinuerlige utpumpingen som ble foretatt med strålehastighet 16,5 cm/s. Dersom det i Malmøykalven skal pumpes ut $1,3 \times 10^6 \text{ m}^3$ sediment i løpet av en anleggsperiode på f.eks. 8 mndr fås tilførselshastigheter fra 60 l/s ved kontinuerlig drift til 360 l/s ved utpumping i gjennomsnitt 4 timer hver dag. For å oppnå strålehastighet 18 cm/s må utslippsanordningen ha en åpning på 0,36-2,2 m². Større utslippshastigheter bør lett kunne kompenseres ved å konstruere utslippsanordninger med større åpninger enn dette.

Veggeffekter vil være avhengig av bl.a. veggens form og avstand fra utslippspunktet. I karet ble det i de første minuttene etter utpumpingen observert en kraftig bølge (Figur 2) som interfererte med karveggene og etterhvert dissiperte til kortere og mer usystematiske bølger og turbulens. Bassengsidene i deponiområdet vil ha svak stigning sammenlignet med de vertikale veggene i karet og form og avstand til utslippspunktet vil variere. Hvis det genereres interne bølger ved utslippspunktet kan brytninger mot bassengsidene generere vertikal spredning av partikler langt fra utslippspunktet. Legges utslippshastighetene over til grunn vil karet tilsvare et deponiområde på 1400-8300 m². Det virkelige arealet i deponiområdet vil være større enn dette. Både form og størrelse skulle derfor tilsi at veggeffektene blir mindre i utslippsområdet. Dette vil trolig tendere til at oppvirvlingen i deponiområdet blir forholdsvis mindre enn observert i karet.

Storskalaforsøket ble gjennomført som en "batch" tilsetning og en etterfølgende uforstyrret periode. I Malmøykalven vil utslippet pågå mer eller mindre kontinuerlig og en må forvente at partikkelskyen etterhvert vil finne en slags likevektstilstand der oppvirvling balanseres av utsynking. Forsøkene gir ikke noe godt grunnlag for å anslå hvor høyt over bunnen partikkelskyens overkant vil bli liggende. I tillegg til tetthetsgradienter i vannsøylen, vil vanninnblanding, fallhøyde, strålehastighet og turbulens rundt selve utslippsrøret trolig være de viktigste parametre som kan generere oppvirvling. Dersom utslippsrøret slepes eller løftes opp og ned fra et kombinert laste/losse fartøy vil påvirkningen trolig være større enn om det benyttes rørledning eller lekter og utpumping via flåte.

Et annet usikkerhetsmoment er effekter fra eventuelle overløp over sjetène som skal etableres for å avgrense deponiområdet. Mot slutten av deponeringsperioden vil høydeforskjellen mellom deponeringspunkt og overkanten av sjetène være relativt liten og det vil være fare for dannelse av turbiditetstrømmer innover i Bekkelagsbassenget mot nord og øst. Høydeforskjellen fra sjetène til bunnen av bassenget utenfor deponiområdet er ca 10 m. Turbiditetstrømmene vil følge bunnen og det er lite trolig at de vil kunne generere vesentlig oppvirvling over sjeté-nivå.

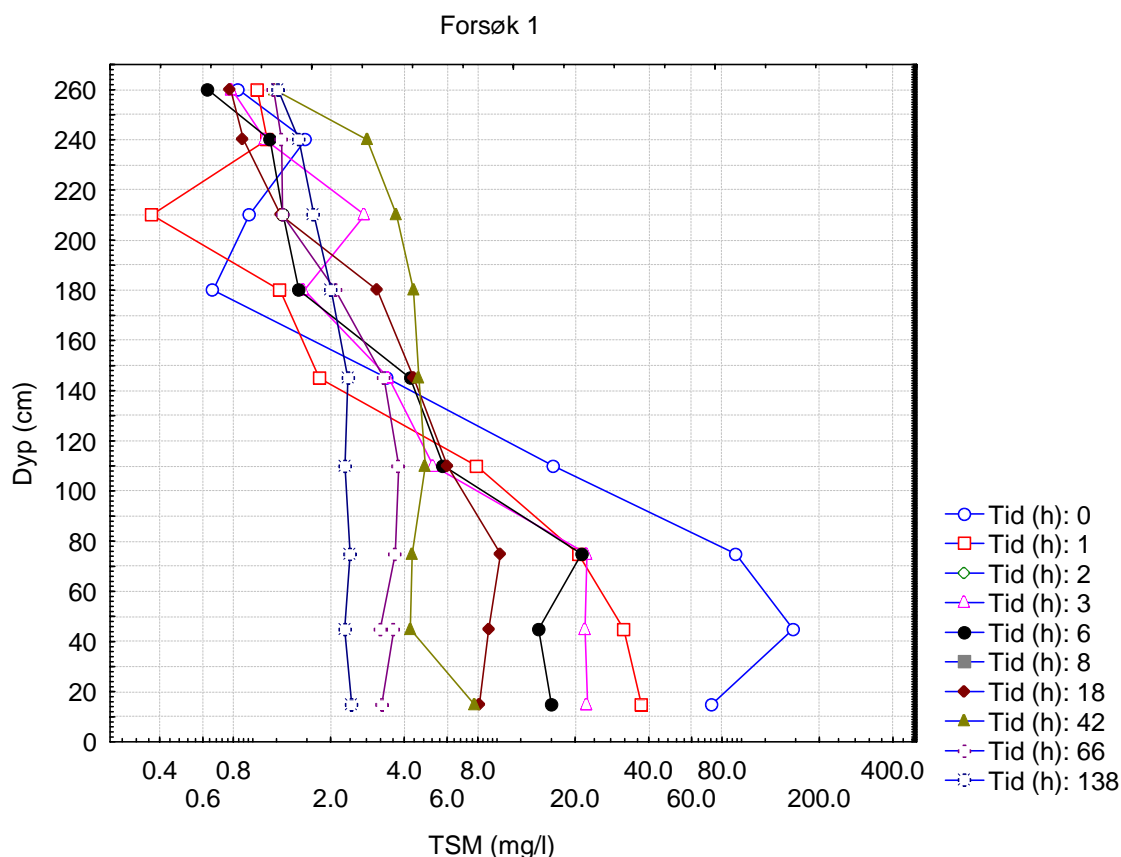
Tentativt bør det kunne være mulig å begrense partikkelskyen oppover til 10 m eller mindre over bunnen. I beregningene nedenfor antas i verste fall partikkelkontaminering opp til 45 m dyp (4m under terskeldyp) over hele Bekkelagsbassenget. Oppvirvling av partikler over dette dyp anses ikke akseptabelt p.g.a. fare for kontaminering utover Bekkelagsbassenget. Ved kontinuerlig overvåking av partikkelinnholdet i dypvannet i anleggsfasen, vil det være mulig å stanse utpumpingen dersom partikkelskyen i perioder stiger til uakseptable dyp. Det anses helt usannsynlig at partikkelskyen vil kunne trenge gjennom den sterke lagdelingen over 20-30m dyp. Synlig forurensing i overflatelaget vil trolig bare kunne forekomme som følge av betydelige driftsavvik eller uhell.

3.4 Modell for utsynking av partikler

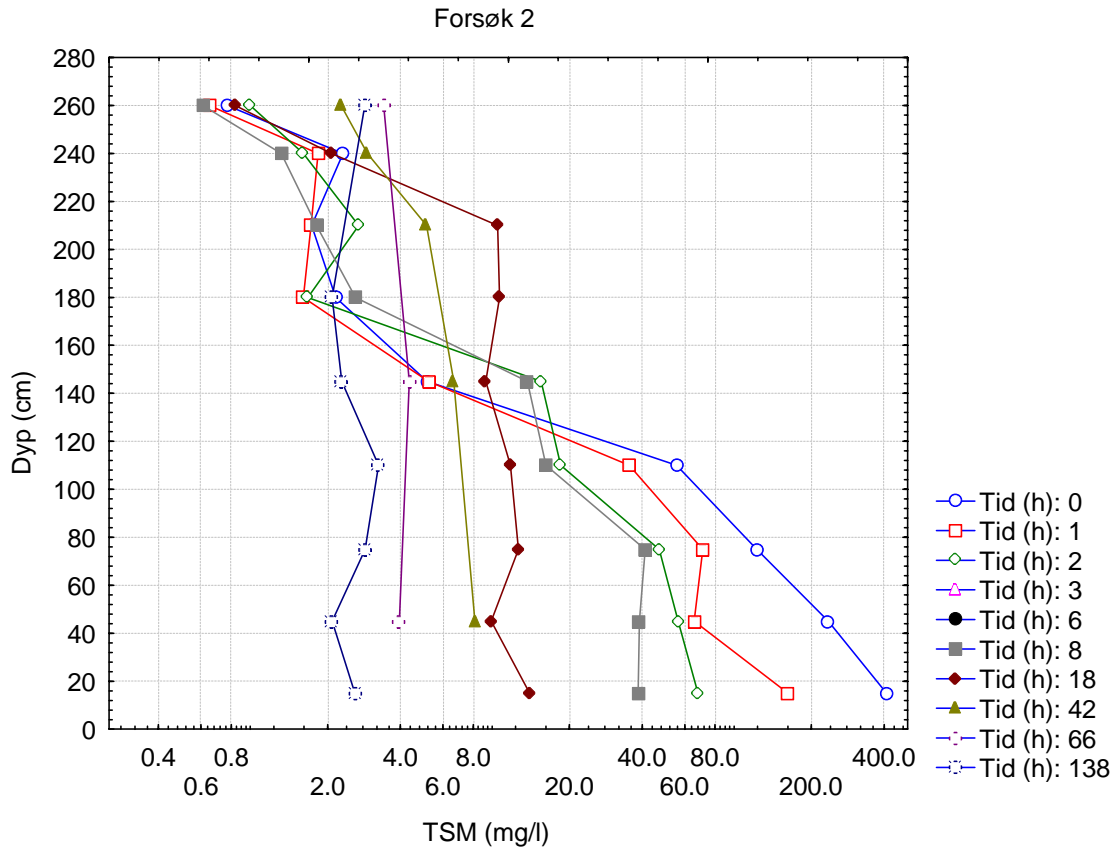
Det skal dumpes ca. 780 000 m³ sediment i løpet av 3-6 måneder. Hvis vi regner med et partikkelinnhold på 0.8 tonn/m³ sediment, og at ca. 1 % av partiklene suspenderes i vannfasen under dumpingen, betyr det at tilførselen av partikler til bunnvannet blir ca. 6240 tonn eller 35 til 70 tonn pr. døgn. Vi antar dette tilføres de nederste 2 meter av vannsøylen over bunnen hvor det dumpes, og at det maksimalt spres opp til 63 m dyp i sammenheng med dumpingen.

Hvor høyt opp i vannsøylen partiklene kan spres avhenger av balansen mellom vertikal blanding av vannet, som vil spre partiklene oppover, og utsynking, som vil begrense spredningen. Vertikalblandingen av vannmassene vil variere både med vind og strøm og med tetthetssjiktningen. Sterk tetthetssjiktning vil gi svakere vertikalblanding under ellers like forhold. For en forenklet beregning brukes beregnet naturlig spredningskoeffisient. Massebudsjettberegninger på saltinnhold over tid tyder på at i stagnasjonsfaser, dvs. i perioder uten dypvannsutsiftninger, har Bekkelagsbassenget en vertikalblandingskoeffisient med middelverdi i området 0.06 til 0.12 cm²/s. Hvis vi bruker den høyeste verdien kan det antas at resultatet mht. spredning oppover mest sannsynlig er noe pessimistisk, iallfall dersom det brukes saltlake i dumpemassen for å unngå ustabilitet i vannsøylen.

Synkehastigheten for partiklene kan anslås på grunnlag av resultatene fra storskalaforsøket på Solbergstrand. Figur 5 og Figur 6 viser hvordan konsentrasjon varierer med dyp og tid i de to forsøkene.



Figur 5. Vertikalprofiler av suspendert materiale 0-138 timer etter utpumping av sediment i storskalaforsøk på Solbergstrand (forsøk 1).



