



O-92203

Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensete masser i det marine miljø

Fase 3: Oppdatert kunnskapsstatus og
fremtidsperspektiver

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-92203	Undemr.:
Løpenr.: 2870	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 3. Oppdatert kunnskapsstatus og fremtidsperspektiver.	Dato: Trykket: 1. april 1993 NIVA 1993
	Faggruppe: Marin økologi
Forfatter(e): Jens Skei	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: Opplag: 29 100

Oppdragsgiver: Norsk Hydro a.s. Forskningscenter, Porsgrunn	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:
Kunnskapsstatus vedrørende miljøeffekter av mudring og dumping av forurensede sedimenter er presentert. Forutsatt at tekniske anordninger for å hindre spredning av forurensede partikler fra mudre- og dumpested tas i bruk vil mudring og dumping i liten grad innvirke på vannkvaliteten med unntak i en kort periode på noen timer. Den alvorligste miljøeffekten er knyttet til akkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr og spredning til fisk og skalldyr.
Rapporten gir også en oversikt over hvilken teknologi som er anvendt internasjonalt med hensyn til mudring og dumping. Mekanisk grabb-mudring og siltskjørt brukes mest hvis massene skal deponeres i det akvatiske miljø, mens hydrauliske metoder brukes i forbindelse med deponering på land eller i innspuntede områder.

4 emneord, norske

1. Mudring
2. Dumping
3. Kunnskapsstatus
4. Frierfjorden

4 emneord, engelske

1. Dredging
2. Dumping
3. State-of-the-art
4. Frierfjorden

Prosjektleder

Jens Skei

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2294-4

Norsk institutt for vannforskning

O-92203

**Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av
forurensede masser i det marine miljø**

**Fase 3: Oppdatert kunnskapsstatus og
fremtidsperspektiver**

Oslo,

1. april 1993

Prosjektleder:

Jens Skei

INNHOOLD

SIDE

FORORD	3
SAMMENFATNING	4
1. MÅLSETTING	6
2. BAKGRUNN	7
3. KUNNSKAPSSTATUS VEDRØRENDE MILJØEFFEKTER	8
4. KUNNSKAPSSTATUS VEDRØRENDE MUDINGS- OG DUMPINGS- TEKNOLOGI	12
5. DAGENS PRAKSIS I NORGE	18
6. DAGENS PRAKSIS I USA	20
7. OVERVÅKING	25
8. FREMTIDSPERSPEKTIVER	26
9. REFERANSER	28

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av Norsk Hydro a.s. Forskningscenter Porsgrunn å utarbeide en oppdatert status på kunnskapen om miljøeffekter knyttet til mudre- og dumpeaktiviteter og hvilken best tilgjengelig teknologi (BAT) som nå finnes for å redusere miljøeffektene.

NIVA er spesielt bedt om å ta utgangspunkt i Norsk Hydros kunnskapsbehov i forbindelse med fremtidige mudringer i Grenlandsområdet.

Arbeidet bygger på fase 1 og 2, litteraturstudier og en studiereise til USA. Bente Jarandsen har vært Norsk Hydros tekniske saksbehandler i prosjektet og deltok også på studiereisen.

Oslo, 1. april 1993.

*Jens Skei
prosjektleder*

SAMMENFATNING

Rapporten oppsummerer tilgjengelig kunnskap om miljøeffekter av mudring og deponering av forurensede sedimenter, samt kunnskapsstatus vedrørende best tilgjengelig teknologi for å redusere miljøeffektene. Rapporten gjenspeiler dagens praksis og holdninger i USA, basert på en studiereise og nye erfaringer i Norge.

Dette gir grunnlag for følgende sammenfatning :

Mudring

- *Sedimenter forurenset av miljøgifter er et potensielt problem og må behandles forskjellig fra uforurensede sedimenter.*
- *Ved fysisk forstyrrelse av forurensede sedimenter (f.eks. ved mudring) skjer det en spontan frigivelse av de fleste typer miljøgifter (tungmetaller og organiske stoffer) og en spontan reabsorpsjon til partikler. Det innebærer at eksponeringen av løste miljøgifter overfor organismer er kortvarig (timer, dager).*
- *Oppholdstiden av partikler i vannmassen som virvles opp som følge av mudring, er kort på grunn av resedimentering. Det gjelder spesielt partikler som befinner seg under sprangsjiktet.*
- *Det er viktig å hindre spredning av forurensede partikler fra mudrestedet. Dette kan best forhindres ved å bruke siltskjørt rundt mudrestedet. Skjørtet bør være så dypt som teknisk mulig og bør minimum være dypere enn sprangsjiktet.*
- *Bruk av mekanisk mudring (grabb) er å foretrekke fremfor hydraulisk mudring (sugemudring), selv om sugemudring gir mindre oppvirvling på mudrestedet. Det skyldes de store mengdene med vann som må tas hånd om ved sugemudring.*

Dumping/deponering

- *Deponering av miljøgiftigholdige muddermasser på land er lite miljøvennlig på grunn av risiko for forurensning av grunnvann, tilførsler til atmosfæren av flyktige miljøgifter og tilbakeføring til det marine miljø via dreisvann.*
- *Deponering i avspuntede områder i sjøen er miljømessig akseptabelt. Her foreligger mye erfaringsmateriale fra USA. Spunten vil holde de forurensede massene på plass selv om det vil foregå en viss transport av vann gjennom spunten, ihvertfall i starten før spunten tetter seg.*
- *Dumping av sterkt forurensede masser i marine bassenger bør kun foregå under spesielle vilkår. Hvis dumping skal foregå i et oksisk basseng med en normal bunnfauna, bør muddermassene etter dumping overdekkes med minimum 1 m uforurenset masse. Hvis dumping skjer i et basseng med rått bunn (anoksisk), vil kravet til overdekning være mindre. Men også her vil det være fordelaktig med en overdekning hvis oksygenforholdene skulle bedre seg med tiden, og området vil bli rekolonisert av dyr.*
- *Det største miljøproblemet koblet til dumping av forurensede masser i det marine miljø, er bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr og næringskjedetransport til fisk og skalldyr (f.eks. reker). Forurensningen av vannmassene ansees som et lite problem.*

Overvåkning

- *I forbindelse med overvåkning på mudrestedet bør det være kontinuerlige målinger av turbiditeten på innsiden og utsiden av siltskjørtet for direkte å kunne registrere effekten (bruk av transmisiometer). Dette gjør det mulig å forbedre de tekniske anordningene umiddelbart dersom den forventede effekt av siltskjørtet uteblir.*
- *Det bør gjøres sedimentundersøkelser på dumpestedet før og etter dumping for å registrere endringer i sedimentkvalitet og eventuelt registrere effekten av overdekking (capping).*
- *Hvis det dreier seg om dumping av forurensede masser i et område hvor bunnfauna forventes å eksistere, bør det utføres bioakkumuleringsforsøk med massene på forhånd (28-dagers test foreslått og beskrevet av EPA) for å vurdere biotilgjengelighet og potensiell næringskjedetransport.*

1. MÅLSETTING

Målsettingen med denne utredningen har vært

å gi en oppdatert oversikt over kunnskapen om miljøeffekter av mudring og dumping av forurensede marine sedimenter og hvilken teknologi som foretrekkes for å redusere miljøproblemene.

Utredningen er spesielt utført med tanke på Norsk Hydros kunnskapsbehov ved fremtidig mudring i Grenlands-området og omhandler derfor også prognoser for fremtiden.

2. BAKGRUNN

Behov for mudring vil alltid være tilstede i grunne havneområder og i nærheten av elvemunninger. Her vil slam bygge seg opp og redusere seilingsdypet, slik at fjerning av masse vil være nødvendig med noen års mellomrom. Behov for mudring vil også melde seg ved bygging av nye kaianlegg eller andre konstruksjoner som krever fundamentering på fjell og dermed fjerning av løsmasser.

Da de fleste mudringsoperasjoner finner sted i havneområder, vil sedimentene nesten alltid være forurenset av både tungmetaller og organiske miljøgifter. I tillegg er slike sedimenter ofte svært anriket på organisk materiale. Eksempler på dette er Oslo havneområde (Koniczny, 1992) og Bergen havneområde (Bergen kommune, 1992), som viser sterkt forurensete sedimenter. Dette er trolig et resultat av store kloakkutslipp, industriutslipp (delvis direkte på kloakknett), avrenning fra sterkt trafikkerte veier og gater og stor skipstrafikk. En mudring i et slikt område må derfor ta de nødvendige forholdsregler for å unngå en forverring i forurensningssituasjonen.

Porsgrunn havneområde er forskjellig fra Oslo og Bergen havneområder fordi befolkningstettheten er mindre og dermed også kloakkbelastningen og effekten av biltrafikk. Derimot er skipstrafikken og industriaktiviteten stor i Porsgrunns-området, og i tillegg ligger byen ved munningen av en av Norges største vassdrag, Skienselva.

