

Dypvannsdeponi

4

4.1 Dypvannsdeponi som disponeringsløsning

Et hovedprinsipp ved deponering av forurensete masser i marint miljø er at forholdene på stedet ikke forverres.

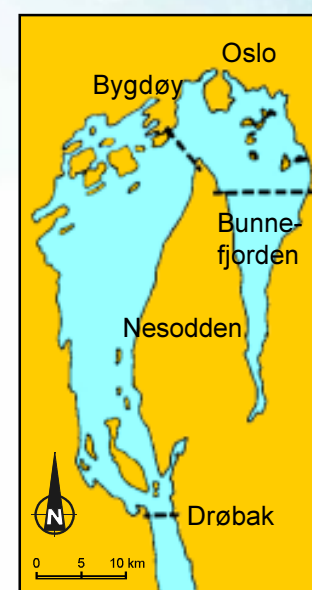
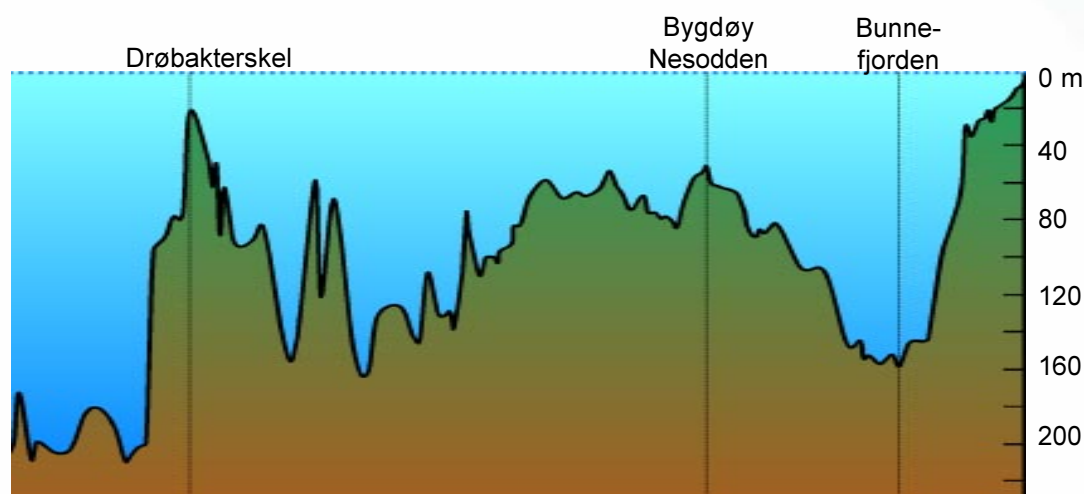
Deponering på dypt vann er et alternativ dersom massene legges i et avgrenset basseng der bunnsedimentene allerede er forurenset fra annen aktivitet.

Oksygenfrie vannmasser på deponistedet er gunstig fordi det ekskluderer dyr som normalt lever i og ved bunnen. Strømforholdene på stedet må være så rolige at det er sedimenterende forhold, noe som også betyr at faren for oppvirvling av partikler er liten.

Deponering av forurensete sedimenter i dype anoksiske bassenger (fritt for oksygen) er en ny metode, også i internasjonal sammenheng.

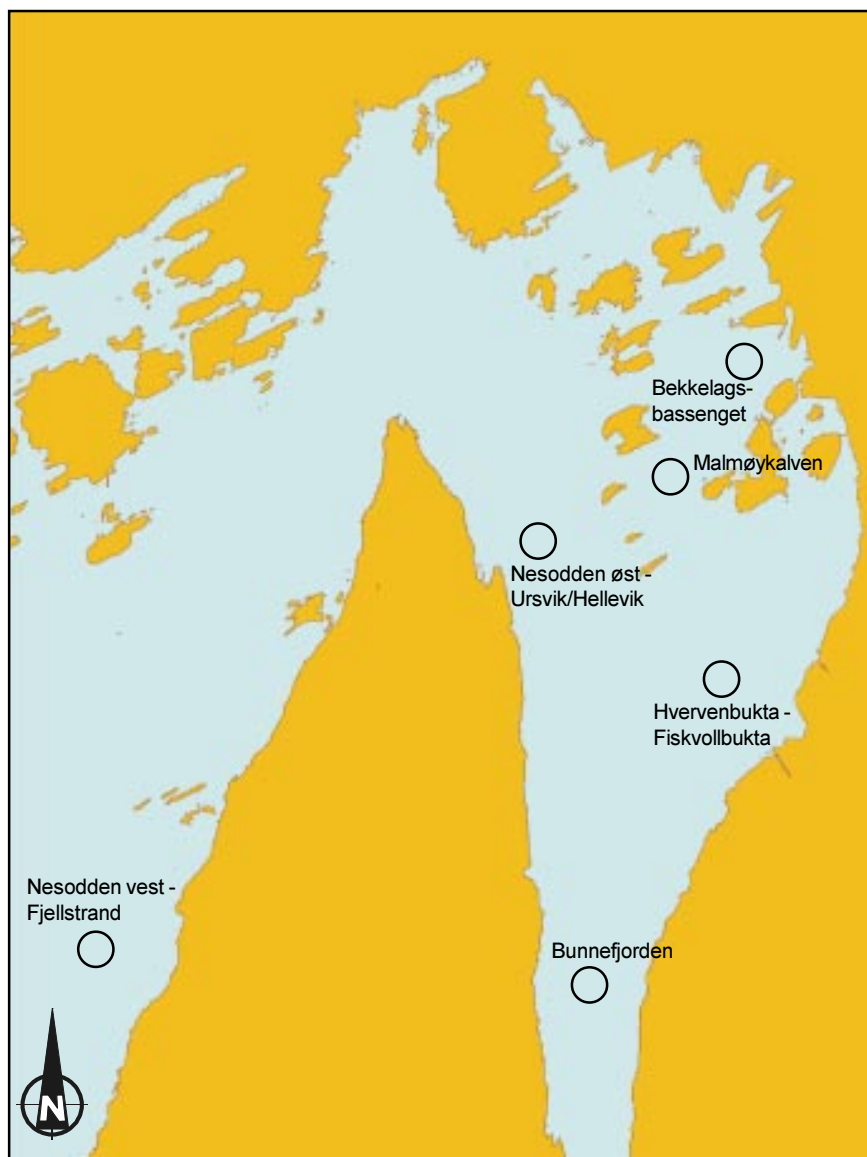
Norge er i en særstilling fordi man fra naturens side har terskelfjorder som ble dannet under istiden, og hvor grunne terskler fører til begrenset vannutskiftning. En kombinasjon av dårlig vannutskiftning og organisk belastning fører til at sjøvannets innhold av oksygen forbrukes og sulfatreduserende bakterier omdanner sulfat til sulfid. Dermed oppstår "råttent" og "giftig" bunnvann som ikke gir grunnlag for biologisk aktivitet (med unntak av mikroorganismer). Periodevis kan oksygenholdig vann erstatte det sulfidholdige vannet i forbindelse med en dypvannsutskiftning. Slike episoder kan noen steder skje årlig, mens andre steder kan det gå flere år mellom hver gang det skjer en fullstendig utskiftning. I noen fjordbassenger med en grunn terskel, kan bunnvannet være permanent oksygenfritt. I Oslofjorden er det flere bassenger hvor bunnvannet har vært oksygenfritt over flere år, f. eks. Bunnefjorden og Bekkelagsbassenget.

Kapittelet er skrevet med referanse til delprosjekt ref. 2, 12, 14, 15, 18, 20, 31-33, 35, 38 og 42 i Litteraturlisten



Figur 4.1: Kart og dybdesnitt over Oslofjorden, fra Drøbaksjetéen via Oslo havn til Bunnefjorden

4.2 Alternative lokaliseringer for dypvannsdeponi i Oslofjorden



Figur 4.2: Plassering av vurderte lokaliteter for dypvannsdeponi i Indre Oslofjord.