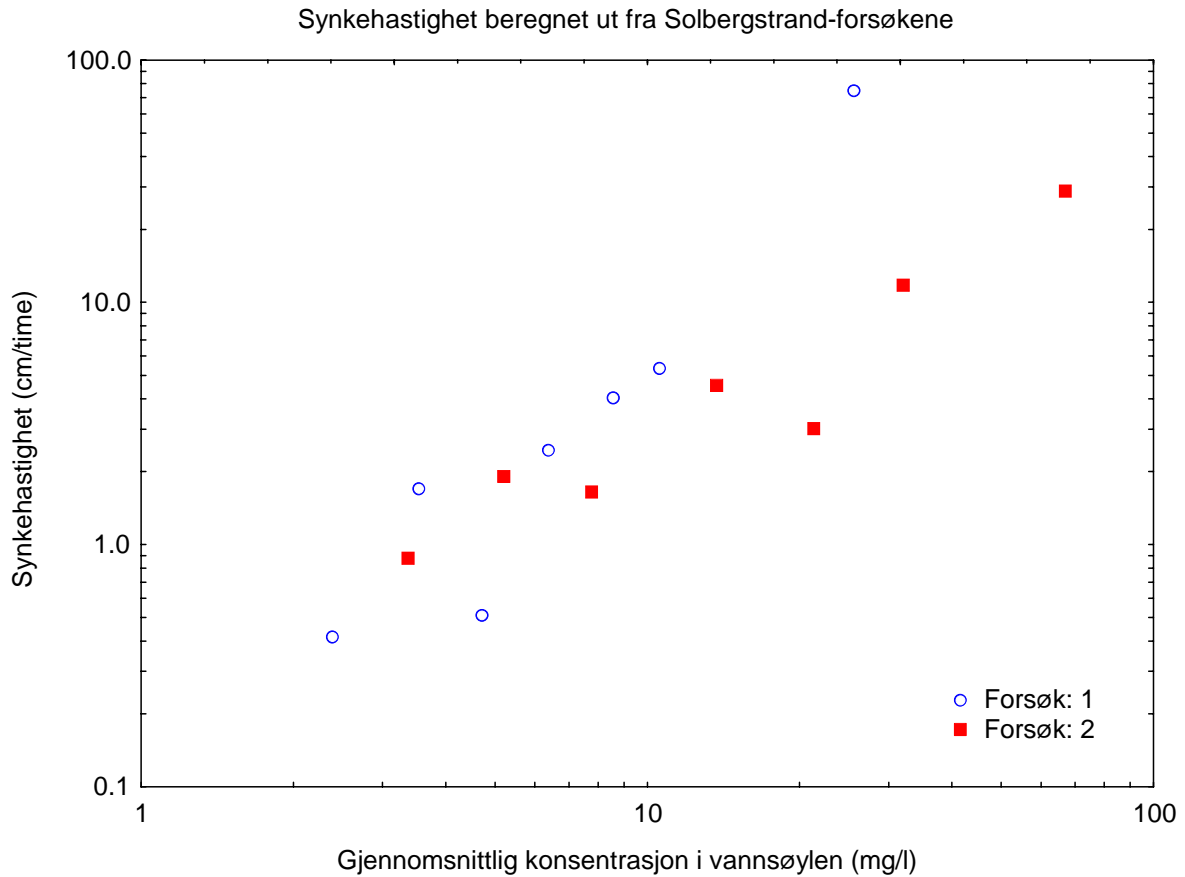
Figur 6. Vertikalprofiler av suspendert materiale 0-138 timer etter utpumping av sediment i storskalaforsøk på Solbergstrand (forsøk 2).

Figur 7 viser sammenheng mellom konsentrasjon og synkehastighet beregnet ut fra en forenklet betraktning hvor reduksjon i gjennomsnittskonsentrasjon regnes om til synkehastighet ved å anta halvparten av vanddypet $H=270\text{ cm}$ som effektivt utsynkningsdyb, dvs.

$$w = \frac{1}{C} \frac{\Delta \bar{C}}{\Delta t} \frac{H}{2}$$

I siste fase av begge forsøkene, dvs. etter en homogenisering som antas å skyldes vertikal blanding av vannet med gjenværende partikler, er konsentrasjonene ganske homogene i de nedre 1.5 til 2 meter av vannsøylen, og synker i store trekk parallelt i alle dyp. Representative gjennomsnittskonsentrasjoner for de siste tidspunktene er anslått visuelt ut fra Figur 5 og Figur 6, og lagt inn i Figur 8, som viser hvordan den homogene konsentrasjonen reduseres i tid ved de to forsøkene.

I rapporten ellers (Figur 4) er det korrigert for en antatt konstant bakgrunnskonsentrasjon som ikke skyldes suspendert stoff fra sedimentet. Det er da brukt gjennomsnittlig partikkelkonsentrasjon før utpumping, som var 1.4 mg/l . Dette er riktig å gjøre dersom det antas at denne bakgrunnen ikke bidrar vesentlig til vannmassens totale innhold av miljøgifter og hvis utsynkingen av de suspenderte partiklene fra dumpemassen i hovedsak synker ut uavhengig av det naturlige partikkelinnholdet, og



Figur 7. Sammenhengen mellom restkonsentrasjon av suspendert sediment og synkehastighet i storskalaforsøkene på Solbergstrand.

ikke i noe samvirke ved flokkulering, og forutsatt at det naturlige partikkelinnholdet ikke også synker ut i løpet av forsøket. I starten av forsøkene ble det målt partikkelkonsentrasjoner på 0.84 og 0.77 mg/l øverst i vannmassen. Det kan indikere en utsynking også av bakgrunnskonsentrasjonen, slik at en vil overdrive utsynkingsraten ved å korrigere for en konstant bakgrunnskonsentrasjon. Uansett fås det mest konservative resultatet (minst utsynking ved gitt partikkelinnhold) hvis det ikke korrigeres for bakgrunnskonsentrasjon. Det er derfor valgt å bruke totalkonsentrasjoner i denne analysen.

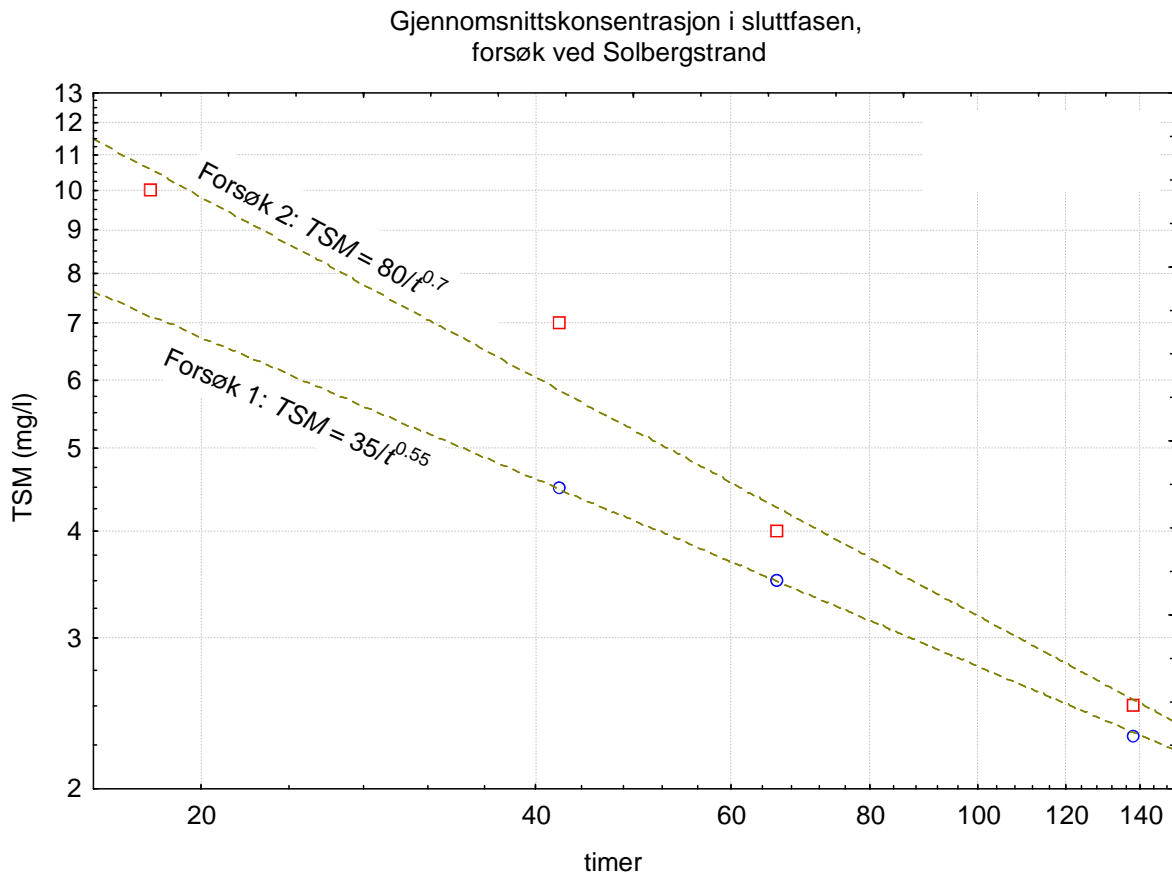
Figur 7 viser at direkte målt konsentrasjon TSM i begge forsøkene følger en sammenheng med tid t gitt ved

$$TSM = TSM_0 \cdot t^{-\alpha}$$

eller

$$\ln(TSM) = \ln(TSM_0) - \alpha \ln t$$

hvor koeffisienten α er hhv. 0.55 og 0.7. Konsentrasjonen TSM_0 og t_0 definerer et valgt startpunkt på regresjonslinjen, dvs. et sett samhørende verdier av tid og konsentrasjon.



Figur 8. Gjennomsnittskonsentrasjon av suspendert sediment i hele vannsøylen 16-138 timer etter utpumping. Data fra storskalaforsøkene på Solbergstrand.

Et slikt forløp er forenlig med en modell for utsynking som kan skrives

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k \cdot C$$

hvor koeffisienten k er en funksjon av konsentrasjon, gitt ved

$$k = k_0 \left(\frac{C}{C_0} \right)^{\frac{1}{\alpha}}$$

Med en slik modell kan differensialligningen for C skrives

$$\frac{1}{C^{1+\frac{1}{\alpha}}} dC = -k_0 \left(\frac{1}{C_0} \right)^{\frac{1}{\alpha}} dt$$

og integrert fra en konsentrasjon C_0 ved tid t_0 blir løsningen

$$-\alpha \left(\frac{1}{C^{1/\alpha}} - \frac{1}{C_0^{1/\alpha}} \right) = -k_0 \left(\frac{1}{C_0} \right)^{1/\alpha} t$$

Dette kan skrives

$$\frac{1}{C^{1/\alpha}} - \frac{1}{C_0^{1/\alpha}} = \frac{k_0}{\alpha} \left(\frac{1}{C_0} \right)^{1/\alpha} t$$

som tilslutt gir

$$C = \frac{C_0}{\left(1 + \frac{k_0}{\alpha} t \right)^\alpha} \xrightarrow{t \rightarrow \infty} C_0 \left(\frac{k_0}{\alpha} t \right)^{-\alpha}$$

dvs. at den asymptotiske løsningen som gjelder for tid t mye større enn $\alpha/k_0 \cdot t_0$, tilsvarer kvalitativt forløpet i Figur 8. Tidsskalaen er uten et veldefinert starttidspunkt, siden en må regne med en etableringsperiode for utsynkingen. Hvis α er bestemt, kan en derfor eventuelt forskyve tidsaksen ved å definere tidspunktet for en valgt observert konsentrasjon C_0 med tilhørende k_0 slik at $t_0 = \alpha/k_0$. Med en slik tidsakse gjelder løsningen for alle $t > t_0$.

Forsøkene fra Solbergstrand gir som nevnt en koeffisient α på 0.55 til 0.70. Tidligere forsøk på sediment fra Iddefjorden har gitt koeffisienter 0.35 til 0.50, altså omtrent sammenlignbart, om enn noe lavere.