Det har i lang tid vært et behov for å anvende en egnet overvåkningsmetode i forbindelse med mudring. Ideelt sett burde det anvendes metoder som gir raske svar, slik at en mudringsoperasjon kan stoppes hvis den miljømessige utviklingen er uheldig og uforutsette ting skjer. Slik som det har vært, har resultatene fra overvåking av mudring og dumping kun vært tilgjengelig lang tid etter at mudringsarbeidet er over, slik at de hovedsaklig har historisk verdi.

Det har i de senere år vært en betydelig teknologisk utvikling i utlandet vedrørende mudrings- og dumpingsteknikker. Dette er en type miljøteknologi som det ikke har vært fokusert på i Norge, trolig fordi de nasjonale markedsutsiktene har vært vurdert som beskjedne. Rapporten gir en oppdatert oversikt over de teknikker som nå anbefales ved mudring av forurensete masser.

Deponering av forurensete muddermasser har vært et stort diskusjonstema i mange år. Foreløpig foreligger ikke formelle kriterier for når massene kan deponeres i sjø og når massene må deponeres på land. Slike kriterier er imidlertid under utarbeidelse i SFT. Kriterier basert utelukkende på konsentrasjonsnivåer kan være vanskelig å anvende fordi biotilgjengeligheten og mobiliteten til miljøgifter i muddermasser varierer mye. Kriteriene bør også ta hensyn til valg av deponeringssted og mengde materiale og giftigheten til det materialet som skal deponeres. Rapporten forsøker å gjengi vår kunnskapsstatus på området sjødeponering kontra landdeponering. Det vil også bli gjort forsøk på å forutsi hva som vil skje om 10 - 20 år med hensyn til dette problemet.

3. KUNNSKAPSSTATUS VEDRØRENDE MILJØEFFEKTER

På mudrestedet

De miljøproblemer som kan forventes å oppstå når forurensede sedimenter skal mudres er :

- oppvirvling av forurensede sedimenter og utløsning av miljøgifter.
- transport av små partikler med høyt innhold av miljøgifter fra mudringsstedet til områder som er uforurensset.
- økt opptak av miljøgifter i partikkelspisende organismer (f.eks. blåskjell) på grunn av økt turbiditet i de øvre vannlag.

De samme potensielle problemene kan oppstå på dumpestedet hvis dumpingen skjer i sjøen. I tillegg vil man på dumpestedet få en lokal nedslamming som fører til utrydding eller reduksjon i bunnfaunaen på stedet, hvertfall for en periode.

Det som er viktig vedrørende vurdering av miljøeffekter av mudreaktiviteter er :

- grad av effekt (dvs. behov for kvantifisering og skalering).
- varighet av effekt (dvs. timer, dager, år og muligheter for rehabilitering).

Det er vanskelig å tenke seg at mudring av sterkt forurensede sedimenter skal kunne gjennomføres uten noen miljøeffekter. Dette er forurensede masser som allerede ligger på grunt vann i det marine miljø og som i noen grad utøver en potensiell miljøfare der de ligger (f.eks. oppvirvling i forbindelse med skipstrafikk). Risikoen for miljøeffekter ved mudring må derfor vurderes mot den risikoen som massene representerer der de ligger. Det innebærer derfor at det er et behov for å kvantifisere graden av effekt av mudring og effekt av tilfeldig oppvirvling ved skipsanløp. Dette kan være vanskelig å kvantifisere ved konvensjonelle målemetoder. Sedimenter som jevnlig utsettes for fysiske forstyrrelser (f.eks. propell-turbulens) forventes ikke å ha et høyt innhold av miljøgifter i porevannet fordi porevannet stadig skiftes ut og blandes med overliggende vann. Sedimenter som ligger i ro derimot vil ha et porevann som gradvis forsøker å innstille seg i likevekt med det forurensede sedimentet, med den følge at konsentrasjonene øker over tid til en slik likevekt oppnås. Dette innebærer at mudring av et havnesediment som ofte er fysisk fortyrret neppe fører til stor utløsning av miljøgifter ved mudring. Hvis det forurensede sedimentlaget er langt mektigere enn det laget som forstyrres ved skipsanløp kan man tenke seg at porevann med forhøyet innhold av miljøgifter i dypere delen av sedimentet frigjøres ved mudringen. Dette er basert på en skjønnsmessig vurdering og ikke basert på målinger. Det vil imidlertid være vanskelig å gjennomføre målinger som kvantitativt fastslår om en mudring fører til en økt miljøeffekt i forhold til den effekten som oppstår når havnesedimentene jevnlig forstyrres.

Omtalen av effekter så langt har begrenset seg til utløsning eller mobilisering av miljøgifter fra forurensede sedimenter under mudring. Partikkelspredning er den andre effekten på mudrestedet. Ved oppvirvling som følge av skipsanløp vil partikler spres fritt og vil følge de fremherskende strømmene i området og sedimentasjonsprosesser. Hvis vannmassene er sjiktet er det ikke sikkert at en oppvirvling som følge av propell-turbulens fører til transport av partikler helt opp i overflaten. I så fall må vi regne med at spredningen av partikler blir begrenset, forutsatt at det er svake strømmer

under sprangsjiktet. Ved en konvensjonell grabb-mudring derimot vil hele vannsøylen på mudrestedet, inkludert overflatevannet bli tilgriset av partikler, og dermed være gjenstand for spredning, med mindre noe gjøres for å hindre denne spredningen (se kap. 4).

Varigheten av effekten er den tiden det tar til at førtilstanden oppnås. De fleste miljøgiftene er sterkt partikkelbundet. Eventuelle miljøgifter i oppløst tilstand (oftest mest biotilgjengelig og giftig) vil i en suspensjon med stor partikkeltetthet raskt reabsorberes til partikler. Dette er vist både i feltstudier (Jarandsen og Hoell, 1992) og ved eksperimentelt arbeid. Varigheten av perioden hvor miljøgiftene befinner seg i løst form er derfor kort, forutsatt at de befinner seg i partikkelsuspensjon. En viss desorpsjon fra partikler vil imidlertid finne sted hvis partiklene befinner seg lenge i suspensjon; det vil si at partiklene er svært små (DiGiano et. al, 1993). Likevel er det vanskelig å gjøre *in situ* målinger som fastslår nøyaktig reaksjonstiden (dvs. tiden det tar fra at miljøgiftene befinner seg løst til at de er adsorbent til partikkeloverflater). Målinger av kvikksølv i sjøvann i nærheten av mudrestedet i Frierfjorden i 1986 antydte at konsentrasjonene av løst kvikksølv var tilbake på normalnivå i løpet av dager (Molvær og Skei, 1986). Det bør imidlertid tilføyes at det eksisterer et relativt beskjedent datamateriale på løste miljøgifter i vann på mudresteder.

Hvor lenge en tilstand med økt turbiditet varer etter at en mudringsoperasjonen er avsluttet vil avhenge av tekniske anordninger på mudrestedet. Bruk av siltskjørt (se kap. 4) vil hindre storstilt spredning av partikler i overflatelaget (Jarandsen og Hoell, 1992). Tiden det vil ta til at turbiditeten innenfor siltskjørtet er tilbake til førtilstanden vil avhenge av muddermassenes komstørrelse. Normalt vil havnesedimenter bestå av et bredt spekter av komstørrelser fra sand til leire. Partiklenes synkehastighet vil også variere med sedimentenes innhold av organisk materiale, men under alle omstendigheter er det mere snakk om en varighet på timer i stedet for døgn.

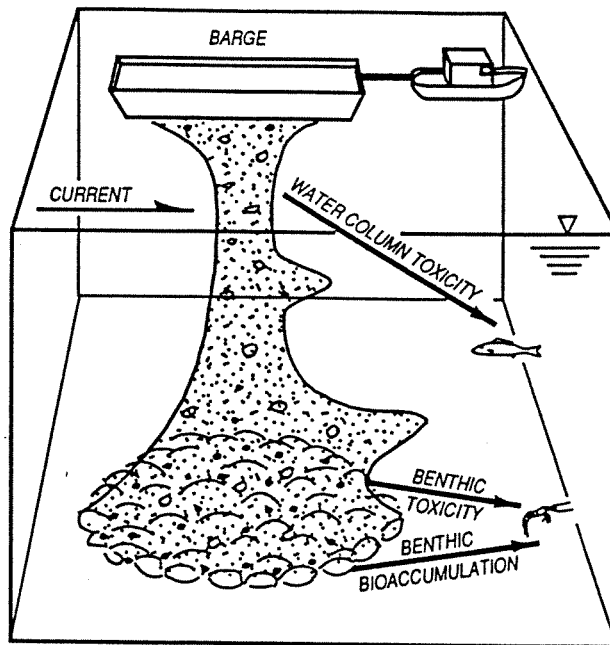
På dumpestedet

I og for seg er de forventede effekter av dumping av forurensede masser i sjøen de samme som de forventede effekter på mudrestedet, forutsatt at massene transporteres med lekter til dumpestedet og lasten tømmes. Den korte tiden det vil ta fra at massene plasseres i lekter til at lasten tømmes antas ikke å ha noen stor kjemisk innvirkning på muddermassene. Hvis muddermassene var sulfidholdige (anoksiske) ville man vente en hvis oksydering under transport, spesielt de sedimentene som vil være i direkte kontakt med luft ombord på lekteren. Så vidt vites er det aldri gjort forsøk for å vise om miljøgiftenes mobilitet endrer seg fra at de tas opp på mudrestedet og til de deponeres på dumpeplassen. Dette ville imidlertid lett la seg undersøke.