Kriteriene for evaluering av ulike lokaliteters egnethet for deponering av forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng er basert på et system utarbeidet av US ACE (United States Army Corps of Engineers)/US EPA (United States Environmental Protection Agency). I systemet er det lagt vekt på å vurdere ulike kriterier i henhold til et poengsystem. Følgende kriterier er benyttet i vurderingene:

- Karakterisering av dumpeplassen, biologiske og fysiske forhold
- Kjemiske og fysiske egenskaper ved dumpeplassen
- Direkte fysiske påvirkninger og dumpeområdets kapasitet
- Mulige spredningsveier for forurensning
- Behov for overvåkning

Det er vurdert 6 mulige lokaliseringer av dypvannsdeponi for forurensede masser i Indre Oslofjord:

- Nesodden vest – Fjellstrand
- Nesodden øst – Ursvik/Hellevik
- Malmøykalven
- Bekkelagsbassenget
- Hvervenbukta – Fiskvollbukta
- Bunnefjorden

Vurderingene viste at forholdene ved lokalitetene er svært like, og preget av:

- Varierende grad av forurensede bunnsedimenter
- Naturlig topografi som danner avgrensede basseng
- Lav strømhastighet som gir liten mulighet for oppvirvling av miljøgifter

Av de vurderte lokalitetene ble indre deler av Bekkelagsbassenget vurdert som best egnet, blant annet pga. høyt innhold av miljøgifter i bunnsedimentene på stedet og stedets nærhet til tiltaksområdet. Bekkelaget renseanlegg har imidlertid anlagt en ny diffusor i området, og dypvannsdeponi i dette området er derfor ikke aktuelt. Av de øvrige alternativene ble dypvannsbassenget ved Malmøykalven, som er i ytre del av Bekkelagsbassenget, vurdert som best egnet som deponi for forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng.

Hovedbegrunnelsen for å velge bassenget utenfor Malmøykalven som deponeringssted fremfor de andre alternativene som ble vurdert er:

- Geografisk avstand til havna
- Bassenget er betydelig forurenset i dag
- Bassenget er tidligere brukt som dumpelass for kondemnerte båter og andre masser
- Bassenget er ”råttent” (anoksisk) store deler av tiden
- Bassenget er omgitt av terskler på alle kanter
- Mulighetene for oppvirvling og transport av sedimenter ut av bassenget er små
- Det er kapasitet til å deponere masser ut over de mengder som kommer fra Oslo havn

4.2.1 Lokalisering Malmøykalven



Figur 4.3: Plasseringen av dypvannsdeponi ved Malmøykalven

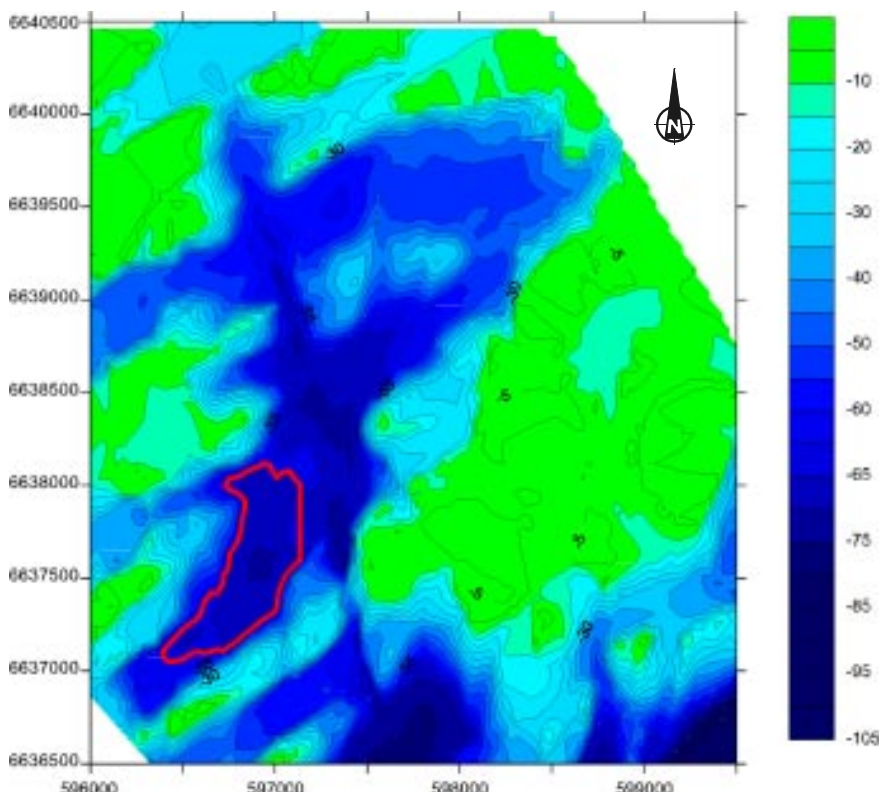
Lokalisering av anbefalt dypvannsdeponi ved Malmøykalven er vist i figur 4.3. Under følger en beskrivelse av lokaliteten.

Bassengets dypeste del ligger på -72,5 m. Strømretningen i bassenget er langs dybderennens lengdeakse, dvs. det er sørlige og nordlige strømmer i området. Målinger utført i det aktuelle området ved Malmøykalven har vist at maksimal strømningshastighet er mindre enn 3 cm/s nær bunnen, og det er derfor sedimenterende forhold og akkumulasjonsbunn i bassen-

get. Oppvirvling av sedimenter krever en strømhastighet som bare vil være mulig under korte perioder med vannutskiftning.

I forbindelse med dypvannsutskiftninger kan strømhastigheten bli så stor som 20-30 cm/s, i følge målinger utført i andre fjorder. Topografi og avstand fra terskelen tilsier at strømhastighetene ved en dypvannsutskiftning i bassenget ved Malmøykalven vil bli vesentlig lavere.

Dypvannsfornyelse (utskiftning) kan forekomme i perioden oktober til mai, men er mest vanlig på vinterstid. I Bekkelagsbassenget kan det gå 2-3 år mellom hver dypvannsfornyelse. De meteorologiske forhold er bestemmende for når dypvannsfornyelser skjer og bestemmer også episodens varighet. Målinger utført i 1980-årene registrerte flere dypvannsutskiftninger, og periodene varte fra en uke til 10 døgn. De registrerte utskiftningene foregikk både i slutten av januar, begynnelsen av februar, mars og mai. Det ble registrert en dypvannsutskiftning i Oslofjorden i perioden februar-mars 2001.



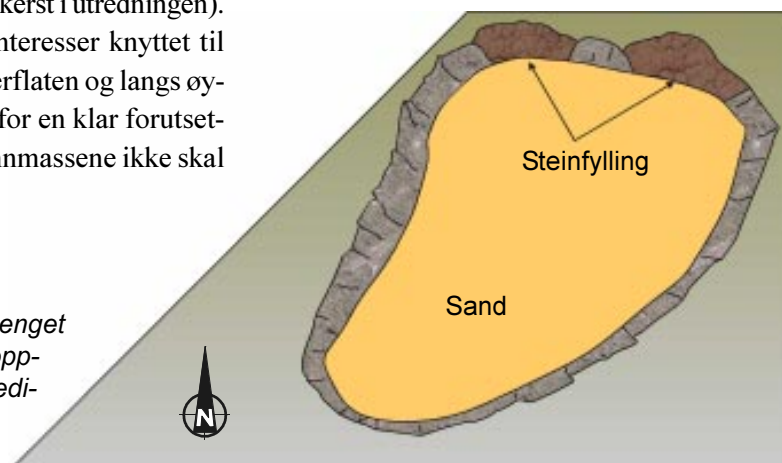
Figur 4.4: Topografien i dypvannsbassenget ved Bekkelagsbassenget fremstilt i 2D. Deponiområdet ved Malmøykalven er avmerket med rødt

Vannmassen ved Malmøykalven er normalt anoksisk (dvs. oksygenfri), og det er derfor ingen bunnfauna i området. Målinger fra desember 1998 viste at vannkvaliteten er klassifisert som dårlig (< 2,5 ml/l oksygen, klasse IV) fra 12 m vanddyp og nedover. Fra 16 m vanddyp er vannkvaliteten med hensyn på oksygen meget dårlig (klasse V). I lange perioder inneholder bunnvannet sulfid. Etter en dypvannsutsiftning vil oksygen være tilstede i en kortere periode, men dette er neppe tilstrekkelig til etablering av bunnfauna på området. På grunn av høyt innhold av hydrogensulfid i sedimentet vil oksygenforholdene i overgangen mellom sediment og vann raskt bli kritiske, og en eventuell rekolonisering vil være kortvarig. Likevel kan det ikke utelukkes at oksygenforholdene bedres en gang i fremtiden. Tildekkingen over deponiet skal derfor være tilstrekkelig til å hindre biologisk transport av miljøgifter gjennom dekklaget.

Overflatesedimentene består i hovedsak av leire, mens det i de nordligste delene av bassenget er noe mer variabel kornstørrelse pga. dumpet masse. Prøver tatt av overflatesedimentene de siste 6 årene viser en gradvis nedgang i innhold av miljøgifter, noe som sannsynligvis skyldes redusert tilførsel av forurenset masse i tillegg til dumping av rene masser i området.