Utsynkningsmodellen ovenfor med parallell reduksjon i alle dyp i en vannsøyle med homogene konsentrasjoner vil stemme dersom det skjer en flokkulering som gjør effektiv synkehastighet w proporsjonal med avstanden nedover fra toppen av konsentrasjonsprofilen, dvs.

$$w = k \cdot (z - z_0).$$

I såfall er partikkelfluksen gjennom dyp z gitt ved

$$q(z, t) = k(z - z_0)C(z, t)$$

Partikkelfluksen skal tilsvare reduksjonen i partikkelinnhold over dyp z , dvs.

$$\frac{d}{dt} \int_{z_0}^z C(\zeta, t) d\zeta = -k \cdot (z - z_0)C(z, t)$$

For en vannsøyle med konstant konsentrasjon over dyp forenkles dette til:

$$\frac{dC(t)}{dt} = -kC(t)$$

dvs. at modellen for k som funksjon av konsentrasjon gir et uttrykk for synkehastighet

$$w = f \cdot (C)^{1/\alpha} (z - z_0) \text{ hvor } f = k_0 C_0^{-1/\alpha}$$

Størrelsen f er en koeffisient som uttrykker hvor effektivt partikkelinnholdet synker ut ved gitt konsentrasjon og skytykkelse. Ved å bruke denne koeffisienten i den asymptotiske løsningen for konsentrasjon som funksjon av tid fås

$$\ln C = \alpha \left[\ln \left(\frac{\alpha}{f} \right) - \ln t \right]$$

og ved dobbelt-logaritmisk regresjon av C mot t kan da både α og f bestemmes. Regresjonen er gjort med tid i timer, og konsentrasjon i mg/l, så enheten for f blir $(\text{mg/l})^{-1/\alpha} \text{ timer}^{-1}$. Tabellen nedenfor viser parametrene og med f beregnet både med timer og døgn som tidsenhet.

Regresjonstilpasning (mg/l)	α	$(\text{mg/l})^{-1/\alpha} \text{ timer}^{-1}$	f $(\text{mg/l})^{-1/\alpha} \text{ dag}^{-1}$
Forsøk 1: $C = 35t^{-0.55}$	0.55	0.00086	0.0206
Forsøk 2: $C = 80t^{-0.7}$	0.70	0.00134	0.0322

For en mer generell situasjon, med konsentrasjon som varierer med dyp, kan modellen for konsentrasjonsavhengig utsynking generaliseres til:

$$w = f \cdot \int_{z_0}^z (C)^{1/\alpha} dz$$

3.5 Simulering av vertikal transport av partikler i deponiområdet

For å estimere oppblanding av partikler ved dumping i Malmøykalven er samvirket mellom utsynking og vertikaldiffusjon simulert med en numerisk modell som beskriver utvekslingen mellom bunnlaget og terskeldyp på 41 meter. Modellen kan beskrives med ligningen

$$A \frac{\partial C}{\partial t} = -A \frac{\partial wC}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(DA \frac{\partial C}{\partial z} \right) + f$$

hvor A er horisontalt areal, w er synkehastighet og D er vertikal blandingskoeffisient (turbulent diffusjon), mens f er tilførsel, dvs. suspensjon av partikler (tilført mengde pr. tid og dyp). Leddet $A \cdot \partial wC / \partial z$ beskriver virkningen av at nedsynkningen gjennom vannet endrer seg, korrigert for avsetning på bunnen³.

³ Et tynt sjikt mellom z og $z+dz$ har nedsynkningen ovenfra inn i sjiktet $q_1 = AwC$ og nedover ut av sjiktet

$$q_2 = AwC + \frac{\partial(A \cdot wC)}{\partial z} dz \text{ mens avsetningen på bunnen er } s = -\frac{\partial A}{\partial z} dz \cdot wC.$$

$$\text{Dvs. at nettovirkningen er } q_1 - q_2 - s = \left(\frac{\partial(A \cdot wC)}{\partial z} - \frac{\partial(A)}{\partial z} \cdot wC \right) dz = A \frac{\partial(wC)}{\partial z} dz$$

Den numeriske simuleringen bruker en laginndeling med 40 lag mellom 63 og 41 m dyp i Bekkelagsbassenget. En andel av de utpumpete partiklene antas homogent innblandet i et lag opp til ca. 2 meter over bunnen. Fra dette laget spres partiklene videre oppover pga. diffusjon, mens de sedimenterer med en utsyningshastighet som avhenger av partikkelkonsentrasjon og fordeling i dyp som beskrevet ovenfor. Modellen regner ikke med horisontale konsentrasjonsgradienter. Partikkelkonsentrasjonen i et gitt dyp vil i virkeligheten være noe større nær utslippspunktet enn i mer perifere deler av bassenget. Flokkulering og utsynking vil derfor være noe underestimert i modellen. Hver simulering kjøres over en periode på fire år. Det antas at utpumpingen foregår jevnt fordelt over 180 dager. Beregningen er gjort for et bunn dyp på 63 meter, dvs. for en topografi som tilsvarer siste fase av dumping. Dette innebærer at modellen i noen grad kan overestimere den vertikale transporten av partikler oppover i vannmassene.

Beregningen er gjort for ulike antagelser for parametrene i modellen, som er kjørt i alle kombinasjoner:

- Alternative verdier for diffusjonskoeffisienten, hhv. 0.06 og 0.12 cm²/døgn.
- Alternative modeller for utsynking basert på de to storskalaforsøkene.
- Alternative anslag for oppvirvling ved utslippspunktet, hhv. 0.5 og 1 % av utpumpet partikkelmasse.

Dette gir tilsammen åtte scenarier som vist i Tabell 6. Simuleringene 1 og 3 som kombinerer utsyningsmodellen avledet fra forsøk 1 (utpumping av sediment uten vanninnblanding) med liten oppvirvling ved utslippspunktet, og simuleringene 6 og 8 som kombinerer modellen avledet fra forsøk 2 (utpumping av sediment med øket vanninnhold) med stor oppvirvling, anses mer realistiske enn simuleringene 2, 4, 5 og 7 som forutsetter de omvendte kombinasjonene. I tillegg ble det kjørt ett scenario (nr 9) med høy diffusjonskoeffisient, modell 2 for utsynking og initiell oppvirvling av 5 % av utpumpet partikkelmengde. Basert på storskalaforsøket (F2) der ca 5% av utpumpet partikkelmengde ble gjenfunnet i vannmassen en time etter at utpumpingen var avsluttet, kan scenario 9 anses være realistisk "worst case" av de kjørte scenariene.

Tabell 6. Scenarier og modellberegninger av vertikal fordeling og transport av partikler i vannfasen etter utpumping av sedimenter fra Oslo havn i deponiområdet ved Malmøykalven. Scenarier markert med grått anses mer realistiske enn umarkerte scenarier. Dessuten anses scenariene 6 og 8 mer realistiske enn scenariene 1 og 3.

Scen- arie nr.	Diff.- koeff. (cm ² /s)	Modell for ut- synking basert på forsøk	Opp- virvling (%)	Maks. partikkel- konsentrasjon (mg/l)		Suspendert sediment under terskeldyp (tonn)		Transport opp i terskeldyp (tonn)
				ved bunn	i 45 m dyp	maks.	1 år etter start av deponering	
1	0.06	F1	0.5	8.6	0.138	32.9	4.60	15.0
2	0.06	F1	1.0	11.1	0.142	38.7	4.64	15.3
3	0.12	F1	0.5	8.4	0.197	38.3	2.75	32.3
4	0.12	F1	1.0	10.9	0.204	44.6	2.79	33.5
5	0.06	F2	0.5	10.0	0.098	31.9	2.84	10.1
6	0.06	F2	1.0	13.5	0.101	39.4	2.87	10.4
7	0.12	F2	0.5	9.5	0.150	36.8	1.76	24.0
8	0.12	F2	1.0	13.0	0.157	45.0	1.78	25.0
9	0.12	F2	5.0	26.3	0.168	73.3	1.82	26.7

I modellen settes partikkelkonsentrasjon i terskeldyp=0 som randbetingelse, dvs. det antas at det i dette dypet skjer en rask transport vekk fra deponeringsområdet. Modellen beregner transporten opp til terskeldypet og ut fra forutsetningene vil dette tilsvare transporten av kontaminerte partikler ut av Bekkelagsbassenget. Dette vil medføre at modellen overdriver spredningspotensialet noe, men konsentrasjonene i området 45 til 41 meters dyp er så lave at det kvantitativt vil ha liten betydning. Ca. 3/4 av transporten opp i terskeldyp vil foregå i løpet av det første året etter at utpumpingen startes. Med andre ord vil ca. 1/4 av den totale spredningen utover Bekkelagsbassenget foregå i perioden 1/2-4 år etter at utpumpingen er avsluttet. Andre tidsrammer for dumpingene vil gi et noe endret tidsforløp også for dette.

Tabellen viser at initiell oppvirvling i bunnvannet har mye å si for totalinnholdet av partikler suspendert i vannmassene under terskeldyp så lenge utpumpning pågår, men fordi utsynking øker med økende partikkelkonsentrasjon vil partikkelinnholdet i vannmassen ikke øke proporsjonalt med oppvirvlingen ved utslippspunktet. Hvis initiell oppvirvling fordobles fra 0.5 % til 1 % (dvs. fra 3150 til 6300 tonn), vil den maksimale mengden partikler som befinner seg samtidig i vannet under terskeldyp i løpet av dumpeperioden øke med ca. 20 %. Ser en derimot på partikkelmengdene etter at utpumpingen er avsluttet betyr initiell oppvirvling lite, og det samme gjelder maks. konsentrasjon av partikler i nærheten av terskeldypet og transporten av partikler opp til terskeldyp. Dette blir særlig tydelig i scenario 9 der initiell oppvirvling er femdoblet uten at dette ga noen vesentlig økning av transporten ut av bassenget.

I modellkjøringene er det antatt at de partiklene som initielt virvles opp blandes inn i en ca. 2 m vannsøyle over bunnen. Tilsvarende scenarier for oppvirvling av samme mengder partikler, men konsentrert i en 1 m vannsøyle over bunnen, gir ca. 10 % lavere maks.konsentrasjoner rundt 45 m dyp, og 25 % større maks. konsentrasjoner ved bunn. Maksimal partikkelmengde i hele vannvolumet blir ca. 20 % lavere, mens mengden som er suspendert etter 1 år bare reduseres med 3-4 %. Akkumulert transport opp til terskeldyp blir ca. 10 % lavere. Endringene skyldes at større konsentrasjon av partikler ved bunnen gir noe mer effektiv utsynking.

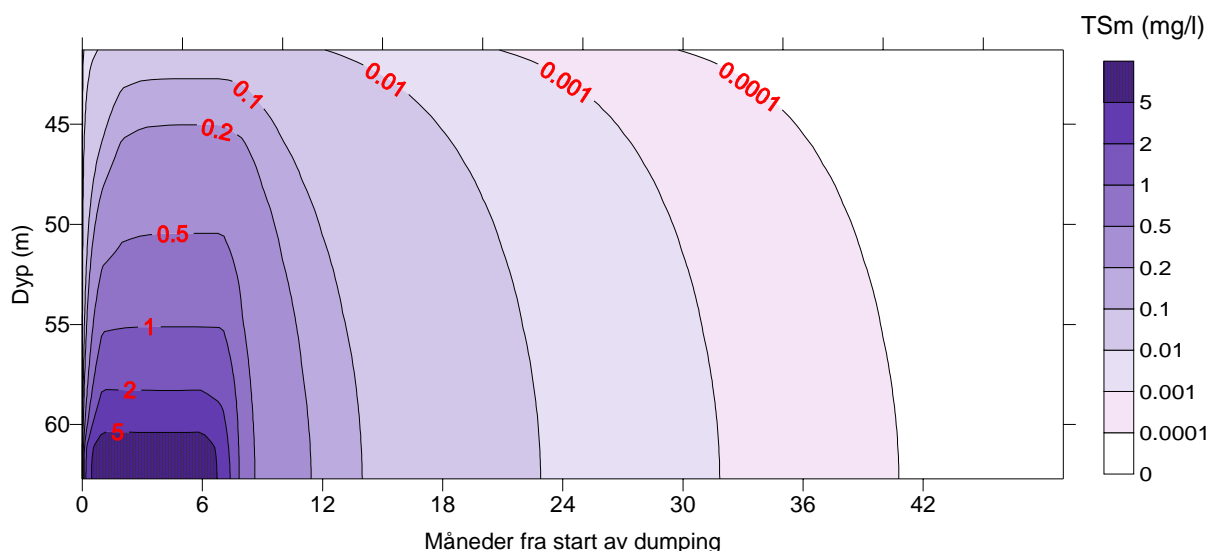
Variasjoner i modellen for utsynking har lite å si for maksimal suspendert mengde, men raskere utsynking (Forsøk 2) medfører noe større konsentrasjon av partikler ved bunnen, lavere konsentrasjon ved 45 m dyp og mindre transport av partikler opp til terskeldyp. Det kan virke noe overraskende at partikkelkonsentrasjonen ved terskeldypet og transporten opp til terskeldyp blir større for utsynkingsmodellen basert på forsøk 1 enn på forsøk 2. Forsøk 2 ga jevnt over større partikkelinnhold i hele karet enn forsøk 1. Forklaringen på dette kan ligge i ekstrapoleringen av det observerte forløpet til lave konsentrasjoner hvor forskjell i utsynkingshastighet mellom forsøk 1 og 2 betyr mer enn forskjell i oppvirvlet mengde. Ved å sammenligne scenariene 1-6 og 3-8, fremgår at transporten til terskeldyp blir lavere for utsynkingsmodellen basert på forsøk 2 til tross for 2x større initiell oppvirvling. Dette kan indikere at vanninnblanding under mudring ikke er av vesentlig betydning m.h.t. til diffusjonstransport av partikler til områder utenfor Bekkelagsbassenget. I kap.3.6 vises det at liten vanninnblanding er viktig av andre grunner.