I tillegg til eventuelle kjemiske endringer må vi forvente en betydelig fysisk endring i forbindelse med lektertransporten. Det vil skje en hvis avvanning av massene på lekteren og muddret vil få en osteaktig konsistens. Dette vil ha betydning i forbindelse med selve dumpingene. Hvis massene er kohesive vil sedimenteringen skje som store blokker som gradvis løser seg opp på vei ned mot bunnen (avhengig av vanddyp og komfordeling). Under en hver omstendighet vil det skje en viss tilgrising i overflaten og i likhet med mudrestedet vil det være nødvendig å bruke tekniske anordninger for å begrense spredning av partikler fra dumpestedet (se kap. 4).

På selve dumpestedet vil bunnforholdene endres og den eksisterende bunnfaunaen vil mest sannsynlig bli utryddet på grunn av hypersedimentering (ekstrem sedimentering over kort tid). Dette innebærer at dumpestedet må velges med omhu. Ideelt sett bør sedimentene på dumpestedet være mest lik muddermassene både i fysisk og kjemisk sammensetning. I tillegg ville det være en fordel om sedimentene på dumpestedet var abiotisk, dvs. fri for organismer (f.eks. anoksiske sedimenter). Hvis sedimentene har en normal bunnfauna er det en viss fare for at miljøgifter tas opp i bunnlevende dyr i området og at det skjer en spredning til andre typer organismer (f.eks. fisk). Dette er illustrert på

fig.1.



Figur 1. Biologiske effekter på dumpstedet (USACE/USEPA, 1992).

Et annet viktig grunnprinsipp som gjelder valg av dumpsted er strømforhold. Så lenge muddermassene inneholder miljøgifter, er det viktig at dumpstedet har akkumulasjonsbunn, dvs. at massene lagres på stedet etter at de er dumpet. Sekundær spredning fra dumpstedet må ikke forekomme. Det er derfor viktig at strømforholdene på den utvalgte lokaliteten er godt kartlagt på forhånd.

Varigheten av miljøeffekter på dumpstedet omfatter både vannmassen og bunnforholdene. I vannmassen vil varigheten av negative effekter bli de samme som på mudringsstedet, forutsatt at de nødvendige foranstaltninger blir iverksatt. På bunnen vil effektene ha en annen varighet. Hvis mudringen er så vidt omfattende at det på slutten av mudringsarbeidet mudres rene masser som så deponeres på samme sted som de forurensede massene, vil det skje en overdekning (capping). Det innebærer at det raskere etableres en naturlig bunn som gir grunnlag for rekolonisering av organismer hvis oksygenforholdene tillater det. Imidlertid er det vanskelig å gjennomføre en kontrollert overdekning, ihvertfall på større vanddyp, slik at den positive effekten av dette forventes å være noe begrenset.

Den naturlige overdekningen ved normal sedimentasjon vil ta mange år (vanligvis 50 - 100 år) før

det er dannet et skikkelig lokk over de forurensede sedimentene. Det innebærer at de organismer som etablerer seg på muddermassene etter at dumpingene har opphørt, vil være eksponert for miljøgiftholdige sedimenter i 50 - 100 år. Det er derfor sterkt anbefalt at bunnforholdene på dumpstedet er abiotiske så lenge det dreier seg om miljøgiftholdige muddermasser.

Direkte utlekking av miljøgifter fra dumpet muddermasse er neppe noe stort problem. Denne utlekkingen skulle ihvertfall ikke være større enn den utlekkingen som skjedde fra massene før de ble mudret, med mindre det dreier seg om mudring av anoksiske sedimenter som deponeres på en oksisk bunn. Dette viser at det er viktig å sammenligne forholdene hvor sedimentene ligger før mudring med forholdene på stedet der deponeringen finner sted.

4.KUNNSKAPSSTATUS VEDRØRENDE MUDRINGS- OG DUMPINGSTEKNOLOGI

Denne kunnskapsstatusen er hovedsaklig basert på dagens praksis i USA. Når det gjelder europeiske erfaringer henvises til Skei (1991b).

De mest vanligste mudderapparatene brukt i USA er vist på fig. 2. Det er to hovedtyper av utstyr som er i bruk:

1. Hydrauliske mudderapparater (sugemudring).
2. Mekanisk mudring (grabber).

Valg av teknikk vil avhenge av en rekke faktorer (type sediment, mengde som skal mudres, mudredyp, avstand til deponeringssted, grad av forurensning, deponeringsmetode, hvilke typer mudringsutstyr som er tilgjengelig og kostnader).

Transporten av muddermasser kan enten skje via rørsystemer (hvis hydrauliske mudderapparater er brukt) eller via lektere. Hva som skjer på selve dumpestedet ved de ulike alternativene er vist på fig.3. Det er her tatt utgangspunkt i dumping i åpne sjøområder (se kap. 6). Når bunnlukene på lekteren åpnes tømmer lekteren seg vanligvis i løpet av sekunder (USACE/USEPA, 1992). Erfaringene i USA viser at massene klumper seg i lekteren og faller til bunnen som store klumper.

I tilfeller hvor dumping av muddermasser i åpne sjøområder ikke tillates, skjer dumpingene ofte i innspuntede områder, enten på land (landdeponi), i strandkanten eller at det bygges kunstige øyer (fig. 4).

Etter at massene er deponert bak spunten, starter en settlings- og avvanningsprosess som i omfang vil avhenge av om det er brukt hydrauliske eller mekaniske mudderapparater. Etterhvert som konsolideringen av massene skjer, vil lagerkapasiteten til det innspuntede området øke. En viss transport av forurensning vil foregå fra alle innspuntede områder som ligger i kontakt med sjøen, delvis som følge av tidevannspumping, lekkasjer gjennom spunten til sjøen eller grunnvann og direkte overvannstransport. Dette er illustrert i fig. 5.

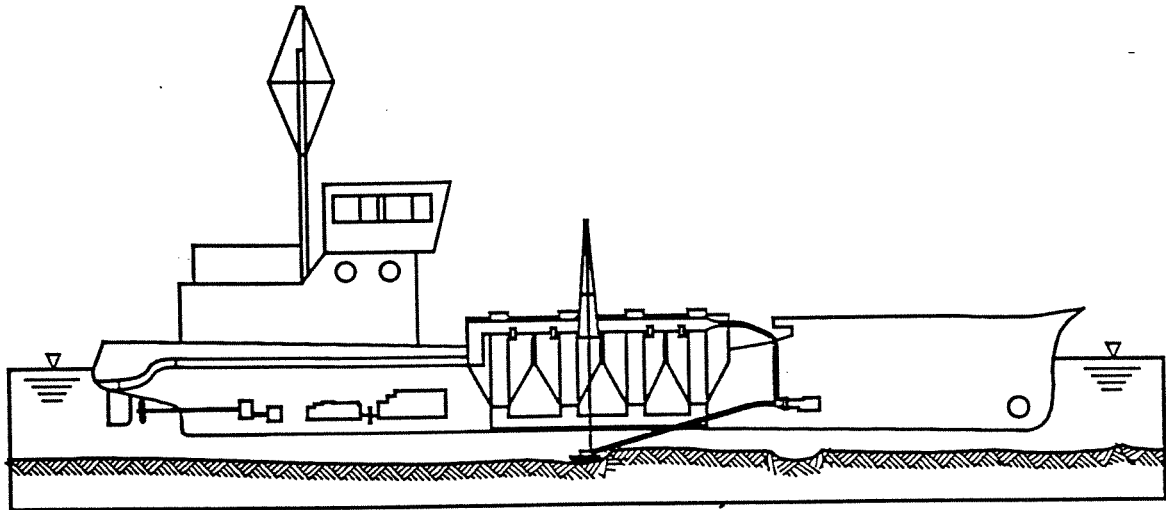
Hvis innspunting av muddermasser skal ha noen hensikt, bør transporten av forurensning tilbake til sjøområdet være liten. I USA har man måttet ta i bruk behandling av returvannet. Fjerning av partikler i sedimentasjonsbassenger etter tilsats av flokkulenter, eventuelt filtrering, har vært en del brukt. Fjerning av metaller ved ionebytting, elektrokoagulering og ultrafiltrering har også vært brukt i pilotanlegg (Averett et al., 1990). For å bryte ned organiske forbindelser har man tatt i bruk UV-behandling med ozon eller hydrogenperoksyd eller kjemisk oksydering.