Dypvannsbassenget ved Malmøykalven er tidligere benyttet til deponering av bl. a. kondemnerte fartøyer og til deponering av andre gravemasser fra anleggsvirksomhet på land og mudringsmasser fra havnebassenget. Dette området er avmerket på sjøkart nr. 401 som "dumpefelt for vrak" (se bakerst i utredningen). I dag er det store brukerinteresser knyttet til båtsport og friluftsliv i overflaten og langs øyene i nærheten. Det er derfor en klar forutsetning at overflatelaget i vannmassene ikke skal påvirkes av deponeringen.

Figur 4.5: Dypvannsbassenget ved Malmøykalven etter oppfylling med forurensete sedimenter, og oppbygging av steinfylling



Etter deponering og tildekking vil bunnen i deponiområdet fremstå som mindre forurenset enn i dag.

4.3 Utforminger av deponi

Den naturlige avgrensningen til bassenget ved Malmøykalven går på kote -66 m, og bassenget danner et naturlig volum på 391.000 m³. Massene som skal mudres har et gjennomsnittlig naturlig vanninnhold på 95% av tørrstoff, og dette utgjør 780.000 m³ masse. I forbindelse med mudringen vil vanninnholdet i massene kunne øke med mellom 30 – 65 %, avhengig av hvilken mudringsmetode som velges. På grunn av spredningsrisikoen ved utlegging, anbefales det å injisere saltlake i massene, og dette vil gi ytterligere en 5% volumøkning i masser som skal deponeres. Masse-suspensjonen som tilføres bassenget vil på grunn av vanninnblanding øke i volum til mellom 1 mill. og 1.36 mill. m³. Laboratorieforsøk indikerer at etter 3-6 døgn er store deler av de tilførte muddermassene sedimentert. I denne perioden reduseres vanninnholdet i suspensjonen inntil massene har et vanninnhold som er inntil 20% høyere enn massene hadde før oppmudring. Dette betyr at volumet til massene er redusert i forhold til volumet av suspensjonen ved deponering. Bassenget ved Malmøykalven må være tilstrekkelig til å ta i mot inntil 1 mill m³ forurenset masse.

Det naturlige bassenget er ikke tilstrekkelig, og en terskel må etableres i nordøst for å øke vo-

lumet i bassenget tilstrekkelig til at masser fra Oslo havn kan mottas. Etter etablering av en avgrensende terskel (3m høy) har bassenget et areal på 350.000 m² og tilgjengelig oppfyllingsvolum på 1.230.000 m³. Den avgrensende terskelen skal bygges opp av stein og grus og legges på plass via et nedsenket rør. Plassering ved utlegging kontrolleres ved video.

Når bassenget er fylt opp med forurensede sedimenter fra Oslo havn vil deponiet ha en tykkelse på 8 m (fra kote -72,5 til kote -64 m). Skillet mellom oksygenfattige og oksygenrike forhold i vannmassene går ved kote -40.

Etter deponering bør deponimassene ligge åpent i en periode før tildekking, for å oppnå noe konsolidering i massene. Teoretisk er denne effekten liten, men basert på erfaring (spesielt fra USA) tilrådes det å vente så lenge som mulig før tildekking. Det foreslås at deponiet ligger åpent i inntil ett år før tildekking.

I praksis vil mudringen og derved tilførselen av forurensede sedimenter til dypvannsbassenget avsluttes i april. Første dypvannsutskiftning vil tidligst kunne inntreffe i februar påfølgende år. Deponiet kan derfor trygt ligge åpent ut det året mudringen ble avsluttet.

I den perioden deponiet ligger åpent vil det være mulig å fylle andre masser fra Oslofjordområdet

i deponiet. De massene som skal deponeres må ha mest mulig like egenskaper som massene fra Oslo havn.

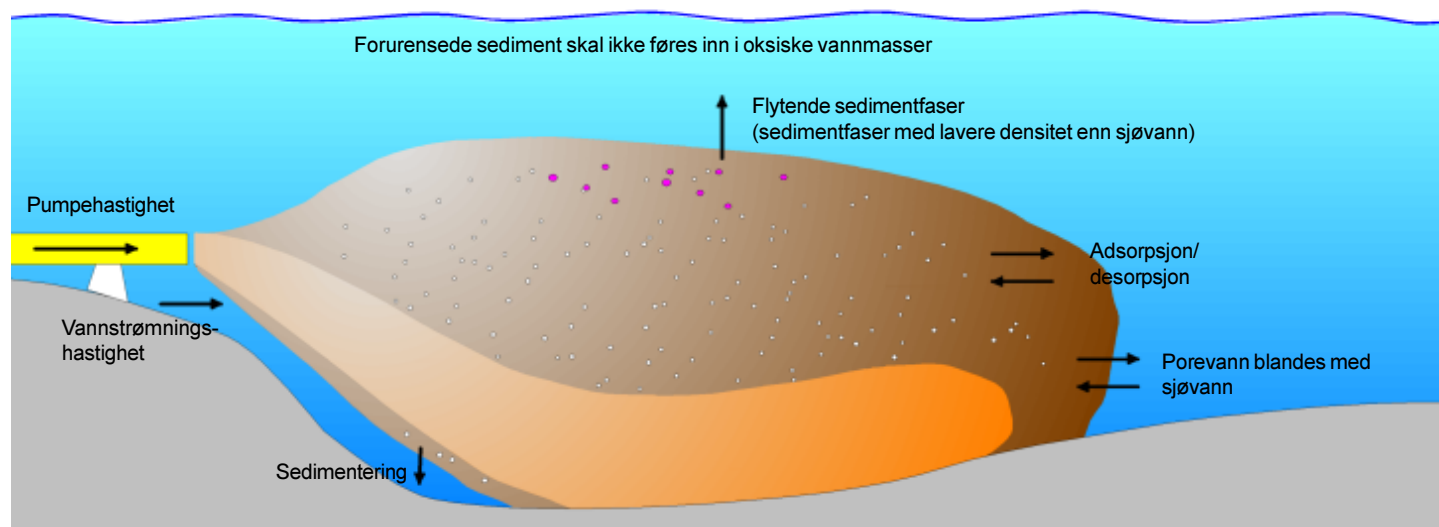
Det er ikke aktuelt å fylle ytterligere forurenset masse etter at deponiet er dekket til.

4.4 Alternative tekniske løsninger

4.4.1 Prosesser i forbindelse med deponeringen

Effekter i forbindelse med tilføring av masser til dypvannsdeponiet er studert og det er funnet at partikkelspredning representerer størst risiko. Dette kan unngås ved minst mulig vanninnblanding under mudring/deponering og ved at massene pumpes ut ved så lav hastighet og så nært fjordbunnen som mulig. Figur 4.5 gir en skjematisk fremstilling av mulige prosesser som kan bidra til spredning av miljøgifter i forbindelse med deponering.

Naturlige tetthetsgradienter i vannsøylen vil hindre vertikal innblanding av vannmassene, og en tilsats av salt til porevann minsker denne effekten ytterligere. Vannmassene ved Malmøykalven skal forbli anoksiske under hele tilføringen av deponimasser. Ved kontroll over de nevnte punktene er det liten risiko for spredning av miljøgifter under deponering.



Figur 4.6: Skissen viser spredningsrisiko forbundet med utlegging av masser i dypvannsdeponi

4.4.2 Deponeringsmetoder

Masser som slippes ubeskyttet gjennom vannmassene suspenderes avhengig av kornfordeling, skjærstyrke og strømforholdene under deponering. Ved mudring vil massen bli tilført noe vann, dvs. den vil være flytende. Dette tilsier at massen vil suspenderes kraftig dersom den slippes fritt, og denne metoden er derfor ikke vurdert som aktuell.

For sedimentmasser hvor vanninnholdet er høyt, kan det være nødvendig med behandling av massene ved et enkelt system for tilsetning av saltlake før deponering. Et mer omfattende system for slik behandling er et prosessanlegg som vil inneholde sortering, kjemisk tilsetning, sedimentasjon og dekantere.

For å unngå utlekking av miljøgifter ved deponering og ugunstig oppvirvling skal det velges en mudringsmetode som gir høyt tørrstoffinnhold, dvs. minst mulig innblanding av vann.

De aktuelle deponeringsmetodene som er vurdert for tilføring av forurensede sedimenter til dypvannsbassenget er beskrevet nedenfor.

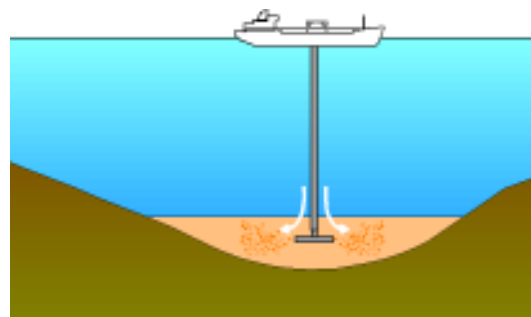
Direkte utløp fra dykket pumperørledning.