Dobling av diffusjonskoeffisienten (innenfor antatt naturlig variasjonsområde) hadde liten betydning i forhold til partikkelkonsentrasjonen ved bunnen, men ga høyere konsentrasjoner ved terskeldyp, raskere tømning av bassengvannet etter at utpumpingen avsluttes og vesentlig større transport av partikler ut av bassenget. Dobling av diffusjonen medførte at maksimal suspendert partikkelmengde i Bekkelagsbassenget økte med 15 %, mens tapet til omliggende områder økte med 220-250%. Det laveste estimatet for diffusjonskoeffisienten gir en mulig videre spredning på 11-16 tonn partikler, mens det høyeste estimatet for diffusjon gir 25 til 35 tonn, eller altså i overkant av dobbelt så mye. Hvor mye partikler som oppvirvles initielt, eller hvilken av de to modellene for utsynking som anvendes, har således sekundær betydning for spredning av partikler til områder utenfor Bekkelagsbassenget.

Figur 9 viser hvordan konsentrasjon av partikler varierte over dyp og tid i modellkjøring nr. 4 (Tabell 6). Dette var den kombinasjonen som ga størst partikkeltransport opp til 41 m dyp. I dumpeperioden innstilles ganske raskt i alle dyp en likevekt der transport oppover balanseres av utsynking. Det som frigjøres av partikler tilsvarer det som avsettes på bunnen ved langsom utsynking fra partikkelskyen. I denne perioden er det en klar konsentrasjonsgradient med dypet. Etter at utpumpingen er avsluttet, avtar partikkelkonsentrasjonen i hvert enkelt dyp omtrent eksponensielt.

Det understrekes at Figur 9 er en idealisert beskrivelse av virkeligheten. Egentlig vil vertikalblandingen (diffusjonskoeffisienten) variere over tid, og selve modellbeskrivelsen er basert på matematiske beskrivelser av tilnærmet observerte forløp utvidet til å gjelde for området under deteksjonsgrensene i storskalaforøkene. Partikkelkonsentrasjonene vist i Figur 9 er lave sammenlignet med naturlig bakgrunnsnivå på ca 1 mg/l og representerer altså bare bidraget fra de utpumpete massene til den totale partikkelkonsentrasjonen. Prediksjonen av transport av finfraksjoner fortynnet til langt under vanlige deteksjonsgrenser vil måtte bli usikker, men prinsippene og den innsikt i faktorenes relative betydning som gis ved ulike simuleringer er interessante og kan vanskelig oppnås på annen måte.

Simuleringene viser at vertikalblandingen i vannet under 40 meter har vesentlig betydning for resultatene. Stor vertikalblanding vil redusere maksimumskonsentrasjon og total partikkelmengde i vannet under terskeldyp, men gir noe høyere partikkelkonsentrasjon i terskeldyp. Selv om høy vertikalblanding også medfører at partikkelpåvirkningen i Bekkelagsbassenget blir mer kortvarig, skjer det på bekostning av større spredning til andre områder. Dette understreker viktigheten av tiltaket med tilsetning av saltlake for å minske adveksjonsblanding av partikkelbærende vannmasser (se kap.3.6.3). Tilsetning av saltlake vil gjennom økte tetthetsgradienter gi lavere diffusjonskoeffisienter og mindre partikkeltransport oppover. I tillegg vil økte partikkelkonsentrasjoner på større dyp, ut fra de antagelsene som er gjort i modellen, gi mer flokkulering og mer effektiv sedimentasjon av partikler.



Figur 9. Simulert partikkelfordeling over utslippspunktet 0-4 år etter starten av utpumping i bassenget ved Malmøykalven. Figuren viser simulering nr. 4 som beskrevet i Tabell 6.

3.6 Svekket lagdeling under deponering

3.6.1 Problemstilling

Like etter at massene slippes ut i deponiområdet vil innholdet av partikler med betydelig høyere tetthet enn vann, gi partikkelskyen en tetthet som er høyere enn tettheten i de omgivende vannmassene. Etterhvert som partiklene synker ut vil tettheten avta. Fordi tettheten av vannet i mudringsområdet er mindre enn tettheten av vannet i deponiområdet, vil det kontaminerte vannet ved tilstrekkelig lav partikkelkonsentrasjonen presses oppover i vannsøylen. Over tid vil dette redusere dypvannets stabilitet og bidra til transport av forurenset vann oppover i vannsøylen.

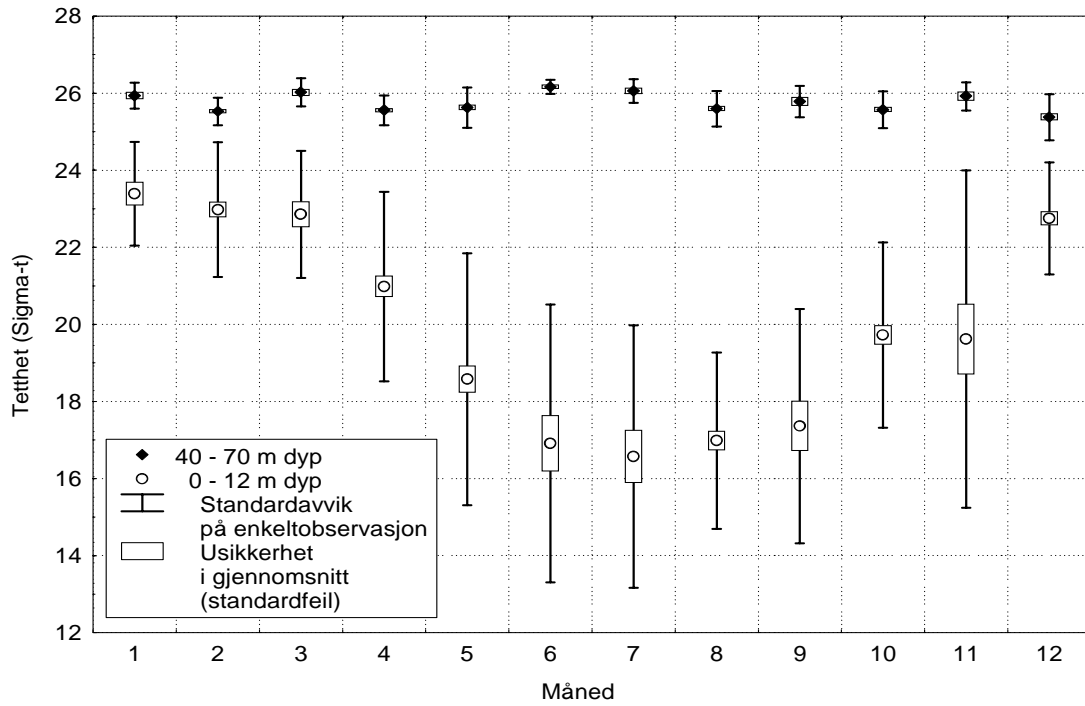
I begge storskalaforøkene inntraff en utjevning av vertikale konsentrasjonsgradienter ca 18 timer etter utpumping av sediment og utsynking av ca 99% av tilført partikkelmengde (Figur 5 og Figur 6). I begge tilfellene var partikkelkonsentrasjonen i vannsøylen like etter vertikalblandingen ca 10 mg/l.

3.6.2 Hydrografiske forhold i mudrings- og deponi-område

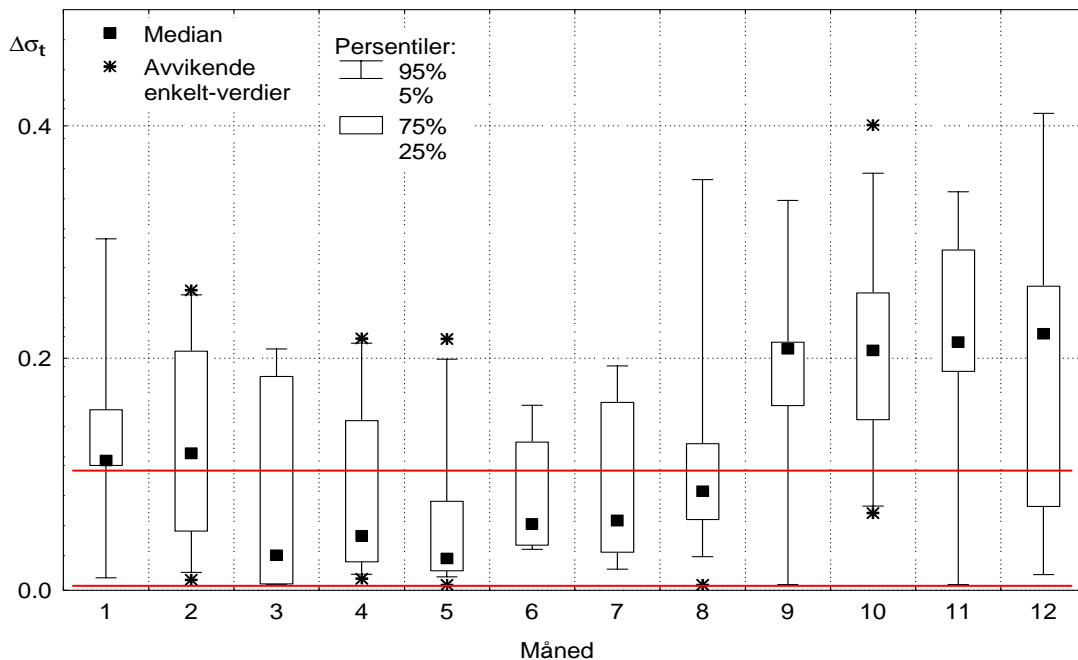
Mudringen antas å skje over 4 til 8 måneder i en høst-vinterperiode. For den korteste mudringsperioden, og hvis vi antar at ca. halve tiden vil gå med til utpumping, betyr det en samlet volumstrøm på 200-250 liter/sekund, avhengig av hvor mye vann som suges med under mudringen, og av dette kan en regne med at ca. 100 liter/sekund er overskuddsvann som vil frigjøres fra sedimentet og over tid vil bidra til å undergrave lagdelingen i Bekkelagsbassenget. Høy tetthet i overskuddsvannet og sterk lagdeling i Bekkelagsbassenget vil dempe vertikalblanding generert på denne måten. Tilgjengelige overvåkningsdata for Bekkelagsbassenget viser at begge disse faktorene vil kunne variere ganske mye i løpet av mudringsperioden (Figur 10 og Figur 11).

Figur 10 viser at mudring i perioden desember-april vil gi innblanding av sjøvann med høyere tetthet enn mudring i sommerperioden. Desember-april anses derfor være den mest gunstige mudringsperioden i forhold til tetthetsreduksjon. Korttids-fluktuasjoner kan være store, men betyr lite fordi det er akkumuleringen av lettere vann over tid som vil avgjøre hvor omfattende vertikalblandingen vil bli. Figur 11 viser hvor stor tetthetsreduksjon bassengvannet under terskeldypet på 45 m "tåler" før det blir homogene forhold og null motstand mot vertikalblanding. Figuren viser statistisk fordeling av alle tilgjengelige observasjoner av lagdelingen i Bekkelagsbassenget fra perioden 1962-65 og fra 1972 og frem til idag. Fordi selv korte perioder med liten sjiktning kan gi stor oppblanding av forurenset bunnvann som har akkumulert nær bunnen over lengre tid, må det legges forholdsvis stor vekt på de laveste verdiene i fordelingene. Figur 11 viser at sjansene for svak sjiktning er relativt små i perioden september-januar, men øker i februar og er størst i perioden mars-mai. Svekkelsen utover våren skyldes at det da oftere er innstrømninger av saltere og tyngre vann over terskeldyp. Ved oppstart i september-oktober vil akkumulasjon av oppdrift være størst nettopp i den perioden sjiktningen i dypvannet ofte er svakest.