Det bør også påpekes at det kan skje en viss transport av forurensende stoffer fra muddermassene til atmosfæren i forbindelse med landdeponi. Så lenge massene er dekket av vann, vil denne transporten være liten fordi de flyktige stoffene må først over i vannfasen før de overføres til luft. Hvis derimot muddermassene eksponeres direkte for luft vil fordampningen av flyktige stoffer skje raskere. Dette gjelder spesielt en del organiske miljøgifter (Thibodeaux, 1989).

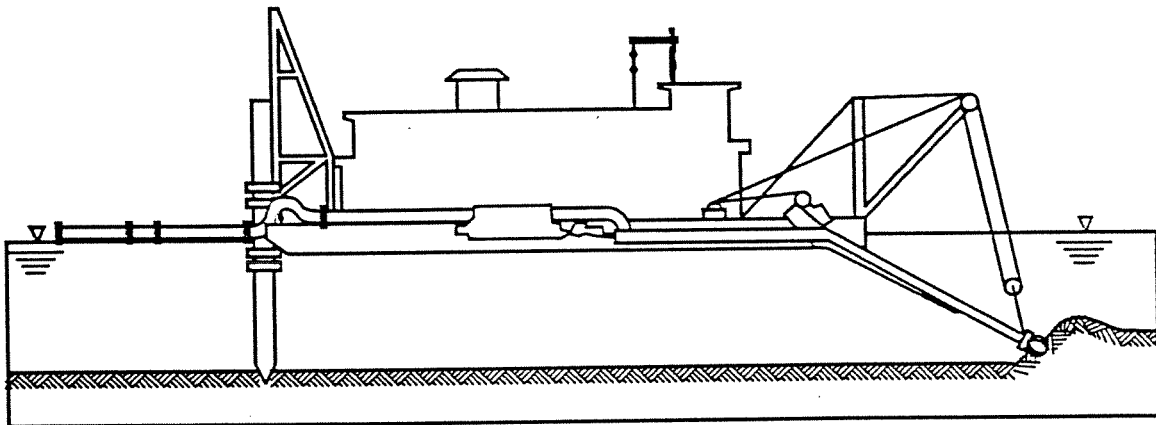
Behandling av sterkt forurensede muddermasser har vært lite brukt i USA i forhold til Japan. Det er spesielt forurensede havnesedimenter i Japan hvor behandlingsteknikker har vært brukt (Barnard og Hand, 1978). Det er fem forskjellige typer behandling som har vært diskutert i USA:

1. biologisk (bakterier, sopp, enzymer)
2. kjemisk (oksydasjon, reduksjon, kelatering, hydrolyse)
3. ekstraksjon (syreutløsning)
4. thermal behandling (forbrenning)
5. immobilisering (f.eks. pelletisering)

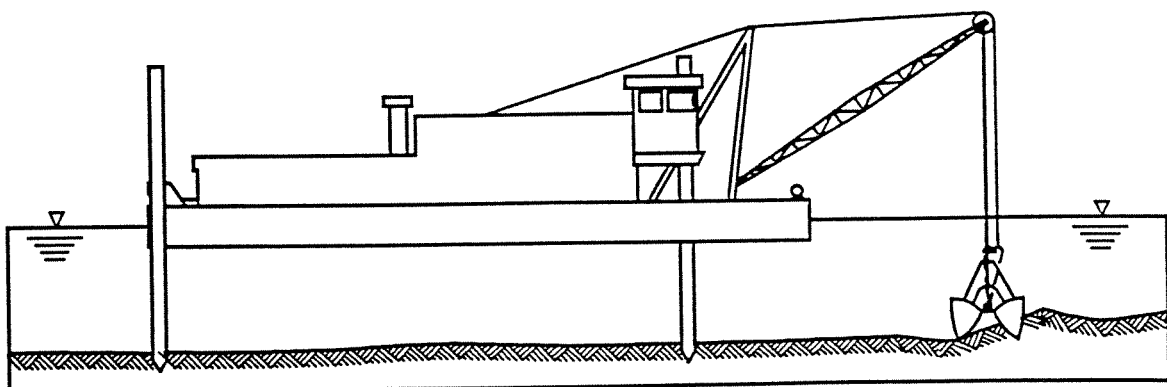
De fleste behandlingsteknikker er hovedsakelig utført i pilotskala. Det største problemet er kostnadene. Figur 6 viser de relative kostnadene ved behandling av muddermasser som viser at forbrenning er dyrest.