Det kan benyttes dykket fallende rørledning med utløp mot bunnen ved deponiet direkte fra mudringsfartøyet. Dette arrangementet kan benyttes både ved mudring og tilknyttet transport ved bruk av av sugemudringsmetoden med kraftig sentrifugalpumpe, ved bruk av deplasepumping, ved pneuma system eller ved augerskrue-metoden med kraftig Pumpe. Posisjonen av røret overvåkes og kan styres m.h.t. horisontal bevegelse. Alle disse mudringsmetodene vil gi en viss innblanding av vann. Effekten av dette kan reduseres og mulig oppvirvling minimaliseres ved tilsetning av saltlake/kjemikalier direkte på rørledningen og ved montering av en spredningsanordning ved utslippet.

Denne deponeringsmetoden er imidlertid vurdert å være noe upraktisk, spesielt med hensyn til å styre utslippet under vann.

Utplassering via senkbart dykket nedføringsrør

Metoden er vist i figur 4.7. Faren for oppvirvling av sedimenter på dumpeplassen er avhengig av den høyden massene slippes fra, samt tettheten til massene. Utslipet skal styres og overvåkes slik at massen hele tiden fordeler seg jevnt i bassenget. Ved bruk av nedføringsrør fra båt skal røret gå så langt ned mot bunn av bassenget som mulig, og hastigheten på massene reduseres ved bruk av en spredningsanordning ved utslippet. Utleggingen styres fra båten både m.h.t. høyde over bunn og horisontal bevegelse. Erfaring og beregninger tilsier at dette er en teknisk sikker og praktisk deponeringsmetode. Deponering via senket rør fra båt gir den mest fleksible og kontrollerbare løsningen.



Figur 4.7: Skisse som viser metode for tilføring av forurensede sedimenter via dykket rør med diffusor til dypvannsbassenget ved Malmøykalven

Utplassering av sediment i geotekstilbager

Sedimentet kan mudres til lektre som fores med geotekstil. Geotekstilbagene heises kontrollert ned til bunnen, og oppvirvling av partikler på dumpeplassen forhindres.

Metoden er godt egnet ved mudring av mindre volumer, og der massen legges på steder der en kan forvente erosjon i massene som følge av strøm og bevegelser i vannet. Metoden er ikke egnet for dette prosjektet pga. uforholdsmessig store kostnader.

4.4.3 Fare for utlekking og spredning av miljøgifter under deponering

Vurderingen er basert på tilgjengelige hydrografiske observasjoner i Indre Oslofjord fra 1962 og frem til i dag, og målte konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter (PCB, PAH og tungmetaller) i porevann og ulike størrelsesfraksjoner av sedimenter i mudringsområdet. I tillegg er det gjennomført utlekkings- og sedimentasjonsforsøk i laboratoriet og et stor-skala forsøk med utpumping av sedimenter fra Bjørvika i en 9 m³ plexiglasstank.

Vurderingen forutsetter 30-65% innblanding av bunnvann under mudringen og utslipp med lavest mulig kinetisk energi så nært bunnen som mulig.

Spredning

Vanninnblandingen under mudringen medfører at massene ved utpumping i Malmøykalven vil være omdannet til en tyntflytende og antatt homogen suspensjon. Tettheten til suspensjonen vil p.g.a. det høye partikkelinnholdet i utgangspunktet være større enn tettheten i dypvannet ved Malmøykalven. Etter utslipp vil den tunge suspensjonen sige ned mot bunnen og spres horisontalt. Store tetthetsgradienter og små hastighetsforskjeller mellom suspensjonen og det omgivende vannet gir minst mulig spredning av partikler til bassengvannet.

Tettheten i suspensjonen langs bunnen avtar når partiklene sedimenter. Fordi tettheten av vannet i mudringsområdet er mindre enn tettheten av vannet i deponiområdet, vil det forurensede vannet ved tilstrekkelig lav partikkelkonsentrasjon få en oppdrift i forhold til det opprinnelige bassengvannet. Resultater fra stor-skalaeksperimentet indikerte at en slik vertikalblanding inntraff ca 18 timer etter utpumping av sediment. På det tidspunktet var 99% av partiklene sedimentert og partikkeltettheten i vannet var i størrelsesorden 10 x bakgrunnsnivået i dypvann fra Oslofjorden. Vertikalblanding vil dempes dersom det er:

1. liten oppdrift i det deponerte vannet (liten påført tetthetsreduksjon) eller
2. sterk sjiktning i dypvannet.

Tilgjengelige overvåkningsdata for Bekkelagsbassenget viser at disse to faktorene vil kunne variere ganske mye i løpet av mudringsperioden. Tetthetsforskjellene mellom mudringsdyp (0-12m) og deponeringsdyp (>40m) er størst om sommeren og minst om vinteren. Mudring i perioden desember-april vil være mest gunstig i forhold til tetthetsreduksjon.

Sjiktningen i deponiområdet har vært overvåket i ca 20 av årene etter 1962. De fleste av disse årene har sjiktningen vært relativt god i perioden september-januar, noe svakere i februar og er dårligst i perioden mars-mai. Svekkelsen utover våren skyldes at det i denne perioden ofte forekommer innstrømninger av saltere og tyngre vann over terskeldyp. Ved oppstart september-oktober vil akkumulasjon av oppdrift uheldigvis være størst nettopp i den perioden sjiktningen i dypvannet er svakest og naturlige vannutskiftinger oftest forekommer.

Den tetthetsreduksjon som påføres dypvannet ved antatt deponering i perioden oktober-april og hhv. 30 og 65% vanninnblanding under mudringen, er gitt i tabell 4.1. Ved innblanding til 40 m (1m over største terskeldyp) vil forventet akkumulert tetthetsreduksjon ved slutten av operasjonen være mellom 0,013 og 0,068 sigma-t enheter. I et normalår vil dypvannet tåle noe større tetthetsreduksjoner (0,10-0,22) i perioden frem til februar, men sjiktningen er svakere. I et av fire år ble det observert tålegrenser under 0,01 i perioden mars-mai.

Mot slutten av deponeringsperioden vil det derfor være en betydelig risiko for at vann fra tilstøtende fjordområder vil strømme inn over terskeldyp og bytte ut dypvann som er påvirket av mudringsmassene. Spredning av forurensning til tilstøtende fjordområder ved en slik vannutskifting vil være bestemt av hvor store mengder miljøgifter som finnes i dypvannet på det aktuelle tidspunktet.

Over terskeldyp er sjiktningen sterkere og det er liten fare for innblanding av påvirket dypvann til overflatelaget (over 30 m dyp).

Beregningene forutsetter vannmasser uten vesentlige bidrag til tetthet fra suspenderte partikler. Partiklene vil motvirke tetthetsreduksjonen, men tabell 4.1 viser at tetthetsbidraget fra et i forurensingssammenheng høyt partikkelinnhold på 10 mg/l (tilsvarende ca 0.007 sigma-t enheter) ikke vil redusere faren for vertikalblanding vesentlig. Forsøk som er utført har imidlertid vist at høye partikkelkonsentrasjoner vil være avgrenset til dyp under utslippspunktet, og at partikkelinnholdet vil avta raskt etter utslippet. I tankforsøket avtok partikkelkonsentrasjonen i vannet til mindre enn 10 mg/l ca. et døgn etter utpumping av sediment. Etter ca en uke var konsentrasjonene nede i ca 3 mg/l (2-3 x bakgrunnsnivå) og fremdeles avtagende. Ved en eventuell vannutskifting under deponeringen er det ikke grunnlag for å forvente at midlere partikkelinnhold i dypvannet i Bekkelagsbassenget vil være vesentlig høyere enn dette.