I Tabell 7 og Tabell 8 er det beregnet hvor stor tetthetsreduksjon dypvannet vil påføres dersom sedimentene med hhv. 30 eller 65% vanninnblanding under mudringen, deponeres ved Malmøykalven i perioden oktober-april. Tabell 8 viser at ved innblanding til 40 m (1 m over terskeldyp) vil tetthetsreduksjonen variere fra 0,019 til 0,097 sigma-t enheter ved deponering om vinteren, avhengig av tettheten i sjøvannet i mudringsområdet og graden av vanninnblanding i sedimentet. Figur 11 viser at dypvannet i et normalår vil tåle noe større tetthetsreduksjoner (0,10-0,22) i perioden frem til februar, men at dette kan avta til 0,02-0,04 for perioden mars-mai. Variasjonene fra år til år er imidlertid store, og det kan godt være at grensen for tetthetsreduksjon vil ligge ned mot 0,005.



Figur 10. Tetthetsvariasjoner som funksjon av årstid i overflatelaget (0-12m dyp) og dypvannet (>40m dyp) i Bekkelagsbassenget.



Figur 11. Statistisk fordeling på månedbasis for tetthetssjiktningen i dypvannet i Bekkelagsbassenget. Tetthetssjiktningen er uttrykt ved forskjellen mellom midlere tetthet for vannmassen under 45 m dyp og tettheten i 45 m dyp. Linjene markerer tetthetsreduksjon som følge av deponering etter Tabell 8.

Tabell 7. Areal og volum i ulike dyp av Bekkelagsbassenget og beregninger av det prosentvise bidraget til totalt vannvolum fra deponert vann som ikke bindes i sedimentene.

Dyp (m)	Areal (m ²)	Volum under dyp (m ³)	Andel overskuddsvann ved full innblanding til gitt dyp	
			Med 30 % vanntilsetning (234 900 m ³)	Med 65 % vanntilsetning (508 950 m ³)
0	6 130 000	241 971 400	0.0010	0.0021
10	5 420 000	184 221 400	0.0013	0.0028
20	4 685 000	133 696 400	0.0018	0.0038
30	4 000 000	90 271 400	0.0026	0.0056
35	3 765 000	70 858 900	0.0033	0.0072
40	3 530 000	52 621 400	0.0045	0.0097
45	2 900 000	36 546 400	0.0064	0.014
50	2 270 000	23 621 400	0.0099	0.022
55	1 624 000	13 886 400	0.0169	0.037
60	1 197 000	6 833 900	0.034	0.074
63	893 400	3 698 300	0.064	0.14
65	692 000		0.11	0.24
70	109 400			

Tabell 8. Tetthetsreduksjon (sigma-t) ved full innblanding av overskuddsvann under gitte dyp i Bekkelagsbassenget ved deponering om høsten og vinteren. Antatt 780 000m³ sediment med henholdsvis 30 og 65% innblanding av vann under mudringen. Terskeldypet er på 41 m.

Dyp (m)	30 % vanninnblanding		65 % vanninnblanding	
	min	max.	min	maks.
0	0.003	0.007	0.006	0.015
10	0.004	0.009	0.008	0.019
20	0.005	0.012	0.011	0.027
30	0.008	0.018	0.017	0.039
35	0.010	0.023	0.022	0.050
40	0.013	0.031	0.029	0.068
45	0.019	0.045	0.042	0.097
50	0.030	0.07	0.065	0.151
55	0.05	0.12	0.11	0.26
60	0.10	0.24	0.22	0.52
63	0.19	0.44	0.41	0.96
65	0.33	0.78	0.72	1.69

Partiklene i overskuddsvannet fra deponeringen vil samtidig motvirke tetthetsreduksjonen. Et partikkelinnhold på 10 mg/l vil øke tettheten med anslagsvis 7 mg/l, eller 0.007 sigma-t-enheter. Dette betyr at stabiliteten i Bekkelagsbassenget under terskeldyp teoretisk vil kunne svekkes i tilstrekkelig grad til at vann fra tilstøtende fjordområder vil kunne strømme inn i Bekkelagsbassenget og bytte ut dypvann påvirket av mudringsmassene og med et partikkelinnhold på 10 mg/l. Tetthetsbidraget fra partiklene er ikke større enn at vann med 10x større konsentrasjoner enn dette teoretisk ville kunne blandes opp i terskeldyp, men på grunnlag av storskalaforsøkene anses det lite realistisk at vann med

høyere partikkelinnhold enn ca 10 mg/l vil kunne spres på denne måten. Kontaminering av tilstøtende fjordområder ved en slik vannutskifting vil være bestemt av hvor store mengder miljøgifter som finnes i dypvannet på det aktuelle tidspunktet (smlgn. Tabell 12).

Tabell 8 viser videre at ved innblanding til f.eks. 30 m dyp vil tetthetsreduksjonen avta til 0,008 til 0,039 sigma-t enheter. Samtidig vil tåle-evnen øke i forhold til tallene for 45 m dyp vist i Figur 11. De hydrografiske dataene viste at sannsynligheten for innblanding av påvirket dypvann til overflatelaget over 30 m dyp var liten.

3.6.3 Tiltak mot svekket lagdeling

For å unngå tetthetsreduksjon kan tettheten i overskuddsvannet økes ved å øke saltholdigheten i dypvannet. Eksempelvis vil 15 000 tonn salt jevnt fordelt i Bekkelagsbassenget opp til 45 m dyp, gi en økning av saltholdigheten på ca 0,4 g/l og øke tetthetsskiktningen med ca 0,3 sigma-t-enheter. Sammenlignes med skiktningen i Figur 11 og forventet tetthetsreduksjon i Tabell 8 ses at en slik tilsetning vil være rikelig for å hindre destabilisering av bassengvannet i utpumpingsperioden. Mer nøyaktige doseringsberegninger bør gjøres på grunnlag av skiktninger observert i tiden umiddelbart før og under selve operasjonen slik at utpumpingen kan tilpasses de aktuelle forholdene. Under gunstige forhold kan slike målinger vise at det ikke er behov for tiltaket. Dersom det brukes salt av marin opprinnelse unngås endringer av sjøvannets naturlige ionesammensetning.

Tiltaket kan gjøres ved kontinuerlig tilsetning av salt eller saltlake til massene før deponering eller ved direkte utpumping av saltlake i dypvannet før eller under deponeringsoperasjonen. Ved å tilsette saltlake i god tid (f.eks. 1-2 år) før operasjonen starter vil vannutskifting hindres slik at en sikrer mest mulig anoksiske forhold i dypvannet. Styrket lagdeling vil i tillegg gi lavere diffusjonskoeffisienter og derved bidra til å redusere oppvirvlingen av partikkelholdig vann. Økt saltholdighet under deponering vil også bidra til å motvirke spredning ved diffusjon til over terskeldyp i månedene etter utskifting og ikke minst hindre vannutskifting i perioden etter deponering frem til deponiet er sikret ved tildekking.

4. Mobilisering av miljøgifter

4.1 Løselighet av organiske miljøgifter og metaller

Utløsning av miljøgifter fra oppvirvlete partikler i ikke-ideelle løsninger, påvirkes av et høyt antall faktorer vedrørende de enkelte forbindelsenes kjemiske egenskaper, egenskaper ved de suspenderte partiklene og forholdene i resipienten. En kort repetisjon av noen grunnleggende teoretiske betraktninger er gitt i dette avsnittet. En oversikt over definisjoner og enheter er gitt i Tabell 9.

Tabell 9. Definisjoner.

C_l	konsentrasjon av løst miljøgift (mg/m^3)
C_t	total konsentrasjon av miljøgift (mg/m^3)
C_p	konsentrasjon av partikkelbundet miljøgift (mg/m^3)
C_{po}	kons. av organisk miljøgift i suspendert materiale (mg/kgTS)
C_{lo}	kons. av løst organisk miljøgift (mg/m^3)
C_{lMe}	kons. av løst metall (mg/m^3)
C_L	kons. av løst ligand (mg/m^3)
K_{s1}	fast stoff/væske fordelingskoeffisient
K_{s2}	løselighetsprodukt
V_p	volum partikkelkontaminert vann (m^3)
M_{lo}	masse løst organisk miljøgift (mg)
M_{lMe}	masse løst metall (mg)

Fordelingen av organiske miljøgifter mellom en partikkelbundet (C_{po}) og en løst (C_{lo}) fase beskrives ofte slik:

$$\text{Lign. 1:} \quad K_{s1} = C_{po}/C_{lo}$$

der K_s er faststoff/væske fordelingskoeffisienten. Ligningen viser at konsentrasjonen av løst organisk miljøgift i en vannmasse ekvilibert med partiklene i utgangspunktet er uavhengig av konsentrasjonen av partikler. Dette forutsetter at konsentrasjonen er større enn en gitt minsteverdi som skal til for å "mette" vannfasen. Det ses også bort fra kinetiske faktorer. Fordi adsorpsjons- og desorpsjonsreaksjoner vil være avhengig av det totale overflatearealet på partiklene eksponert i vannfasen, vil likevekt innstilles raskere ved høy konsentrasjon av partikler og ved små partikler som vanligvis har større spesifikt areal enn store partikler.

Dersom Lign. 1 legges til grunn vil den totale mengde av løst organisk miljøgift ($M_{lo} = V_p \cdot C_{lo}$) som mobiliseres i en partikkelsky med volum V_p være:

$$\text{Lign. 2:} \quad M_{lo} = V_p \cdot C_{po}/K_{s1}$$

Ligningen viser at utløst mengde av organiske miljøgifter er styrt av partikkelskyens omfang (V_p) og konsentrasjonen i det suspenderte sedimentet.

Konsentrasjonen av oppløste metaller (C_{IMe}) vil i større grad være kontrollert av fellingsreaksjoner ($\text{MeL}_{(s)} \rightleftharpoons \text{Me}_{(aq)} + \text{L}_{(aq)}$) med andre ioner (ligander, C_L) tilstede i vannmassen. Løselighetsproduktet (K_{s2}) for det faste stoffet MeL er:

$$\text{Lign. 3:} \quad K_{s2} = C_{\text{IMe}} \cdot C_L$$

I en ideell løsning spiller det altså ingen rolle hvor mye metall som finnes i den faste fasen. Konsentrasjonen av løst metall er utelukkende bestemt av konsentrasjonen av aktuelle ligander i løsningen. I en virkelig løsning vil minstekonsentrasjon av partikler og kinetiske faktorer være viktige på samme måte som for de organiske miljøgiftene. Dessuten vil miljøbestemte faktorer som temperatur, ionestyrke, pH, redoksforhold og kompleksdannelse påvirke både løselighetsproduktet og konsentrasjonen (eg. aktivitet) av ligander. Settes inn C_{IMe} fra lign. 3 fås tilsvarende lign.2:

$$\text{Lign. 4:} \quad M_{\text{IMe}} = V_p \cdot C_{\text{IMe}} = V_p \cdot K_{s2} / C_L$$

Ligningen viser at på samme måte som for organiske miljøgifter og med de nevnte forutsetningene, vil heller ikke utløsning av metaller i partikkelskyen i utgangspunktet påvirkes av konsentrasjonen av partikler.

Teoretisk baserte løsninger av lign. 2 og 4 vil ha begrenset verdi fordi den aktuelle sediment-vann blandingen vil inneholde et uoverskuelig antall organiske og uorganiske forbindelser som vil kunne påvirke løselighet og fordi kinetiske faktorer kan spille en viktig rolle. Ved å gjennomføre forsøk under betingelser som ligner mest mulig på de aktuelle forholdene i dypvannet under deponering vil alle kinetiske og kompositoriske faktorer ligge implisitt i observasjonene.

4.2 Overslagsberegninger

For å få et grep om hvor store mengder miljøgifter som vil kunne mobiliseres under deponering er det gjort noen enkle beregninger basert på konsentrasjoner av miljøgifter observert i porevannet i sedimenter fra Bjørvika, og vannfaser generert i utlekkings- og storskala-forsøk. Resultatene er vist i Tabell 10.

Tabell 10. Beregnet mobilisering av miljøgifter basert på porevannskonsentrasjoner, utlekkingsforsøk og storskala-forsøk, oppskalert til totalt mudret porevann, totalt mudret vann ved 65% vanninnblanding og totalt mudret masse. Alle tall i kg.