a. Self-propelled hopper dredge

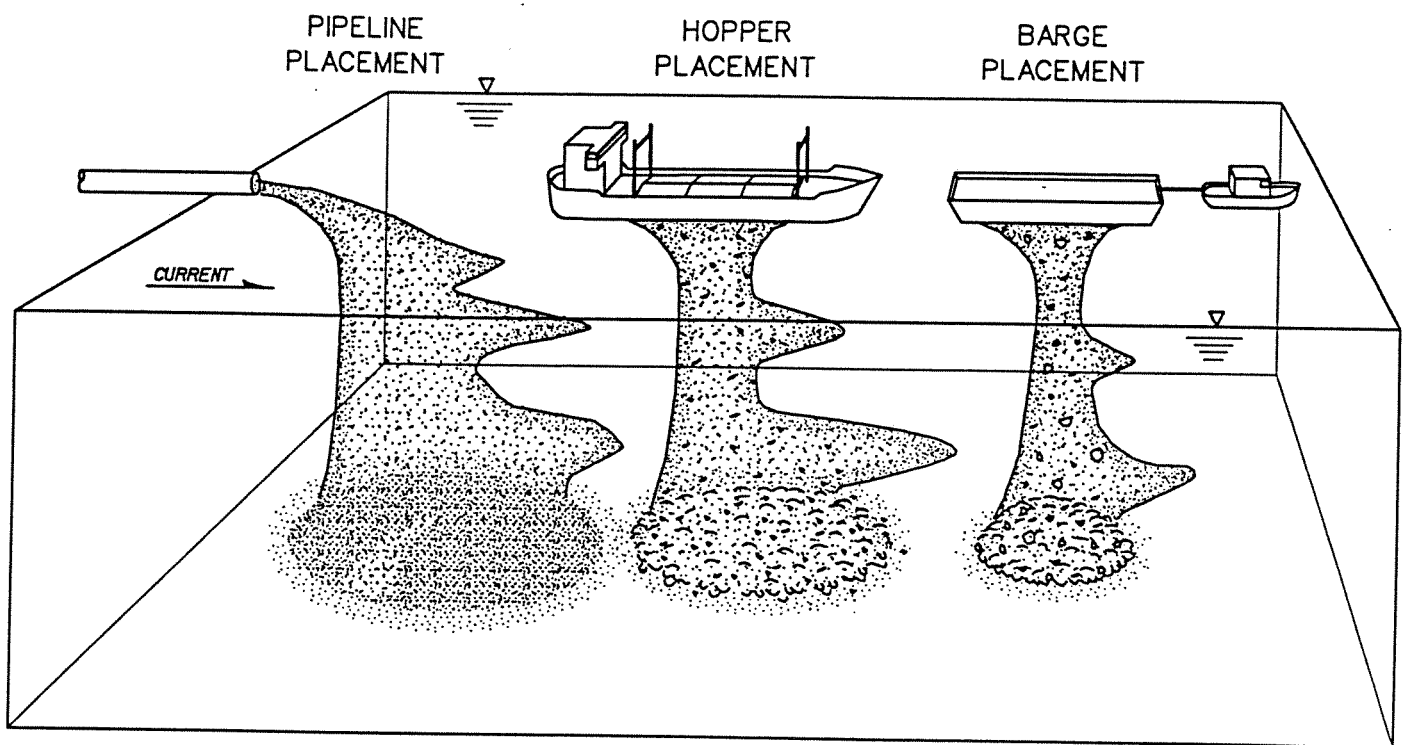


b. Cutterhead pipeline dredge

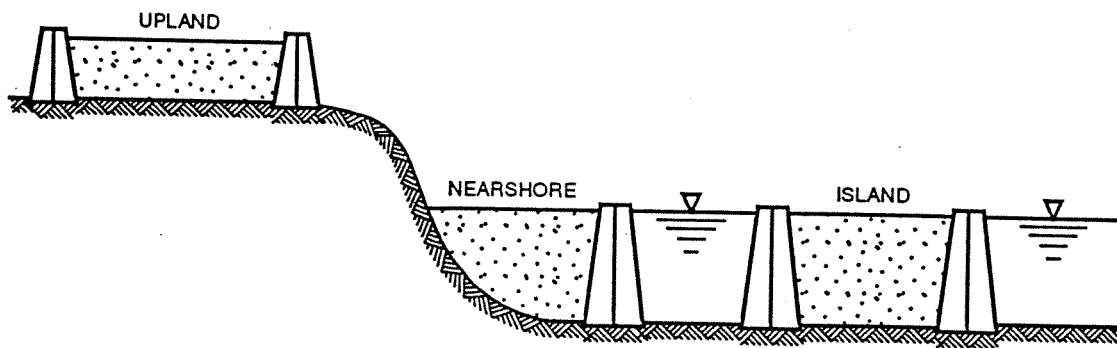


c. Clamshell dredge

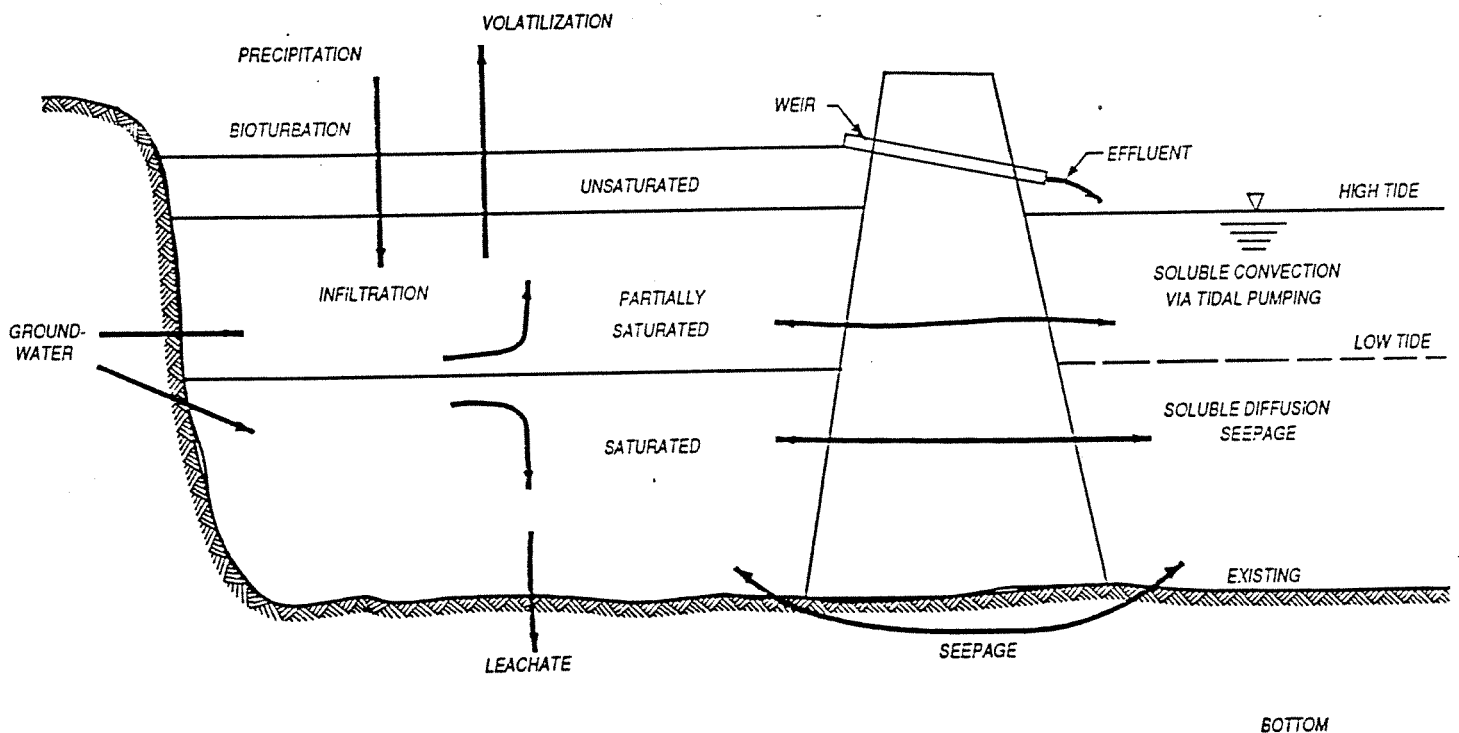
Figur 2. De vanligste typene mudderrapparer som brukes i USA idag (USACE/USEPA, 1992).



Figur 3. Ulike typer deponering av muddermasser i åpne sjøområder (USACE/UUSEPA, 1992).

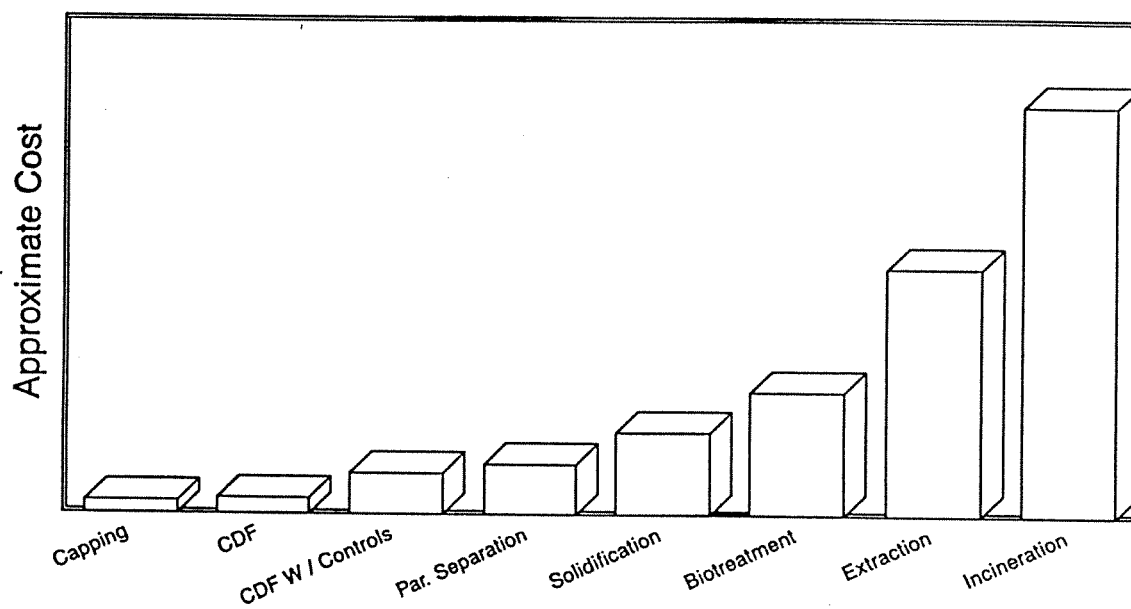


Figur 4. Innspunding av forurensede muddermasser på land, i strandområdet eller ut i sjøen (USACE/USEPA, 1992).



Figur 5. Situasjonen i et avspunnet område anlagt i strandkanten (USACE/USEPA, 1992).

Contaminated Sediment Remediation Relative Costs For Selected Alternatives



Figur 6. Relative kostnader forbundet med behandling av forurensede muddermasser (D. Averett, unpubl.). (CDF = spuntvegg/diker).

5. DAGENS PRAKSIS I NORGE

Det er relativt små volumer som mudres i Norge hvert år (100.000 - 200.000 m³). Dette skyldes geologiske forhold som gir begrensede mengder forvittringsmateriale som elvene transporterer og dype fjorder og havneområder. I Norge er det foreløpig ingen generelle retningslinjer for hvordan mudringen skal utføres og hvordan og hvor massene skal deponeres. Det er imidlertid vanlig praksis å forlange at det skal tas prøver på mudrestedet før mudring for å fastslå forurensningsnivået og for å kunne estimere omtrentlig hvor store mengder av miljøgifter som befinner seg i massene som skal mudres. Deretter blir det gjort en skjønnsmessig vurdering av miljøkonsekvensen av å mudre og om massene kan deponeres i sjøen. Med unntak av avslag på søknad om mudring i indre havneområde i Oslo, er det så vidt vites ikke blitt nektet mudring i Norge så lenge det er snakk om nødvendig mudring for å opprettholde seilingsdyp for nyttetraffikk. Her må potensielle miljøproblemer veies mot andre ulemper.

Selve mudreteknikken i Norge har tradisjonelt bestått i bruk av grabb. Utstyrmessig har det ikke vært vanlig å skille mellom mudring av rene masser og forurensede masser. I den senere tiden er det gjort forsøk på modifisere eksisterende grabber for at de skal bli tettere og holde bedre på finpartikulært materiale. Dette vil bidra til mindre tilgrising i overflatelaget når grabben løftes opp i lekter. Bruk av sugemudring har vært lite brukt fordi dette fører til store vannmengder som det må tas hånd om.

I tillegg til modifisering av konvensjonelle grabber har man også i den senere tiden tatt i bruk siltskjørt, både på mudrestedet og på dumpestedet (Jarandsen og Hoell, 1992). Dybden på skjørtet bør være tilstrekkelig, slik at skjørtekanten stikker nedenfor sprangsjiktet i sjiktede resipienter. Dette er viktig for å hindre at partikler spres i overflatestrømmen eller akkumulerer i sprangsjiktet, som vil fungere som en falsk bunn for små partikler på grunn av tetthetsforskjellen mellom saltvann og ferskvann.