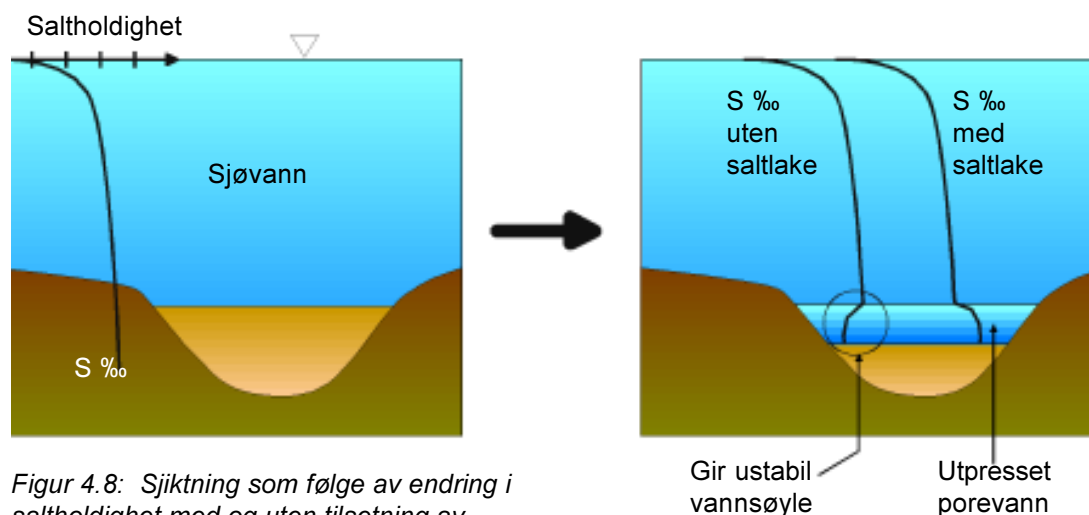
Beregningene viser at for å unngå vertikalblanding av forurenset vann til dyp over terskelnivå må en øke tettheten i vannet som deponeres sammen med sedimentene, eller eventuelt styrke sjiktningen i bassengvannet. Dette gjøres ved å injisere saltlake i mudringsmassene eller i bassengvannet før eller under deponeringen. En slik behandling vil i tillegg bidra til å sikre stagnasjon og oksygenfrie forhold i bassenget i et forlenget tidsrom etter at deponeringsoperasjonen er avsluttet, og bidra til ytterligere retensjon av gjenværende miljøgifter ved felling og adsorpsjon til synkende partikler.

Sjiktningen skal overvåkes før og under selve operasjonen og saltinjeksjon foretas på grunnlag av disse målingene. Dersom sjiktningen er god det året operasjonen startes, vil det være mindre behov for tilsetning av salt enn dersom sjiktningen er dårlig.

Saltsammensetningen skal være mest mulig lik den naturlige sammensetning av sjøvannet. Maksimalt behov er anslått til ca 15 000 tonn salt. Dersom dette blandes jevnt opp til kote-

Tabell 4.1: Tetthetsreduksjon (sigma-t) ved full innblanding av overskuddsvann uten partikler 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



Figur 4.8: Sjikning som følge av endring i saltholdighet med og uten tilsetning av saltlake

63m (terskeldyp for deponiområdet) fås en tetthetsøkning på ca 1 sigma-t enhet. Dette tilsvarer mer enn det dobbelte av maksimal tetthetsreduksjon forventet i hht. tabell 4.1. Behovet kan bli vesentlig lavere dersom forholdene er gunstige det året deponeringen gjøres.

Utlekking og vannkvalitet

Miljøgifter er bundet til partikler. Det viktigste under deponeringen er derfor å unngå oppvirvling og spredning av partikler fra de mudrete massene. Utlekking fra partikler til vannfasen forekommer dersom partiklene fortynnes i lite forurensede vannmasser. En liten mengde forurensede partikler kan forurense en stor vannmasse. I hvilken grad dette vil skje vil være avhengig av flere faktorer, bl.a. de enkelte forbindelsenes kjemiske egenskaper, hvor stor fortynningen er og hvor lang eksponeringstid partiklene har i vannmassen.

Påviste miljøgifter i sedimentene som skal deponeres:

- PCB (polyklorerte bifenyl) mobiliseres til vannfasen i svært liten grad og det er ikke observert målbare mengder i porevann eller i eksperimentelle prøver med lavt partikkelinnhold. Risiko for utlekking av PCB i deponeringsområdet er derfor liten.
- Kvikksølv (Hg) er også sterkt knyttet til partikler både i oksisk (oksygenholdig) og anoksisk (oksygenfritt) vann. Porevann fra Bjørvika inneholdt noe kvikksølv (Hg). Hydrogensulfid i vannmassene i deponeringsområdet er en effektiv felle for dette og andre metaller. Risiko for utlekking av Cd (kadmium) og Zn (sink) er liten dersom det opprettholdes et anoksisk vannmiljø i deponeringsområdet. Mobiliseringspotensialet vil øke ved deponering i vannmasser med lite hydrogensulfid.
- Bly (Pb) og kopper (Cu) er ofte knyttet til organisk materiale. Både porevann fra sedimenter i Bjørvika og vannprøvene fra storskalaforsøket var betydelig forurenset av disse to metallene, og utlekkingsforsøkene viste betydelig mobilisering av kopper. Resultatene fra storskalaforsøket indikerte imidlertid at 90-100% av restinnholdet av disse to metallene var knyttet til langsomt synkende sedimentrester i karet. Spredningspotensialet for Pb og Cu vil derfor være begrenset sammenlignet med Cd, Zn og Ni, der tilsvarende beregninger viste at fra 80% helt ned til 10% av restinnholdet var bundet til partikler.
- PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) ble påvist både i porevann, filtrert

vann fra utlekkingsforsøk og vann fra storskalaforsøket seks dager etter utpumping. Typiske konsentrasjoner varierte fra 50 til 300 ng/l der omtrent halvparten var tilstede i løst form. Av de undersøkte miljøgiftene synes PAH å være den komponenten som representerer størst risiko i forhold til utlekking og spredning i anoksiske vannmasser. Det avgjørende for hvor mye som vil lekke ut er graden av oppvirvling og fortykning av suspensjonen etter utpumping ved bunnen.

Innblanding av saltlake vil bidra til å forlenge oppholdstiden av forurensede vannmasser i Bekkelagsbassenget, og derved redusere faren for spredning av miljøgifter til tilstøtende fjordområder. Biologisk nedbrytning bidrar til fjerning av nedbrytbare forbindelser, f.eks. *pyren* som utgjorde en vesentlig andel av utlekket PAH.

Konklusjoner

Tetthetsreduksjonen som oppstår i dypvannet i forbindelse med deponeringen, medfører økt fare for vannutskifting under deponering og spredning til områder utenfor Bekkelagsbassenget. Det er imidlertid liten fare for innblanding av påvirkede vannmasser til dyp over 30 m.

Tetthetsreduksjon unngås ved minst mulig vanninnblanding under mudring og en samtidig injeksjon av saltlake. Dette vil øke stabiliteten i dypvannet, redusere mobilisering av miljøgifter ved oppvirvling og resultere i en forlenget stagnasjonsperiode og økt binding av tungmetaller.

For å redusere oppvirvling og utlekking av miljøgifter fra forurensede partikler, er det viktig at massene legges ut så nær bunnen som mulig og med lavest mulig kinetisk energi.

Forutsatt at mudring og deponering utføres som beskrevet, og at større vann-innstrømninger over terskelen ved Drøbak varsles slik at deponeringsarbeidene kan stanses under en eventuell utskifting av dypvannet i deponerings-

området, forventes ingen vesentlig spredning av miljøgifter fra de deponerte massene til områder utenfor Bekkelagsbassenget.

4.4.4 Deponiets stabilitet

På grunn av den lave skjærstyrken i sjøbunnen på deponistedet må deponiet fylles opp forsiktig for å unngå brudd.

Massene som skal deponeres kan sammenlignes med leire i fysiske egenskaper. Skjærstyrken til massene målt etter sedimentasjonsforsøk i laboratoriet viser at den er vanskelig målbar (0,2-0,5 kPa). Ved deponering vil massene ha et vanninnhold inntil 20% over normalen som er mellom 50 og 120% av tørrstoffinnhold.

Deponiet er mest ustabil under og like etter utleggingen av massene, og små brudd kan forekomme

Massene skal fylles i et basseng og det er derfor ingen fare for utglidninger og ras i selve deponiet. Massene har stor kompressibilitet, og ved en pålasting vil det bli relativt store setninger i massene. Størst setninger vil det bli der mektigheten av deponilaget er størst. Forsøk som er utført har vist at et deponi med 5 m muddermasser vil få setning på 1 m, dersom det dekkes med 0,5 m masse.

4.4.5 Tildekking av deponiet

Etter at de 780.000 m³ forurensede massene fra Oslo havn er tilført deponiet, skal massene dekkes til for å:

- Hindre forurensningstransport til vannmassene
- Bidra til en fysisk stabilitet av deponiet
- Fysisk hindre kontakt med bunnlevende organismer som eventuelt i fremtiden kan etablere seg dersom det blir oksiske forhold.