<i>prøver:</i>	Bjørvika	Utlekkingsforsøk		Storskala tankforsøk	
<i>oppskalert fra:</i>	kons. 0-35cm	maks. kons.	kumulativ	slutt kons.	slutt kons.
<i>oppskalert til:</i>	totalt porevann	mudret vann (65%)	mudret sediment	mudret vann (65%)	mudret sediment
Zn	34,5	11,2	154	20,7	5856
Pb	3,9	0,4	5	1,0	467
Cu	2,9	44,4	727	1,0	434
Ni	0,9	1,3	13	0,3	127
Cd	0,1	0,1	5	0,1	15
Hg	0,073	0,002	-	0,010	8
PAH	0,070	0,137	-	0,103	78
pyren	0,004	0,068	-	0,041	14
PCB	0,0003	0,0005	-	0,0002	0,1500

Første kolonne i tabellen viser totale mengder oppløst i porevannet i sedimentene som skal mudres, beregnet å multiplisere konsentrasjonene observert i porevannet med totalt porevann i sedimentene som skal mudres. Det er i denne tilnæringsmåten verken tatt hensyn til at noe av porevannet vil sedimentere sammen med sedimentet i deponiområdet eller at noen av metallene vil løses eller felles som følge av endrete redoksforhold.

De to neste kolonnene viser beregninger basert på utlekkingsforsøkene rapportert i Eek og Schaanning, 2000. Forsøkene ble utført ved å riste sedimenter fra Bjørvika med anoksiske sjøvann og måle konsentrasjoner i vannfasen. Forsøket gjentas et antall ganger ved å skille fra sedimentet og riste på nytt med rent vann. Risteforsøkene ble utført med væske/fast stoff forhold fra 20 til 100. Det tilsvarende forholdet i massene vil under mudring og transport være mindre enn 2. Det kan derfor være rimelig å oppskalere fra den høyeste konsentrasjonen observert i vannfasen fra risteforsøkene. Kolonne 2 i tabellen viser denne maksimumskonsentrasjonen multiplisert med den totale vannmengden i de utpumpete massene ved antatt 65% vanninnblanding under mudringen. Denne tilnæringsmåten er mer realistisk enn porevannsuppskaleringen fordi den tar hensyn til forventete væske/fast stoff faseforandringer under mudrings og deponeringsprosessen. Porevannet inneholdt ikke sulfid over ca 15 cm, og sulfidfelling under risteforsøkene kan derfor forklare den noe lavere mobilisering av Zn, Cd, Pb og Hg beregnet i kolonne 2 sammenlignet med kolonne 1.

Utlekkingsforsøkene gir grunnlag for en alternativ beregningsmåte basert på andel av innholdet i sedimentet som totalt løses ut til vannfasen under de gjentatte oppristingene. Dersom denne andelen multipliseres med den totale mengden av miljøgifter i sedimentene, fremkommer et betydelig større mobiliseringspotensiale (Tabell 10, kolonne 3). Dette skyldes at det her antas at hele mudringsmassen får anledning til å avgi miljøgifter til rent ("umettet") anoksiske sjøvann, hvilket må anses for urealistisk fordi det forutsetter en nærmest kontinuerlig vannutskifting i deponeringsområdet. Forsøkene ga ikke grunnlag for å vurdere kumulativ utlekking av Hg og organiske miljøgifter p.g.a. utilstrekkelige deteksjonsgrenser.

De to siste kolonnene i Tabell 10 viser hhv konsentrasjon av miljøgift i karet på slutten storskalaforsøket multiplisert med total mudret vannmengde og total mengde av miljøgift i karet, målt som andel av total mengde miljøgift i det utpumpete sedimentet, multiplisert med total mengde miljøgift i sedimentene som skal mudres. Oppskaleringen til mudret vannmengde på grunnlag av utlekkingsforsøk (kolonne 2) eller storskalaforsøk (kolonne 4) gir, for de fleste forbindelser unntatt Cu, tall i samme størrelsesorden. Oppskaleringene til mudret sediment (kolonne 5) gir høye tall sammenlignet med oppskaleringene både til mudret vannmengde og mudret sediment i utlekkingsforsøkene. Grunnen til dette ligger i forholdene poengtert i kap. 4.1 (lign. 2 og 4). Konsentrasjonene målt i vannfasene i de to forsøkene var relativt like, til tross for svært forskjellig partikkelkonsentrasjon. Risteforsøkene ble gjentatt 5 ganger med væske/faststoff forhold (L/S) på 20:1. Totalt L/S forhold blir da 100:1. I storskalaforsøket ble det pumpet ut ca 1 g/l vann som gir et nominelt L/S forhold på 1000:1. Dersom dette var tilstrekkelig til å gi tilnærmet likevekt mellom de kontaminerte partiklene og vannmassen skulle storskalaforsøket gi ca 10x større utlekking enn risteforsøkene.

Det reelle L/S-forholdet vil være enda større fordi det meste av sedimentet sank raskt til bunns innesluttet i klumper og skjermet mot eksponering i vannmassen. Konsentrasjonene målt inne i partikkelskyen avtok fra 0,4 g TS/l umiddelbart etter utpumping til 0,002 gTS/l mot slutten av forsøket. Det observerte L/S forholdet i karet økte således fra 2 500 til 500 000. Tilsynelatende har denne kombinasjonen av partikkelkonsentrasjon og tid vært tilstrekkelig til å gi tilnærmet likevektskonsentrasjoner i vannfasen i storskalaforsøkene.

Storskalaforsøket viste m.a.o. at en liten partikkelmengde har kapasitet til å kontaminere en stor vannmengde, men oppskaleringsregnestykket i Tabell 10 forutsetter L/S forhold som bare kan oppnås dersom massene pumpes ut i store mengder "rent" vann. L/S-forhold tilsvarende partikkelskyen (0,4 gTS/l) i starten av storskalaforsøkene ville forutsette vannmengder tilsvarende 30x volumet av Bekkelagsbassenget under terskeldyp. Utskifting av vannmassene i deponeringsområdet i et slikt omfang er ikke realistisk. Massene vil for det meste bli pumpet ut i allerede kontaminert ("mettet") vann, som bare i liten grad vil kunne løse ut mer miljøgifter fra sedimentene. Mobilisering under deponering må derfor kunne antas bli vesentlig mindre enn de høyeste tallene vist i Tabell 10.

4.3 Mobilisering av PAH

De gjennomførte forsøkene har nokså entydig vist at under oppvirvling av sedimenter fra havneområdet vil en del PAH kunne mobiliseres til sjøvannet. Det er imidlertid store forskjeller mellom de enkelte komponentene. Pyren synes spesielt mobiliserbar og ble ofte anriket til å utgjøre 50-60% av Σ PAH₂₃ i vannprøver påvirket av oppvirvlete sedimenter. Samtidig er PAH den miljøgiften vi har best grunnlag for å vurdere hvordan utlekking under deponering best kan modelleres. I dette kapitlet vil vi derfor undersøke risikoen for utlekking av PAH under deponering for deretter å avlede en relevant tilnæringsmåte for de øvrige miljøgiftene.

Det finnes få publiserte verdier for PAH i sjøvann. Iflg. Næs *et al.*, 1992, er konsentrasjoner av enkeltforbindelser vanligvis <1 ng/l i lite påvirket hav-vann, noe høyere i kyst- og fjordvann påvirket av lokale kilder. Erickson *et al.*, 1983, Thomas, 1988 og Thomas *et al.*, 1990 (alle sitert i AMAP, 1998) har rapportert verdier på 10-105 ng/l i et havneområde i Kanada og 5-408 ng/l i oljeutvinningsområder i Beaufort Shelf Sea. Konieczny *et al.* (1996) målte 126,4 ng/l i sjøvann innsamlet i strandsonen utenfor et industripåvirket område med sterkt forurenset grunnvann.

Totalinnholdet av PAH i den ene prøven av porevann fra sedimenter i Bjørvika som var tilstrekkelig stor til å gjennomføre ekstraksjon og analyse var 139 ng/l. Til sammenligning ble det i perioden 3-6 dager etter utpumping observert 71-109 ngPAH/l i vannprøvene fra forsøkskaret på Solbergstrand. Siden porevannet tilsatt karet på Solbergstrand ble fortynt med et 1000x større volum sjøvann i karet, var det klart at vannmassen i karet hadde fått et mye høyere innhold av PAH enn det som kan beregnes ut fra fortykning av porevannet. De filtrerte prøvene fra utlekkingsforsøket inneholdt 183-203 ng/l. Mindre enn 1% av denne mengden kan ha kommet fra porevannet. Utlekkingsforsøket viser derfor, på samme måte som vannet i karet på Solbergstrand, betydelig mobilisering fra partikulært til løst eller kolloidalt PAH når sediment ristes med sjøvann. Chin og Gscwend (1992) fant at porevann fra sedimenter i Boston Harbour hadde betydelig større affinitet for PAH, særlig pyren, enn porevann fra referensetasjoner langt fra havneområdet. En mulig forklaring på den observerte utløsning av PAH er derfor at sedimentene i Bjørvika i likhet med Boston Harbour inneholder organisk materiale med høy affinitet til PAH, særlig pyren. Ved oppvirvling av sedimentene danner dette materialet kolloider som bidrar til å løse ut PAH fra massene.

I utlekkingsforsøket ble prøvene filtrert gjennom filter med maskevidde 0,45 μ m. Porevannet ble dekantert fra toppen av sedimentet og vannet i karet hadde lavt partikkelinnhold (1-3 mgTS/l) etter 6 dagers sedimentasjon. Dekanterte prøver kunne inneholde store "svevepartikler", men filtreringen i utlekkingsforsøkene viser at denne mest sannsynlige formen er oppløst eller kolloidalt bundet PAH. Vann-sediment blandingsforholdet syntes være av underordnet betydning for hvor mye som løses ut. Blandingsforholdet 1 g sed./l ga konsentrasjoner på 300 ngPAH/l etter 48h sedimentasjon, mens 50 g sed./l og 11,5 h sedimentasjon bare ga dobbelt så høy konsentrasjon (Tabell 4 og Tabell 5).

I forsøket på Solbergstrand avtok blandingsforholdet i partikkelskyen fra 0,2-0,4 til 0,01 g sed./l i løpet av det første døgnet. Dersom mobilisering i partikkelskyen resulterte i 200 ngPAH/l i

gjennomsnitt i de nederste 125 cm av karet og denne PAH-mengden seinere blandes jevnt utover i hele karet fås sluttkonsentrasjoner på ca 80 ng/l løst eller kolloidalt bundet PAH, som observert. Risteforsøkene og storskalaeksperimentet var således i god overenstemmelse m.h.t. mobilisering av PAH fra Bjørvikasedimentet til likevektskonsentrasjoner i størrelsesområde 100-300 ng Σ PAH₂₃/l.

Konklusjonen som kan trekkes fra disse forsøkene er at konsentrasjonen av PAH i sjøvannet var relativt lite påvirket av blandingsforholdet mellom sediment og vannmasse. Dette er i overenstemmelse med væske/fast stoff fordelingkonstanten (Lign. 1) og syntes å gjelde ned til eksponeringer tilsvarende utsynkingsforsøk med startkonsentrasjoner 0,2 g sed/l eller mindre. Verken utlekkingsforsøkene eller storskalaforsøkene indikerte at mobilisering av PAH påvirkes av hvorvidt sjøvannet inneholder O₂ eller H₂S. Det eksperimentelle arbeidet har slik bekreftet at utløsning av PAH best kan modelleres som en kjemisk likevekt mellom en fast fase i overskudd og med gitt kontaminering tilsvarende Bjørvikasediment og en likevektskonsentrasjon på 100-300 ng/l i vannmassen, og at denne likevektskonsentrasjonen langt på vei oppnås i løpet av noen få dager etter utslipp og oppvirvling i sjøvann med saltholdighet, temperatur og redoksforhold tilsvarende de som vil finnes i deponiområdet ved Malmøykalven. Total utlekking vil dermed først og fremst være bestemt av hvor stort vannvolum som ekvilibrerer til en slik konsentrasjon.