Norsk praksis med hensyn til deponering av muddermasser har vært å benytte anviste dumpesteder i fjorder. I mange tilfeller er disse dumpeplassene anvist av havnemyndighetene. I den senere tid har det vært en større fokusering på eventuelle miljøeffekter knyttet til dumping av forurensede masser og spørsmål om andre alternativer. Retningslinjer for dumping er under utarbeidelse i SFT, og det går i retning av å vurdere og klassifisere muddermasser etter deres innhold av miljøgifter og på dette grunnlag ta beslutning om massene må legges på land eller om de tillates dumpet i sjøen. Et landdeponi krever meget spesielle forholdsregler, og det bør stilles store krav til utforming. Hovedårsaken er at muddermasser som ligger i saltvann og som plasseres på land blir eksponert for et helt annerledes fysio-kjemisk og mikrobiologisk miljø som kan føre til store forandringer i miljøgiftenes tilstandsform og mobilitet. Deponiet må derfor sikres mot avrenning både til grunnvann og til overflatevann og videre til sjø. Fordelen med et landdeponi er at det er lettere å overvåke om noe uforutsett skulle skje.

Fordelen med et sjødeponi, hvor forholdene på stedet ikke er så ulike forholdene på det stedet hvor massene opprinnelig lå, er at det gir grunnlag for små forandringer i miljøgiftenes tilstandsform. Hvis man i tillegg velger et dumpested som er fritt for oksygen og makroskopisk liv, vil dette være en løsning som langt er å foretrekke fremfor et landdeponi. Det forutsetter da at man ikke har planer om å restaurere området med hensyn til oksygen (fjordforbedring) hvor dumping skal foregå. De fleste muddermasser fra havnebassenger er organiskholdige, og ved deponering i et anoksisk miljø vil disse bidra til å opprettholde reduserende forhold på grunn av økt oksygenforbruk ved nedbrytning av organisk materiale. Hvis muddermassene inneholder tungmetaller, vil disse relativt effektivt bindes som metallsulfider i sedimentene. Hvis massene inneholder klororganiske forbindelser, vil disse nedbrytes raskere i et anoksisk miljø enn i et oksisk miljø på grunn av dehalogenering (Nies og

Vogel, 1990). Resultatet er at man får lavklorerte forbindelser som er mindre giftige og bioakkumulerbare enn høyklorerte forbindelser. Men den aller største fordelen med deponering i reduserende miljø er fraværet av bioturbatorer (gravende dyr) som bidrar til spredning av miljøgifter som følge av resuspensjon og som følge av oppkonsentrering av miljøgifter som overføres til fisk og skalldyr (se fig. 1).

I sørlige delen av Norge er det en rekke fjorder hvor bunnvannet og sedimentene er naturlig anoksisk. Årsakene til dette er vanligvis en kombinasjon av lite terskeldyp og dårlig vannutskiftning (Skei og Molvær, 1988). I en del av disse fjordene er bunnvannet periodevis fritt for oksygen (f.eks. Frierfjorden), mens i noen få inneholder bunnvannet alltid sulfid (f.eks. Framvaren ved Farsund, Skei, 1988). Lengden på perioder med oksygenfritt vann varierer avhengig av omfanget av dypvannsutskiftning og oksygenforbruk. På grunn av at det bygger seg opp et stort oksygenbehov i overflatesedimentene i anoksiske fjorder vil oksygenet i det innstrømmende vannet raskt forbrukes, slik at perioden med gode oksygenforhold vanligvis blir kortvarig. Med tanke på deponering av miljøgiftige muddermasser i slike miljø, innebærer dette at etablering av ny bunnfauna neppe rekker å skje før oksygenforholdene blir for dårlige. Det betyr at muddermassene i stor grad blir abiotiske selv om de blir eksponert for oksygenholdig bunnvann for en kortere periode.

6. DAGENS PRAKSIS I USA

I USA er det i første rekke US Army Corps of Engineers (USACE) og Environmental Protection Agency (EPA) som er mest involvert i retningslinjer for mudring og dumping på nasjonal basis. Disse har sammen utarbeidet en rekke guidelines og prinsipielle retningslinjer når det gjelder tekniske aspekter og miljøkontroll. Det lovverket som i hovedsak er involvert er National Environmental Policy Act (NEPA), Clean Water Act (CWA) og Marine Protection Research and Sanctuaries Act (MPRSA). Som eksempel kan nevnes at CWA først trer i kraft hvis det er snakk om dumping i kystnære områder (USACE/USEPA, 1992). I henhold til USACE/USEPA (1992) skal valg av deponeringsmåte baseres på veiing av faktorer knyttet til "environmental acceptability, technical feasibility and economics".

Det er utarbeidet nokså omfattende og detaljerte flytediagram for å evaluere de ulike alternativene. Fig. 7 viser hvordan man tester og evaluerer deponering av masser i det marine miljø. Disse testene omfatter både fysisk, kjemisk og biologisk karakteristikk av sedimentene.

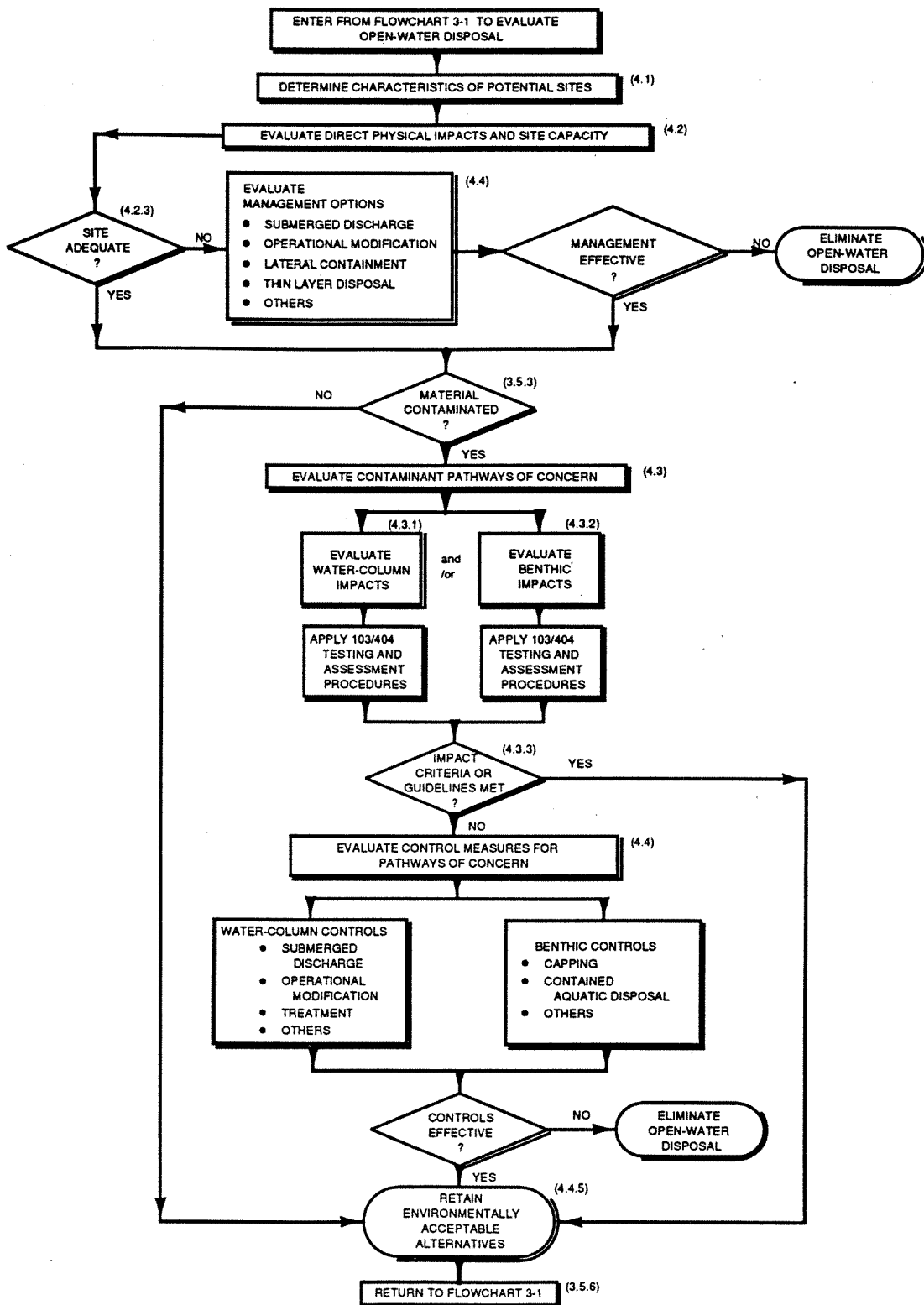
Når potensielle miljøeffekter av mudring og dumping skal vurderes, tar man hensyn både til effekter i vannmassen (pelagialen) og effekter på livet på bunnen (benthos) så lenge dumping skal foregå i åpne områder i det marine miljø. I tilfelle dumping skjer bak en spunt, begrenser miljøkonsekvensene seg stort sett til kvaliteten på returvannet (se kap. 4).