Dimensjonering av tildekkingslaget og typen masse som skal brukes avhenger av:

- Strømforhold
- Gravedybde for levende organismer
- Bindingsevne for løste miljøgifter
- Kornfordeling/permeabilitet i deponimassen

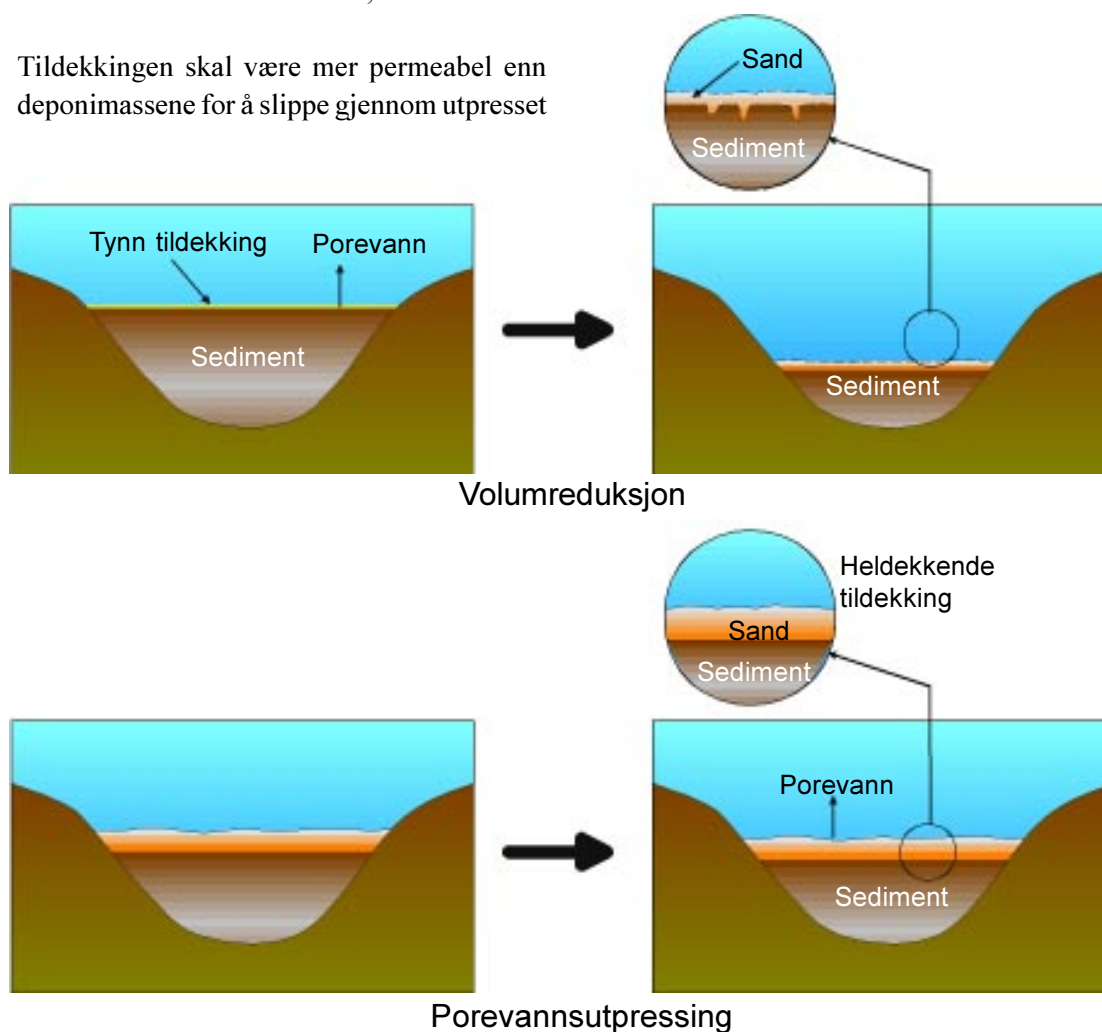
På Malmøykalven er strømhastigheten under normale forhold så lav at det ikke påvirker dimensjoneringen av tildekkingen. Under en dypvannsutsiftning øker den noe. Dette kan kompenseres for enten ved å bruke noe mer silt i sanden, eller bruke grovere sand i de øverste 10 cm av tildekkingen. Det lever ingen dyr ved Malmøykalven i dag, men for å være forberedt på liv i fremtiden anbefales 0,5 m overdekning. Kapasiteten for å binde og holde tilbake miljøgifter i et jordvolum øker med den spesifikke overflaten på kornene i massen. Dette arealet øker med økt andel av finstoff, dvs. silt.

Tildekkingen skal være mer permeabel enn deponimassene for å slippe gjennom utpresset

porevann ved setninger og evt. gass som kan dannes. Dette tilsier at det bør brukes sand med noe innhold av silt (10-15%). Porevolumet i denne sanden vil være 40%.

Deponimassenes høye kompressibilitet tilsier at de av hensyn til konsolidering ligger uten tildekking en periode. En umiddelbar tildekking av deponiet vil kunne gi et dekklag som ikke fungerer optimalt, siden det er mulig at forurenset sediment danner gjennombrudd til overflaten på dekklaget eller at rene og forurensete masser blandes.

Deponiet bør allikevel stabiliseres ved å legge et tynt lag med sand over umiddelbart etter at deponiet er fullført. Etter konsolidering fylles sandmasser på i tynne lag à 10 cm tykkelse.



Figur 4.9: Prosesser i deponiet i forbindelse med tildekking (som volumreduksjon og porevannsutpressing)

Det kan også vurderes å bruke lettklinker eller geotekstilduk til dette formålet. Geotekstilduk hindrer blanding av massene, men utleggingen kan være en komplisert operasjon på dette vandedypet (> 60 m).

Tilføring av dekklag

Metoder for å tilføre dekklaget:

- Utpumping i rør fra lekter, med eller uten utslippsanordning
- Utpumping fra selvgående fartøy, med eller uten utslippsanordning
- Direkte utslipp i vannmassene

Ved Malmøykalven er alle de nevnte metodene egnet for tilføring av dekklaget, men det anbefales at det brukes en metode der minst mulig av vannsøylen påvirkes.

Den øverste delen av sanden bør være noe grovere enn den underliggende. Dette har til hensikt å forhindre erosjon av dekklaget.

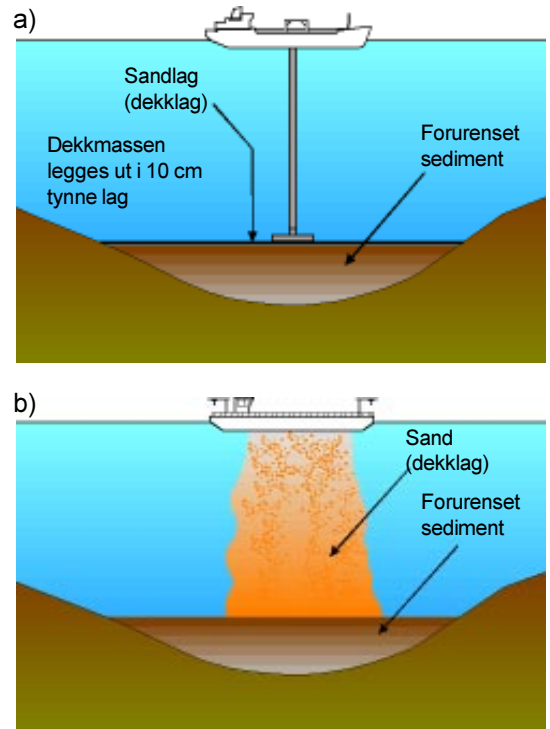
Utpressing av porevann

Ved tildekking vil porevann presses ut av sedimentene.

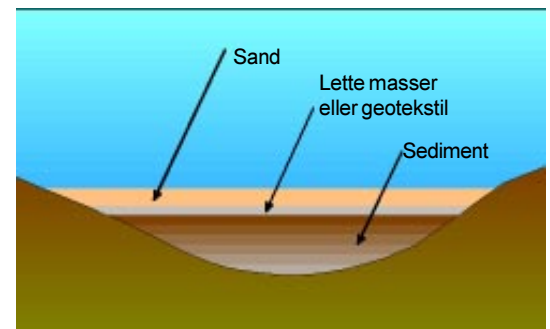
Utpresset porevann fra år 1-10 vil utgjøre ca. 170.000 m³, og dette vannet vil inneholde en del miljøgifter, men vil representere et betydelig mindre volum enn det som påvirkes av spredning av partikler i forbindelse med utlegging av deponimasser. Konsentrasjonen av miljøgifter i porevannet vil også bli redusert som en følge av dekklagets evne til å binde miljøgifter.

Gassdannelse

Massene som skal deponeres inneholder betydelige mengder organisk karbon. Når forholdene ligger til rette, kan dette karbonet omdannes til gass. Typen gass som dannes bestemmes av hvilket oksydasjonsmiddel som er tilgjengelig i massene. Ved tilgang på oksygen omdannes organisk karbon til CO₂, som har



Figur 4.10 a) og b): Ulike metoder for tilføring av dekkmasser



Figur 4.11: Snitt av deponiet etter tilførsel av dekkmasser.

meget god oppløselighet i sjøvann. CO₂ vil ikke danne gasslommer så lenge det er en viss mulighet for bevegelse av porevann ut av massene.