Dersom en tenker seg at porevannet pluss den mengden av bunnvann som suges med under mudringen kan deponeres langs bunnen uten vesentlig oppvirvling blir det berørte vannvolumet volumet i størrelses orden 1,5-2 ganger porevannvolumet. F.eks. vil en totalt mudret vannmengde på 1x10⁶ m³ ekvilibrert til 200 ng/l føre til en mobilisering av ca 200-400 g PAH i løpet av hele deponeringsoperasjonen. Dersom turbulens i bunnvannet gir ytterligere 10x fortykning av partikkelskyen ville 10x mer PAH kunne frigjøres. I forsøket med størst vanninnblanding (F2) på Solbergstrand ble partiklene raskt blandet med en vannmengde på 3750 l eller ca 700x den utpumpete vannmengden. Ved en tilsvarende fortykning av de mudrete massene etter deponering i Malmøykalven ville etter dette resonnementet så mye som 60-140 kg PAH kunne frigjøres til en total vannmengde på 700x10⁶ m³. Dette viser potensialet for mobilisering av PAH, men er ikke realistisk fordi resonnementet forutsetter at sedimentet hele tiden tilføres rene vannmasser, d.v.s. en kontinuerlig utskifting av bunnvannet i deponeringsområdet. Ved en mer eller mindre kontinuerlig utpumping er det ikke rene vannmasser som blir påvirket. Slammet vil etter hvert pumpes ut i en "mettet" vannmasse som ikke vil løse ut ny PAH fra partiklene.

Et annet spørsmål er hvorvidt den utløste PAH-mengden forblir oppløst i vannet. I såfall vil den over tid fortynnes og spres til andre deler av fjorden. Risteforsøkene viste at det ikke var mulig å fjerne denne PAH-mengden ved filtrering (0,45 μ m) og storskalaforsøket viste at den ikke var sunket ut etter 6 dager. Likevel er det sannsynlig at langsomme prosesser som adsorpsjon til synkende partikler og flokkulering av kolloider vil kunne virke over tid på det kontaminerte laget i deponiområdet slik at en betydelig andel av det frigjorte PAH likevel vil sedimentere i bassenget. Slik sedimentasjon vil vanskelig kunne avgrenses til selve deponiområdet ved Malmøykalven. Dette vil fylles gradvis fra ca 70 m dyp opp mot sjeteene som skal gi deponiområdet et terskeldyp på 63 m. Spredning over sjeteene mot nord og øst og videre innover i Bekkelagsbassenget, kan synes vanskelig å unngå, spesielt mot slutten av deponeringsperioden når høydeforskjellen mellom deponiområdet og sjeteene blir liten.

Nedbrytning kan trolig også bidra til å redusere spredning av den mobiliserte PAH-mengden. Pyren vil utgjøre noe over halvparten av mobilisert PAH. Cullen *et al.* (1994) isolerte fra sjøvann og marine sedimenter fire typer bakterier som var istand til å leve med pyren og phenanthrene som eneste karbonkilder. Alle forsøkene ble gjort under oksiske forhold, men nedbrytningen ble hemmet når Fe³⁺ ble fjernet fra mediet.

4.4 Modell

4.4.1 Regresjonsanalyse på eksperimentelle data

Prøvene fra karet ga grunnlag for å beskrive retensjonen av miljøgifter etter oppvirvling og utsynking av de aktuelle sedimentene i en stillestående vannmasse av samme type som den som vil finnes i deponiområdet. Totalinnholdet av miljøgifter (C_t) i karet vil tilsvare summen av en løst (C_l) og en partikkelbundet (C_p) fraksjon:

$$\text{Lign. 5} \quad C_t = C_p + C_l$$

Hvis P er massen av suspendert sediment, C_s er konsentrasjonen i sedimentet og konsentrasjonen på de suspenderte partiklene er proporsjonal med konsentrasjonen i sedimentet, vil konsentrasjonen av partikkelbundete miljøgifter i vannmassen være $C_p = a \cdot P \cdot C_s$. Innsetting i lign.5 gir da:

$$\text{Lign. 6} \quad C_t = a \cdot P \cdot C_s + C_l$$

Dette er en lineær funksjon av typen $y = ax + b$ med stigning a og skjæringspunkt C_l . Lineær regresjonsanalyse for observasjonene i karet ved avtagende partikkeltettheter fra over 100 mg/l like etter utpumping til 2-3 mg/l seks dager senere er vist i Tabell 11. Forsøket ble utført to ganger og det ble tatt ut 5 prøver fra hvert forsøk. Regresjonsanalysene viste klar forskjell mellom de to forsøkene m.h.t. Tot.-N, Zn og Cd. For de øvrige forbindelsene var det ikke påviselig forskjell mellom de to forsøkene. Prøven tatt ut umiddelbart etter utpumping hadde et meget høyt innhold av partikler sammenlignet med prøvene tatt ut en time eller mer etter utpumping. Fordi vi primært ønsker å

Tabell 11. Lineær regresjonsanalyse ($C_t = a \cdot P \cdot C_s + C_l$) av observasjoner i storskalaforsøk (se tekst).

Forbindelse	enhet	C_l		C_l		a	n	r^2	p
		- 1 std.error	C_l	+ 1 std.error	C_l				
Tot.-N (forsøk 1)	ug/l	187	211	235	0,61	5	0,865	0,0220	
Tot.-N (forsøk 2)	"	453	535	617	0,76	5	0,665	0,0925	
Zn (forsøk 1)	"	26	31	36	0,37	5	0,829	0,0318	
Zn (forsøk 2)	"	4,4	6,3	8,2	1,15	5	0,999	<0,0001	
Cd /forsøk 1)	"	0,14	0,18	0,22	0,20	5	0,842	0,0280	
Cd (forsøk 2)	"	-0,011	0,008	0,027	0,67	5	0,998	<0,0001	
Cu	"	0,04	0,59	1,14	1,29	8	0,931	0,0001	
Ni	"	0,25	0,30	0,35	0,46	8	0,881	0,0005	
Pb	"	0,08	0,55	1,02	0,62	8	0,922	0,0002	
Hg	"	-0,0079	0,00	-0,0009	0,52	8	0,974	<0,0001	
Olje	"	8,8	13,9	19,0	0,61	8	0,878	0,0006	
Σ PCB ₇	ng/l	-0,57	0,0	0,03	0,75	8	0,945	<0,0001	
Σ DDT	"	0,01	0,07	0,13	0,94	7	0,965	<0,0001	
Σ PAH ₂₃	"	45	91	136	0,32	7	0,805	0,0062	
Pyren	"	9	44	79	0,35	9	0,782	0,0015	
Benzo(a)pyren	"	-3,5	0,0	0,6	0,32	7	0,942	0,0003	
Σ NPD ₇	"	12	19	26	0,06	9	0,636	0,0100	
Σ KPAH ₅	"	2,8	8,3	13,7	0,35	7	0,982	<0,0001	

beskrive konsentrasjonen av miljøgifter ved middels og små partikkeltettheter ble observasjonene umiddelbart etter utpumping utelatt fra de fleste seriene ($n = 8$). $n=7$ skyldes at en PAH-prøve gikk tapt under opparbeiding og interferens/maskering som gjorde at DDT-toppene ikke lot seg kvantifisere i et av gaskromatogrammene.

Korrelasjonskoeffisientene (r^2) fra 0,63 til 0,99 viser at mye av variasjonen i dataene kunne forklares med lign. 6. Sannsynligheten (p) viser hvor ofte gjentatte forsøk ville bekrefte korrelasjonen mellom partikkelmengde og konsentrasjon av miljøgift i karet. F.eks. viste $p=0,09$ for Tot.N i forsøk 2 at en i 9 av 100 forsøk ikke kan forvente at nitrogeninnholdet i karet vil avta etter utpumping. Alle øvrige serier ga $p<0,05$ hvilket viser at det kan regnes som "statistisk sikkert" at miljøgiftkonsentrasjonen vil avta med avtagende konsentrasjon av partikler i karet. C_1 viser forventet konsentrasjon i vannet etter utsynking av alle partikler og "std. error" er et mål for usikkerheten i C_1 . Negative konsentrasjoner er lite meningsfylt og ved å sette C_1 lik 0,0 i slike tilfeller ses det bort fra det negative området av usikkerhetsintervallet.

Antas modellen gyldig for utpumping i deponiområdet kan mobiliseringen av miljøgifter knyttes direkte til partikkeltettheten. Dette forenkler vurderingene m.h.t. faren for spredning av miljøgifter såvel som overvåking av vannmassene under og etter en deponeringsoperasjon. Resultatene vist i Tabell 11 vil i neste avsnitt bli brukt til å beregne påvirkningen av vannmassene i deponiområdet under og etter deponering.

4.4.2 Vannkvalitet etter påvirkning av oppvirvlete sedimenter

Tabell 12 viser konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter ved ulike konsentrasjoner av oppvirvlete partikler. Konsentrasjonene er beregnet fra Lign. 6 med a og C_1 bestemt i Tabell 11. Tabellen viser at ved partikkelmengder på 10 mg/l (eller større) vil vannmassen være meget sterkt forurenset med de fleste forbindelsene. Tilstandsklasser for PCB, DDT og PAH i sjøvann er ikke definert, men bakgrunnsnivåene vil være lave, trolig ned mot 1 ng/l eller lavere. Etter hvert som de oppvirvlete partiklene synker ut avtar konsentrasjonen av miljøgifter og tilstanden bedres. Det er her ikke tatt hensyn til fortykning som i betydelig grad vil redusere konsentrasjonene før transport til terskeldyp og områder utenfor Bekkelagsbassenget.

Tabellen viser at mer anoksiske forhold (forsøk 2) var gunstig m.h.p. restinnhold av Cd og Zn, mens total nitrogen var høyere vesentlig p.g.a. høyere konsentrasjoner av ammonium (NH_4^+) i den mest anoksiske vannmassen. Før dette vannet når overflaten må det passere en oksisk-anoksiske grensesone. I slike soner vil koplet nitrifikasjon-denitrifikasjon kunne omdanne ammonium til N_2 (eller N_2O) og i Bunnefjorden fungerer slike soner som effektive filtre for utlekking av ammonium fra det anoksiske dypvannet (Kristiansen og Schaanning, 2000). Ved deponering i oksiske vannmasser vil denitrifikasjon kunne hemmes av for høye konsentrasjoner av oksygen. Ammonium vil isåfall på sikt kunne omdannes til nitrat ved nitrifikasjon. Nitrat og ammonium vil være likeverdige med hensyn til å gi eutrofi-effekter ved innblanding i produktive lag nær overflaten. Også m.h.p. nitrogenforurensing vil det derfor være en fordel med deponering i anoksiske vannmasser.

Ved restinnhold av suspenderte sedimenter på 1 mg/l som ble oppnådd i karet seks dager etter utpumping vil vannmassen ifølge denne modellen være ubetydelig forurenset m.h.p. Cd (forutsatt anoksiske), Ni, Hg, PCB og benzo-a-pyren. Den vil imidlertid være markert forurenset med Cu, sterkt forurenset med Pb og dessuten inneholde en del olje og PAH.

Tabell 12. Vannkvalitet under utsynking av oppvirvlete sedimenter fra Oslo havn etter SFTs kriterier for fjord- og kystvann: **meget sterkt, **sterkt**, **markert**, **moderat** og **ubetydelig-lite** forurenset. Grenseverdier er ikke definert for organiske miljøgifter i vann, men konsentrasjoner \leq deteksjonsgrense er antatt ubetydelig-lite forurenset.**

		Restkonsentrasjon av oppvirvlete partikler (mg/l)					
		10	5	3	1	0,1	0
Tot.-N (forsøk 1)	ug/l	226	218	215	212	211	211
Tot.-N (forsøk 2)	"	554	544	541	537	535	535
Zn (forsøk 1)	"	34	33	32	31	31	31
Zn (forsøk 2)	"	14,3	10,3	8,7	7,1	6,4	6,3
Cd (forsøk 1)	"	0,20	0,19	0,19	0,18	0,18	0,18
Cd (forsøk 2)	"	0,079	0,044	0,030	0,015	0,009	0,008
Cu	"	3,82	2,21	1,56	0,91	0,62	0,59
Ni	"	0,53	0,41	0,37	0,32	0,30	0,30
Pb	"	3,24	1,90	1,36	0,82	0,58	0,55
Hg	"	0,031	0,013	0,006	0,000	0,000	0,000
Olje	"	36,3	25,1	20,6	16,1	14,1	13,9
Σ PCB ₇	ng/l	1,98	0,86	0,40	0,00	0,00	0,00
Σ DDT	"	0,6	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1
Σ PAH ₂₃	"	222	156	130	104	92	91
Pyren	"	63	53	50	46	44	44
Benzo(a)pyren	"	10,4	4,5	2,1	0,0	0,0	0,0
Σ NPD ₇	"	22	21	20	19	19	19
Σ KPAH ₅	"	65	37	25	14,0	8,8	8,3

Regresjonsanalysene ga relativt store standardfeil på skjæringspunktene for bly og kopper (Tabell 11). Regnes en standardfeil opp eller ned vil estimatene for restinnhold av kopper etter utsynking av alle sedimentrester kunne variere fra 0,04 til 1,14 $\mu\text{gCu/l}$ (ubetydelig til markert forurenset). Tilsvarende for bly gir variasjon fra moderat til meget sterkt forurenset (0,08-1,02 $\mu\text{gPb/l}$) etter utsynking av alle sedimentrester.