Valg av lokalitet for dumping av masser i det marine miljø skal ta hensyn til en rekke faktorer (USACE/USEPA, 1992). Det viktigste hensynet er knyttet til effekter på biologiske resurser og gyteområder (fisk, skalldyr etc.). Det legges også vekt på at de fysiske egenskapene til muddermassen ikke er alt for ulik egenskapene til sedimentet på dumpestedet.

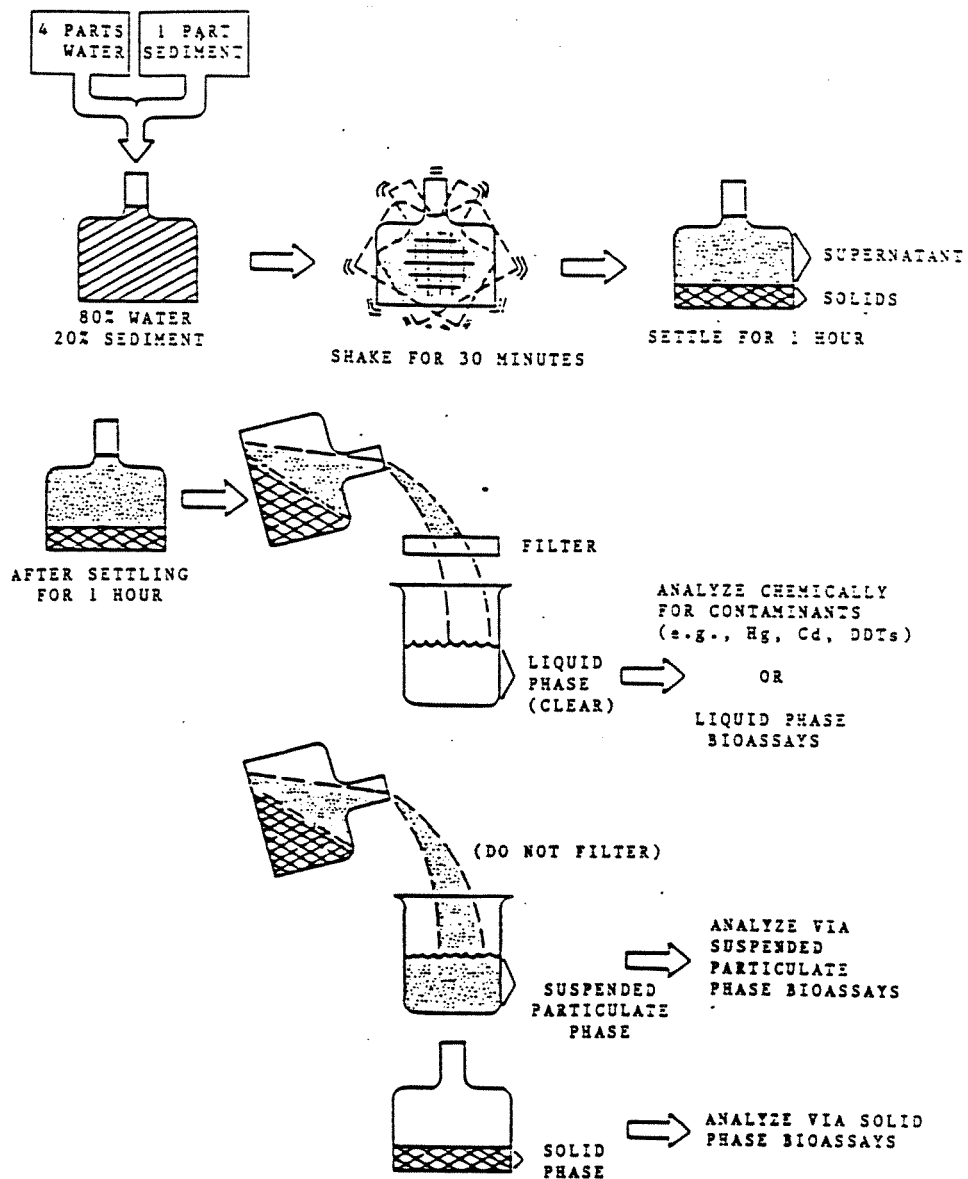
Det stilles også vanligvis krav om overvåkning på dumpestedet. Detaljerte forslag om hvordan slik overvåkning skal foregå, er utarbeidet (Fredette et al., 1990).

Fysisk påvirkning på bunnen i et dumpeområde er ikke til å unngå. Selv om området blir rekolonisert av dyr etter at dumping har opphørt, er det ikke sikkert at faunaen er den samme som før dumping fant sted. Det avhenger bl.a. av kornstørrelse og organisk innhold.

Størst oppmerksomhet er knyttet til forurensningsproblemet dersom muddermassene inneholder en eller flere miljøgifter. I USA vil det vanligvis ikke bli gitt tillatelse til å dumpe masser i kystområder eller estuarer dersom disse er vurdert som ikke akseptable for åpen sjødeponering. Forurensningspåvirkning i vannmassen vurderes ut fra vannkvalitet (kjemisk) og ut fra giftighet (biologisk). Dette kan baseres på elutriattester og biotester. Påvirkning på bunnen vurderes ut fra giftighet og bioakkumulering (USACE/USEPA, 1992). Dette er illustrert på fig. 8.



Figur 7. Flytediagram som viser prosedyrer for å teste og evaluere dumping av muddermasser i det marine miljø (USACE/USEPA, 1992).



Figur 8. Kjemisk og biologisk testing av forurensete sedimenter.

En måte å redusere spredningen av forurensning til vannmassen på i forbindelse med dumping, er å bruke grabb-mudring (i stedet for sugemudring) og tekniske arrangementer som gjør det mulig å slippe ut massene på dypt vann via diffusorer (Neal et al., 1978). Ved bruk av undersjøiske utslippsarrangementer vil man også lettere kunne plassere muddermassene innenfor et begrenset område på bunnen, slik at overdekning er enklere å utføre i praksis. Tildekking eller capping er spesielt velegnet i lav-energi områder (f.eks dype bassenger), selv om det er et problem med nøyaktig plassering av dekkmasser på store vandyp (> 100 m). Retningslinjer for etablering av en overdekning er beskrevet i en rekke rapporter (Palermo, 1991 a,b,c).

Det mudres årlig i USA flere hundre millioner m³, hvorav det meste betegnes som uforurenset masse hvor man ikke behøver å ta spesielle hensyn til mudringsteknologi og deponering av massene. Unntakene er mudring i industrialiserte estuarer og i havner hvor massene kan være sterkt forurenset. I tillegg til mudring for å opprettholde seilingsdyp er det også foreslått mudring i en del områder hvor sedimentene inneholder ekstremt høye konsentrasjoner av miljøgifter og hvor sedimentene er blitt betraktet som en stor miljøtrussel. Et eksempel på dette er New Bedford, MA, hvor sedimentene innenfor et område på 13.000 m² inneholder mere enn 10.000 ppm PCB. Det totale området som er forurenset utgjør ca. 4 mill m². Volumene av de sterkest forurensete sedimentene utgjør ca. 15.000 m³. Det er planer om å mudre disse sedimentene for deretter å behandle dem ved forbrenning for å destruere de organiske miljøgiftene.

Det er fortsatt stor usikkerhet i USA om sedimentkvalitetskriterier og hvordan disse skal fastsettes og brukes i tilknytning til mudring og dumping. Ideelt sett ville det være hensiktsmessig å etablere et kriteriesett basert på sedimentkonsentrasjoner hvor det fremgår hvilke konsentrasjoner som er akseptable med hensyn til valg av mudringsteknologi og deponering. Synet på dette varierer i de ulike fagmiljø og delvis fra stat til stat ut fra bruk av lovhjemler. En gjennomgang av vanlig praksis i staten Massachusetts er publisert av Dolin og Pederson (1991). Her tar man for seg de ulike former for deponering av forurensete muddermasser. De tre alternativene som nevnes er:

1. Deponering i åpne sjøområder (ca. 100 m dyp eller dypere), med eller uten capping.
2. Deponering i kystområder eller estuarer i forsenkninger på bunnen, i avspuntede områder (dikes) eller bruk av kunstige øyer.
3. Landdeponi - med eller uten cap.

For at masser skal kunne deponeres i åpne sjøområder er det to kriterier som må tilfredstilles:

1. Alle andre alternativer må først utredes og funnet lite tilfredstillende.
2. Massene må være fysisk, kjemisk og biologisk akseptert for deponering i åpne sjøområder.

Dette bestemmes ved en serie tester:

- det det gjøres en historisk gjennomgang for å finne ut om hvilke forurensende stoffer som sannsynligvis befinner seg i muddret
- det foretas kjemiske analyser av massene og en elutriatstest for å vurdere behovet for biologisk testing
- det gjøres en bioakkumuleringstest og giftighetstester (akutt og kronisk giftighet).