Når oksygenet er brukt vil det i marine miljøer være SO₄²⁻ som er det neste oksydasjonsmiddelet som er tilgjengelig i store mengder. Organisk materiale omdannes til CO₂ (karbondioksyd), mens SO₄²⁻ omdannes til sulfid (H₂S). H₂S er en giftig og illeluktende gass, men også denne er meget løselig i vann. Store mengder sulfid vil dessuten bindes i sedimentet som metallsulfider. Det er derfor lite sannsynlig at det vil dannes gasslommer med ren H₂S.

Når SO_4^{2-} er oppbrukt vil omdanning av organisk karbon fortsette som spalting til CO_2 og CH_4 . Prosessen kalles metanogenese. Metan (CH_4) er relativt lite løselig i vann og omdanningen av organisk materiale i marine sedimenter kan derfor gi metanmengder som overskrider løseligheten i porevann. Det er en risiko for at metanogenesen kan føre til en dannelse av gassbobler i deponert sediment.

Massene som skal deponeres ved Malmøykalven har et gjennomsnittlig innhold av organisk karbon (TOC) på ca 2,7% av tørrvekten, og vanninnholdet er i snitt 95%.

Dannelse av gass kan forårsake følgende problemer:

- Volumendringer
- Dannelse av åpninger i tildekkingen ved frigivelse av gassbobler
- Løsrivelse og spredning av miljøgifter sammen med store gassbobler fra deponiet
- Gass til vannoverflaten

Mekanismene styres av dannelseshastigheten og transporthastigheten av gass i deponiet. Ved å anta en kraftig gassdannelse i hele deponiets mektighet på 9 m kan en få maksimum metanproduksjon på 97 milligram CH_4/m^2 . Det er sannsynlig at en stor del av det organiske materialet har ligget i havnebassenget i inntil 100 år allerede. Det er derfor rimelig å anta at store deler av det organiske materialet som fremdeles er tilstede i sedimentet er vanskelig nedbrytbart, og derfor vil ha en betydelig lavere omsetningsrate. De beregnede mengdene gass 97 mg er mange ganger løselige i 1 m^3 sjøvann og vil derfor ikke skape gassbobler på overflaten hvis gassen slippes ut jevnt. Det er imidlertid viktig at deponiet kan drenere gassmengden som dannes, slik at det ikke blir store opphopninger av gass i deponiet.

Gass kan transporteres ved diffusjon, adveksjon av vannopløst gass, adveksjon av gass og utslipp i form av gassbobler. Massene som skal deponeres ved Malmøykalven er mettet med vann, og gass vil derfor transporteres ved dif-

fusjon og gjennom adveksjon av vann med oppløst gass. Metan er lite løslig i vann og disse transportmekanismene gir derfor relativt lav transporthastighet av metan. På grunn av den store vannmetningen i massene er det lav permeabilitet for fri gass i massene, og det vil derfor ikke være noen betydelig transport av fri gass ved adveksjon i de deponerte massene. Deponiet må ha tilstrekkelig permeabilitet for fri gass. Denne permeabiliteten kan oppnås ved å installere dren i deponiet. Metangass reduseres i sulfatreduserende lag, og i naturlige sedimenter er det som regel et slikt lag over det laget der metangassen dannes. Dette vil ikke være tilfellet i et kunstig deponi, der massene er omrørte. Sulfat i sjøvannet vil tilføres over dekkmassene og det vil etableres en sone med sulfatreduksjon over eventuell metanogenese. Dette indikerer at det ikke vil være fare for ukontrollert drenasje av gass fra massene.

Erfaringer fra Palos Verdes-prosjektet i USA.

Utenfor Palos Verdes-halvøyen ved Los Angeles i USA har det vært utslipp fra en plantevernbedrift over lang tid. Sjøbunnen er sterkt forurenset av DDT. Vanddypet ved lokaliteten var ca. 80 m, noe som gjorde fjerning av sedimentene via mudring vanskelig. For å hindre spredning av forurensning ble tildekking valgt som den beste løsningen, og høsten 2000 ble det utført et pilot prosjekt der deler av området ble tildekket med den hensikt å teste ut utstyr og metoder. Prosjektet ved Palos Verdes er det dypeste tildekkingsprosjektet som er utført. Det er store likheter mellom dette prosjektet og den forestående tildekkingen av dypvannsdeponiet ved Malmøykalven.

Prosjektet fant følgende kriterier relevante i design av en tildekking av forurensning i marint miljø: kjemisk adveksjon, bioturbasjon, diffusjon og degradering, konsolidering, erosjon/sedimentasjon, seismisk aktivitet og operasjonelle faktorer. Dette er i tråd med de vurderinger som er gjort for Malmøykalven.

Palos Verdes-prosjektet gir følgende viktig informasjon til tildekkingen av deponiet ved Malmøykalven:

- Dekklaget må minst ha tykkelse 45 cm for å være totalt isolerende
- Dekklaget vil ikke være utsatt for utrasing/brudd dersom det bygges med helning mindre enn 5 grader
- Dekklaget må være erosjonsbestandig i forhold til den strømhastighet en kan forvente på stedet
- Dekklaget kan best tilføres gjennom en åpen lekter eller ved pumping via rør til bunnen fra transportfartøy
- Dekklagets fysiske oppbygging og tykkelse bør verifiseres etter utlegging, i tillegg til at modellering av erosjon og kjemisk diffusjon gjennom dekklaget bør utføres

Modellering ved diverse PC-baserte modeller har vist at det ikke er noe problem å dekke til deponimasser og å skaffe et dekklag som er tilstrekkelig for å hindre spredning fra forurensning. Det er også utført tildekkingsprosjekter i USA på grunnere vann i Boston harbour og i Portland Maine.

4.5 Kostnader

Det er gjort overslagsvurdering av budsjettmessige kostnader for de forskjellige aktuelle tekniske løsningene for opprydding av de foru-

rensede sedimentene. Kostnadene er oppsummert som nominelle priser nedenfor og omfatter mudring, transport og deponering inklusive entreprenørens kostnad knyttet til beredskap og overvåking direkte knyttet til arbeidsoperasjonene. Dessuten er det tatt med faste kostnader på NOK 1,4 mill. knyttet til et overvåkningsprogram for å undersøke miljøendringer på kort og noe lenger sikt som følge av oppryddingstiltaket. Det er i kostnadsoverslaget regnet med en tilsetning av saltlake eller et tilsvarende kondisjoneringmiddel til NOK 220 pr. m³ mudret masse. Det er for øvrig i kostnadsoverslaget benyttet et volum på 780.000 m³ av forurensede sedimenter og ikke regnet med kostnader knyttet til tilleggs volum som følge av mulig innblanding av vann.

I tillegg er realistisk kapasitet for de forskjellige tekniske løsningene angitt sammen med antatt tidsforbruk for gjennomføring av hele oppryddingstiltaket. Det er her regnet med døgkontinuerlig drift for fem dagers uke i høst- og vinterperioden mellom september og april.

Arbeid for tildekking av deponiet er ikke tatt med i oversikten. Med bruk av 10 cm tykk porøs lettklinker eller lignende over hele deponioverflaten er kostnadene NOK 65 / m². Kostnader for utlegging av sand vil være i størrelsesorden NOK 60-70 / m³. Utlegging av geotekstilduk over deponerte muddermasser før utlegging av sand vil koste i størrelsesorden NOK 80-120 m².

Tabell 4.2: Oversikt over kostnader og tidsforbruk for ulike deponeringsløsninger.

Metode	Mudring med transport i rørledning og deponering via dykket nedføringsrør	Mudring med transport i dykket rørledning med direkte deponering på bunnen	Mudring med transport på lekter og deponering via dykket nedføringsrør	Mudring med transport på lekter og deponering via tette poser	Mudring og deponering med selvgående og selvlossende lastefartøy.
Kapasitet m ³ / time	50-300 m ³ tørr masse / time	50-300 m ³ tørr masse / time	200 m ³ tørr masse / time	200 m ³ tørr masse / time	500 m ³ tørr masse / time
Tidsforbruk	10 mnd	10 mnd	16 mnd	20 mnd	5 mnd
Kost pr. m ³	NOK 80 / m ³	NOK 85 / m ³	NOK 77 / m ³	NOK 255/ m ³	NOK 100 / m ³
Total kost	80 mill NOK	85 mill NOK	77 mill NOK	255 mill NOK	100 mill NOK

4.6 Tidsplaner for gjennomføring

Gjennomføringen av tiltaket omfatter følgende arbeidsoperasjoner, hvor flere vil utføres parallelt:

- Mudring
- Transport
- Tilførsel av masser til deponi
- Avslutning av deponi
- Sluttkontroll
- Overvåkning

Mudring, transport og tilførsel av masser til deponi

Hele prosessen kan ta mellom 5 til 20 måneder. Dette er avhengig av valgt metode, døgnkontinuerlig drift samt at det ikke oppstår hindringer, som for eksempel utstyrssvikt.