Beregnet restinnhold av Σ PAH₂₃ vil være mellom 45 og 136 ng/l. Pyren vil utgjøre 20-58% av dette, mens summen av de fem mest kreftfremkallende forbindelsene (Σ KPAH₅) vil utgjøre 6-17%. Pyrens andel av Σ PAH₂₃ vil øke med avtagende partikkelmengder, mens Σ KPAH₅-fraksjonen vil avta. Beregnet restinnhold av benzo(a)pyren vil være <0,6 ng/l.

4.4.3 Mobilisering og utlekking under deponering ved Malmøykalven

Ved å kombinere modellberegningene for oppvirvling og transport av partikler i Tabell 6 med regresjonsanalysene i Tabell 11 kan det beregnes hvor mye miljøgifter som vil spres under deponering. Slike beregninger for "worst case" scenario 9 er vist i Tabell 13.

Magnusson (1995) beregnet årlig oppvirvling av partikler forårsaket av fergetrafikken i Oslo havn til mellom 40 og 150 tonn partikler. Ved å anvende den samme modellen (Tabell 11) kan spredning under deponering sammenlignes med spredning dersom tiltak ikke gjøres. Selv om absolutt-tallene er usikre vil sammenligningen være forholdsvis robust.

Tabell 13 viser at for sterkt partikkelassosierte forbindelser som Hg, PCB og B(a)P vil transporten til terskeldyp være vesentlig mindre enn det som maksimalt virvles opp under terskeldyp. Med andre ord, mye av det som virvles opp vil ikke transporteres videre til områder utenfor Bekkelagsbassenget. For forbindelser med en betydelig mobil fase som Tot.-N, Zn, Cd, Ni og pyren vil transporten til terskeldyp være relativt større. Videre spredning fra terskeldyp antas primært skje via horisontale strømmer som passerer over tersklene. Fortynningen allerede i terskeldyp vil være så stor at forhøyete konsentrasjoner vanskelig vil kunne registreres i noen områder utenfor Bekkelagsbassenget.

Sammenlignes med årlig mobilisering fra partikler virvlet opp av fergetrafikken i Oslo havn ser en at minimumsestimatet på 40 tonn partikler gir 1.5-10x større spredning av miljøgifter enn "worst case" scenariet for spredning under deponering. Tas det med at oppvirvling fra fergetrafikken foregår i oksisk vann (F1) mens deponeringen sannsynligvis vil foregå i anoksisk vann (F2) blir sammenligningen ytterligere gunstigere med hensyn til sink og kadmiem. I tillegg vil førstnevnte spres primært i overflatelaget, mens spredning under deponering primært vil foregå i intermediære vannlag (ca 40 m dyp). Dersom det antas at denitrifisering er årsaken til de lavere nitrogenkonsentrasjonene i forsøk F1 sammenlignet med F2, anses F1 mest representativ i forhold til hvor store mengder algetilgjengelig nitrogen som vil kunne påvirke fjorden utenfor Bekkelagsbassenget.

Tabell 13. Modellberegninger for spredning av miljøgifter under deponering ved Malmøykalven (scenario 9, Tabell 6) og som følge av propelloppvirvling fra båt-trafikken i Oslo havn. Kolonnen lengst til høyre viser samlede utslipp fra elver i Oslo og Akershus i 1997 (fra Holtan et al., 1998). Tallene i parentes er mindre sannsynlige p.g.a. oksygenforholdene i deponiområde og havneområde. Alle mengder i kg.

	Modell scenario 9		Smlgn. årlig propelloppvirvling i Oslo havn		Smlgn. årlig tilførsel fra elver i Oslo og Akershus
	maks. oppvirvlet under terskeldyp	transport til terskeldyp	min. 40 tonn partikler	max. 150 tonn partikler	
Tot.-N (F1)	7 814	7 749	76 016	295 618	610 000
Tot.-N (F2)	(19 680)	(19 599)	(192 670)	(749 272)	610 000
Zn (F1)	(1 159)	(1 147)	11 242	43 720	5 120
Zn (F2)	289	252	(2 300)	(8 945)	5 120
Cd (F1)	(6.8)	(6.7)	66	255	20
Cd (F2)	0.8	0.5	(3)	(13)	20
Cu	45	30	225	876	1 690
Ni	13	12	109	424	-
Pb	40	27	209	811	580
Hg	0.217	0.079	0.118	0.461	1.27
ΣPCB ₇	0.018	0.006	0.010	0.038	0.04
DDT	0.006	0.004	0.027	0.106	-
Olje	673	568	5094	19811	-
ΣPAH	4.3	3.7	33	129	-
Pyren	1.74	1.66	16	62	-
B(a)P	0.09	0.03	0.05	0.18	-
NPD ₇	0.72	0.71	6.9	27	-
KPAH ₅	0.73	0.46	3.2	12	-

5. Konklusjoner og anbefalinger

En modell for vertikal transport av miljøgifter etter oppvirvling av deponerte masser nær bunnen ble utviklet på grunnlag av storskalaforsøk gjennomført under et tidligere prosjekt ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand. Modellen viste at spredning av miljøgifter først og fremst vil være avhengig av blandingsenergien eller diffusjonskoeffisienten i dypvannet. Vanninnblanding under mudring ga klart større oppvirvling ved bunnen, men hadde liten betydning for vertikal transport av miljøgifter til terskeldyp så lenge diffusjonskoeffisienten forutsettes upåvirket av vanninnblanding. På grunn av lavere saltholdighet i mudringsområdet enn i deponiområdet kan sjiktningen og dermed diffusjonskoeffisienten bare opprettholdes ved injisering av saltlake.

Spredningen var også avhengig av de enkelte forbindelsenes tendens til å danne kolloide eller løste faser under oppvirvling. Kvikksølv, PCB og PAH-komponenten benzo-a-pyren hadde derfor mindre tendens til vertikal spredning enn sink, kadmium og PAH-komponenten pyren. Enkelte metaller, spesielt sink og kadmium, viste betydelig mindre mobilitet ved oppvirvling i vann som inneholdt mer H₂S. Deponering i sulfidholdig vann vil også være gunstig i forhold til fjerning av algetilgjengelig nitrogen ved denitrifikasjon i oksisk-anoksiske grensesoner utenfor deponeringsområdet.

Modellberegningene viste at spredning av miljøgifter til områder utenfor Bekkelagsbassenget som følge av deponeringen, vil være liten sammenlignet med den årlige spredning av miljøgifter som følge av båt-trafikken i Oslo havn. Spredning under deponering vil være et engangsutslipp og bare berøre intermediære vannlag under 30 m dyp, mens båt-trafikken gir kontinuerlig spredning i overflatelaget. Flytting av massene anses derfor å være et klart miljøforbedrende tiltak.

Utpumping av saltlake før og/eller under deponeringen tilrås fordi

- det vil redusere vertikal transport av partikler og miljøgifter
- det vil redusere fare for vannutskifting under og like etter operasjonen
- det vil føre til økende konsentrasjonen av H₂S i dypvannet

Saltlaken bør være av marin opprinnelse slik at en unngår forskyvninger av ionebalansen i sjøvannet. Uten tilsetting av saltlake er risikoen stor for destabilisering av vannsøylen opp til ca 30 m dyp. I så fall vil vann med høyere tetthet kunne strømme inn over terskelen på 41 m dyp og føre til omfattende spredning av partikkelkontaminert vann til tilstøtende områder. Hvor stort behovet for salt-tilsetting vil være må vurderes fortløpende på grunnlag av målinger i dypvannet før, under og etter deponering.

6. Referenser

- Akkanen, J., S.Penttinen, M.Haitzer and J.V.K.Kukkonen, 2001. Bioavailability of atrazine, pyrene and benzo(a)pyrene in European river waters. *Chemosphere*, Vol.45(4-5), pp-453-462.
- AMAP, 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xii+859 pp.
- Chin, Y-P and P.M.Gschwend, 1992. Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Marine Porewater Organic Colloids. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 26, No. 8, 1992. pp.1621-1626.
- Cullen, W.R., X.F. Li and K.J.Reimer, 1994. Degradation of phenanthrene and pyrene by microorganisms isolated from marine sediment and seawater. *Sci. Total Environ.* 156 (1994) 27-37.
- Eek, E. og M.Schaanning, 2000. Oslo Havn – Deponering av sediment. Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi. Laboratorietester og simuleringsforsøk. NIVA rapport LNR 4217-00. ISBN 82-577-3838-7. 47s + vedlegg.
- 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.
- Erickson, P.E., D.J.Thomas, B.Pett and B.R.deLange Boom, 1983. Issungnak Oceanographic Survey. A report prepared for Arctic Laboratories Limited for Esso Resources Canada, Limited Calgary, 194 pp. (cited in AMAP, 1998)
- Gade, H., 1970. Hydrographic Investigations in the Oslofjord, a study of Water Circulation and Exchange Processes. Geophysical Institute, report no. 24. University of Bergen.
- Hauge, A., E.Eek og J.Skei, 1999. Forurenset sediment og vannkvalitet. Forslag til løsninger. NGI, Teknisk notat 99016, 30.06.99, 19s + vedlegg.
- Helland, A., 1995. Vurdering av faste deponeringslokaliteter i Indre Oslofjord. NIVA rapport LNR 3221-95.
- Holtan,G., D.Berge, H.Holtan og T.Hopen, 1998. Oslo and Paris Comissions (OSPAR). Annual report on direct riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1997. A.Principles, results and discussions. B.Data report. NIVA rapport LNR 3952-98. SFT rapport 750/98.
- Hunchak-Kariouk, K. and I.H.Suffet, 1994. Binding of Organic Pollutants to Dissolved Organic Matter in Anoxic Pore Waters. In: Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. Eds. N.Senesi and T.M.Miano. 1994 Elsevier Science B.V.
- Konieczny, R., 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA rapport LNR 3094-94. 134 s.

- Konieczny, R.M., L.Berglind og E.M.Brevik, 1996. Maritime Hydraulics AS. Forekomster av PCB, PAH og olje i sjø- og grunnvannsprøver. Analyser og vurdering av forurensing. NIVA rapport LNR 3418-96. 25s.
- Kristiansen, S og M. Schaanning, 1999. Denitrification in the water column of an intermittent anoxic fjord. NIVA rapport LNR 4000-99. 134s.
- Magnusson, J., 1995. Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo Havn. NIVA rapport LNR 3218. 18s.
- Molvær, J., J.Knutzen, J.Magnusson, B.Rygg, J.Skei og J.Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT TA-1467/1997. 36s.
- Næs, K., E.Oug, J.Klungsoyr og J.Knutzen, 1992. Ch. 3. OCCURENCE. pp35-50 In A.Golven og A.Golsøyr (eds.), Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. Programme on Marine Pollution (PMF). ISBN 82-7224-334-2.
- Skei, J., J.Magnusson, E.Eek, A.Eggen og A.Hauge, 1999. Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord. NIVA rapport, LNR 4019-99. 25s.
- Thomas, 1988. The Tuktoyaktuk Harbour Benthic Biological Monitoring Programme. A report prepared by Seakem Oceanography Ltd. for Environment Protection (DOE), Yellowknife, N.W.T., 86pp. (cited in AMAP, 1998)
- Thomas D.J., F.Noone, A. Blyth and B.D.Smiley, 1990. Arctic Data Compilation and Appraisal. Vol.20 (Part 1). Beaufort Sea. (cited in AMAP, 1998)
- Van Ryssen, R., M.Alam, L.Goeyens and W.Baeyens, 1998. The use of flux-corer experiments in the determination of heavy metal re-distribution in and of potential leaching from the sediments. *Wat.Sci.Tech.* Vol 37, No. 6-7, pp. 283-290, 1998.