Det er ikke forbud mot mudring i Oslo havn i sommersesongen, men dog lite ønskelig. Ved en opprydding bør dette kunne tillates i sommersesongen, eventuelt utelukke kontinuerlig drift av arbeidsoperasjonen dersom en velger et av alternativene med høyest krav til tidsforbruk.

Avslutning av deponi:

Tilføring av hele dekklaget kan ikke gjennomføres samtidig, og en periode der deponimassene får tid til å sedimentere og stabilisere seg er å anbefale, ca. 10 måneder til ett år. Tilføringen av dekklaget vil ikke være en tidkrevende prosess.

Det kan oppstå uforutsette hendelser i forbindelse med mudringen, transporten og tilførselen av masser til deponiet, som vil ha en innvirkning på tidsplanen. Dersom det skulle oppstå en situasjon der det ikke viser seg mulig å kunne gjennomføre hele denne operasjonen en høst- og vintersesong, bør deponiet tilføres et tynt dekklag inntil arbeidene kan starte igjen. Dette vil maksimalt dreie seg om ca. 5 måneder.

Sluttkontroll

Denne utføres i forbindelse med avslutning av arbeidene.

Overvåkning

I forbindelse med gjennomføringen av arbeidene skal det gjennomføres et overvåkningsprogram. Det er også designet et overvåkningsprogram som vil strekke seg over en lengre periode.

4.7 Konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn

Støy

I forbindelse med arbeidene vil fartøyene som brukes gi noe ekstra støybelastning i forhold til dagens situasjon i deponiområdet. Dette gjelder spesielt ved bruk av lekter til transport og dumping, samt transport av massene i selvgående fartøy.

Vannkvalitet

Utslipp til vann i forbindelse med deponeringen er beskrevet i kapittel 4.4.3.

I forbindelse med deponeringsprosessen er det beskrevet avbøtende tiltak for å hindre spredning av miljøgifter, og injeksjon av saltlake i deponiområdet er et vesentlig tiltak. Deponeringsperioden strekker seg over 8 måneder og dersom forholdene tilsier det, kan det i denne perioden bli tilført saltlake for å hindre tetthetsreduksjon i vannmassene og opprettholde sjiktninger i vannmassene. Tilsetning av saltlake vil i en kortere periode bety en forringelse av vannkvaliteten på bunnen under sprangsjiktet (utover det normale), som etter avsluttet tiltak relativt raskt vil tilbakeføres til det normale.

Før tildekking

I den perioden deponiet ligger åpent er det normalt ikke fare for spredning av forurensning, pga. lav strømhastighet i området. Hvis en dypvannsutskiftning skulle skje mens deponiet

ligger åpent er det noe sannsynlighet for oppvirvling av sedimenter.

Etter tildekking

Spredning av miljøgifter gjennom dekklag vil hovedsakelig kunne forekomme gjennom diffusjon. Dette er en langsom transportmekanisme, som forutsetter store konsentrasjonsforskjeller mellom porevannet og vannet over sedimentet. Løseligheten til organiske miljøgifter i vann er liten, og målte konsentrasjoner i porevann er oftest lave. Den diffusive transporten blir dermed liten, og representerer ikke noen vesentlig fare for spredning av miljøgifter i form av oppløste stoffer.

Resultater fra et pågående forskningsprosjekt med ulike typer og tykkelser av dekklag, vil gi et bedre grunnlag for valg av masser med optimale egenskaper i forhold til tilbakeholdelse av miljøgifter.

Dypvannsutsiftninger skjer som regel på sen vinteren og varer vanligvis i noen uker. Deponering av forurensede sedimenter skal ikke gjennomføres under en dypvannsutsiftning, og ved Drøbak er det satt ut strømmålere som brukes i varslingen av en forekommende dypvannsutveksling. Deponeringen kan da stoppes dersom en dypvannsutsiftning skulle inntreffe.

Dersom det skulle oppstå oksiske forhold i deponiområdet som en direkte følge av en dypvannsutsiftning i fremtiden, vil dette kunne bidra til at det reetableres bunnfauna. For å motvirke bioturbasjon (at bunnorganismer skal kunne komme i kontakt med forurensede sediment) skal deponimassene dekket med rene masser i tykkelse ca 0,5 m.

Miljøgifter i organismer

Fisk og skalldyr i store deler av indre Oslofjord viser forhøyede verdier av miljøgifter. Flytting av forurensede sedimenter fra grunne områder rik på oksygen til oksygenfrie områder der det ikke finnes organismer vil gi positive resultater, ved at miljøgiftinnholdet reduseres.

Deponi og prosesser i deponiet

Det er en viss fare for dannelse av gasser som CH_4 og H_2S i deponier, men dette vil ikke ha noen negative konsekvenser for miljøet så lenge de forurensede massene overdekkes med permeable dekkmasser.

Naturressurser og samfunn

Tiltaket berører ingen verneområder, det vil ikke ha noen konsekvenser for marine dyr, eller utøvelse av kommersielt fiske. Det har ingen langtidskonsekvenser for friluftsliv og rekreasjon.

I forbindelse med gjennomføringen av tiltaket kan det bli aktuelt å stenge av området for øvrig skipstrafikk og aktivitet. Dette har ingen andre konsekvenser enn at det blir til sjenanse (irritasjon) for eventuelle brukere.

Det skal utarbeides en reguleringsplan for deponiet. Det kan bli ankringsforbud i området, restriksjoner på kabelutplassering og fremtidig dumping av masser i området.

Det anbefales ikke å bruke deponiområdet som generelt dumpefelt, verken i tiltaksfasen eller senere. Tilstøtende områder kan imidlertid fortsatt benyttes til dumping..

Kulturminner

Tiltaket kommer ikke i konflikt med marine kulturminner, kfr. uttalelse fra Norsk Sjøfartsmuseum.

4.7.1 Datagrunnlag og metodikk

I beskrivelsene av konsekvensene er det benyttet feltdata angående effekt på organismer og historikken til området. Innsamlet materiale er benyttet i gjennomføringen av laboratorietester og storskala forsøk ved NIVAs forsøksstasjon ved Solbergstrand. Forholdene i mudringsområdet vil variere lokalt og representativitet for materialet benyttet i forsøkene er et problem. De fleste av laboratorietestene ble utført med sedimenter fra tre ulike lokaliteter innenfor mudringsområdet. Storskalaforsoeket ble utført

to ganger med sediment fra samme lokalitet, men med ulikt vanninnhold.

Alle slutninger som er trukket på grunnlag av det eksperimentelle arbeidet er grundig vurdert, i forhold til resultater fra andre tester og tilgjengelig kunnskap om miljøgifter og de prosesser som påvirker dem.

Massene kan fjernes dersom det skulle vise seg strengt nødvendig ut fra et miljøhensyn, men kostnadene vil være høye og miljøgevinsten med en slik operasjon må være svært høy.

Overvåkning

Det skal utarbeides program for overvåkning, både i forbindelse med tiltaksarbeidene og overvåkning av området.

4.8 Risikovurdering, beredskap og avbøtende tiltak

Fare for uhell og konsekvenser av uhell

Uhell er stort sett forbundet med utslipp av forurensete masser til overflatevann som en følge av uhell med utstyr som benyttes i mudring, transporten og ved overføringen og tilførsel av forurenset masse til deponi. Partikler som slipper ut i overflaten kan lokalt gi kortvarig økt partikkelinnhold og blakking.

Beredskap

Den operatøren som blir valgt til gjennomføring av prosjektet (mudring, transport og deponering) er ansvarlig for å utarbeide en beredskapsplan som beskriver handlinger for å begrense konsekvensene av uhell med utstyr.

I forbindelse med deponeringen skal det avleses resultater fra strømmåler ved Drøbak. Denne gir informasjon om forhold som viser om det er en dypvannsutskiftning på gang. På denne måten vil det gi mulighet for å iverksette tiltak og evt. stoppe deponeringen.

Avbøtende tiltak

Følgende avbøtende tiltak er aktuelle:

- Stopp i mudringen
- Stopp i deponeringen
- Utplassering av siltskjørt rundt tiltaksområdet
- Øke injeksjonen av saltlake

Tiltakets reversibilitet

Dette er i prinsippet et ikke-reversibelt tiltak.