Med hensyn til testing blir størst vekt lagt på effekter på benthiske organismer. Effekten på vannmassene er såpass kortvarig at problemet vedrørende vannkvalitet sjelden er stort. Sedimentets kjemiske sammensetning kan ikke forutsi biologiske effekter, men kan bare identifisere og kvantifisere stoffene. Biotester derimot har fått en stor plass i beslutningsgrunnlaget vedrørende håndtering av forurensede muddermasser i USA. For testing av toksisitet anbefales nå bruk av en amphipod (krepssdyr) og en polychaete (børstemark) (USEPA/USACE, 1991). I tillegg brukes en mollusk og en polychaete for å teste bioakkumulerbarhet (USEPA, 1989). Bioakkumulering i sedimentlevende dyr er et nytt element som sannsynligvis vil få stor betydning. Det henger sammen med at disse dyrene vil være en mellomstasjon for miljøgiftene på veien mellom sedimenter og fisk og f.eks. reker. Det er mulig å beregne et teoretisk bioakkumuleringspotensial (TBP) for ikke-polare organiske miljøgifter basert på fordelingskoeffisienten organisk karbon i sedimentet: lipider i organismen (USEPA/USACE, 1991).

Selv om testene ovenfor skulle vise at massene ikke er egnet til deponering i åpne sjøområder, kan fortsatt tillatelse bli gitt dersom det ligger til rette for overdekning med uforurensede masser (capping). Det er imidlertid reist en del tvil om det er mulig å foreta en effektiv overdekning på dypt vann (> 100m). Mesteparten av erfaringer med overdekning i USA er gjort i grunnere områder, f.eks. i Long Island Sound, New York Bight og Duwamish Waterway nær Seattle (Office of Technology Assessment, 1987, Kester et al., 1983, O'Connor og O'Connor, 1983).

Når det gjelder deponering i kystområder og estuarer, gjelder for så vidt de samme kriteriene som for off-shore deponering. Men i tillegg trer en rekke nye lover og regler i kraft, bl.a. at deponeringen ikke skal komme i konflikt med gjeldende vannkvalitetskriterier. Det eksisterer betydelig erfaring med deponering av masser i forsøkninger på bunnen og i avspuntede områder. De fleste erfaringene er positive, men det finnes eksempler på deponering i forsøkninger og forsøk på overdekning som har vært mislykket (Dolin og Pederson, 1991). Ett eksempel på dette er forsøk med PCB-forurensede sedimenter i New Bedford Harbour.

Deponering av forurensede muddermasser på land kan forårsake en rekke problemer, både juridiske og miljømessige. Not-in-my-backyard syndromet (NIMBY) er nokså utbredt i USA som ellers i verden, og dette fører ofte til store, juridisk kompliserte saker. I USA blir uforurensede muddermasser ofte deponert på land hvis de kan tjene et formål. Eksempel på dette er tildekking av søppelfyllinger. Generelt ser det ut til at landdeponering i USA nå i stor grad er begrenset til materiale som kan gjøre nytte for seg på land. Dette henger sammen med mangel på egnede områder samt frykten for grunnvannsforurensning og legale aspekter.

Når man skal velge på hvilken måte forurensede muddermasser skal tas hånd om i USA, tar man utgangspunkt i hvilket alternativ som gir minst miljøproblemer på kort og lang sikt. Men i tillegg tar man hensyn til kostnader og tilgjengelig teknologi. Det går bl.a. i retning av kost-nytte vurderinger, selv om dette foreløpig ikke er et krav (Dolin og Pederson, 1991). Kravet vil bli at benefit-cost ratio (BCR) skal være større enn 1, og at miljøaspektene gis en prislapp (se også Skei et al., 1989).

7. OVERVÅKING

Tidligere overvåkningsprogram i tilknytning til mudring og dumping av forurensede masser i fjorder har omfattet målinger i vannmassen (turbiditet, partikkelmengde, metaller, salt og temperatur). I tillegg er det blitt gjort målinger av de respektive miljøgiftene i blåskjell. Med unntak av hydrografiske og optiske målinger vil resultatene først foreligge etter at mudringen er utført og har således kun historisk verdi. Hovedhensikten med målingene må være at resultatene er tilgjengelig umiddelbart, slik at disse kan brukes til eventuelt å stoppe mudringen til at tekniske utbedringer har funnet sted. I den sammenheng vil bruk av transmisiometer være et nyttig hjelpemiddel, hvor man måler partikkelmengde innenfor og utenfor siltskjørtet på mudrestedet for å se på effektiviteten.

Tidligere er det gjort sparsomt med registreringer på dumpestedet før dumping. Det betyr at man ikke har oversikt over miljøgiftinnholdet i sedimentene på dumpestedet og kan således ikke sammenligne med situasjonen etter dumping. Det foreslås derfor at det tas sedimentkjerner på dumpestedet før og etter dumping. Det betyr at man også får en oversikt over eventuell overdekning av de forurensede massene.

Hvis man har mistanke om at det eksisterer en bunnfauna på dumpestedet eller at en bunnfauna kan utvikles med tiden, er det viktig å vite om miljøgiftene i muddermassene er biotilgjengelig og om det vil foregå en bioakkumulering i sedimentlevende dyr. Hvis en slik bioakkumulering skjer, er mulighetene til næringskjedetransport tilstede. Sedimentlevende dyr er føde for bunnfisk, og hvis næringsdyrene akkumulerer miljøgifter, vil oppkonsentreringen også til en viss grad skje i fisk.

For å teste bioakkumulering, har EPA i USA utarbeidet retningslinjer for hvordan slike tester skal utføres (USEPA, 1989). Slike tester er nå standard i USA og inngår som en del av beslutningsgrunnlaget i forbindelse med vurdering av deponering av forurensede muddermasser.

8. FREMTIDSPERSPEKTIVER

Det går i retning av skjerpede utslippskrav med hensyn til miljøgifter. Internasjonale rammeavtaler, nasjonale krav til industri, og en generell bedre opplysning om miljøgifter i befolkningen forventes å gi resultater. Sammenlignet med utslipp til vann i 1975, må vi regne med at utslippene av tungmetaller og organiske miljøgifter ved år 2000 er redusert med minst 80 - 90%. Det innebærer at sedimentene som avsettes i fjorder og havner også vil bli tilnærmet 80 - 90% mindre forurenset med tiden, selv om det vil skje 20 - 30 år senere på grunn av liten sedimenttilvekst og blandingsprosesser i sedimentene. Uansett vil de massene som i årene fremover må mudres, bli renere.

De mengdene av masse som må mudres i årene som kommer, forventes ikke å forandre seg stort. Erosjonen vil neppe bli særlig større. Sannsynligheten er at den vil bli mindre i fremtiden fordi man bestreber å redusere jorderosjon i landbruket, utøve forsiktighet i forbindelse med bakkeplanering etc.

Et lite spørsmålstegn kan settes ved en mulig klimaendring og hvilken rolle dette vil spille med hensyn til erosjon og sedimenttransport i elver. Dette vil imidlertid neppe spille noen stor rolle innenfor en 10-årsperiode.

Fremtidens krav med hensyn til disponering av forurensete muddermasser er noe vanskelig å forutsi. Miljøkravene kan ikke forventes å bli mindre, og selv om massene blir renere, må vi regne med at det fortsatt vil være behov for å håndtere forurensete muddermasser. Det er derfor viktig å ha en langsiktig plan for disponering av slike masser.

I realiteten foreligger det tre alternativer for disponering av forurenset mudder:

1. Deponering i marine bassenger som fortrinnsvis er fri for oksygen.
2. Deponering på land (åpne deponier, fjellhaller etc.).
3. Uskadeliggjøring av forurensete masser ved behandling (kjemisk, termisk).

Ettersom jordens overflate består av 70% hav og 30% land og det stadig er en kamp om arealene på land, er det lite logisk å satse på landdeponier i fremtiden, så fremt massene inneholder miljøgifter som kompliserer lagringen og bruken av landarealet etterpå. Unntaket må være hvis de lokale forholdene ligger tilrette for det, f.eks. i tilknytning til nedlagte gruver.

De store endringene i fysio-kjemiske forhold som skjer når forurensede masser tas opp fra sjøen og plasseres på land, kan forandre mobiliteten og nedbrytbarheten til ulike miljøgiftene. Dette setter store krav til anleggingen av deponier med hensyn til kontroll av sigevann.

Behandling av forurensede muddermasser er foreløbig på utviklingsstadiet. For at behandling skal være et alternativ, kreves det at miljøgiftene er mest mulig konsentrert i minst mulig volum. Det er derfor vanligvis behov for en forbehandling hvor de groveste massene med lavest miljøgiftkonsentrasjon skilles fra det finpartikulære materialet som er mest forurenset (bruk av hydrosyklon, se Skei, 1991). I hvilken grad behandling av muddermasser vil være et alternativ i fremtiden, vil avhenge av om de restproduktene man får ved behandlingen kan ha en anvendelse .

Det tredje alternativet som innebærer bruk av anoksiske bassenger til deponeringssted for forurensede muddermasser, er et sæmorsk alternativ i og med at det er få slike marine lokaliteter på global basis. Fordelene er tidligere omtalt. Det forutsettes imidlertid at bassengene vil forbli anoksiske i fremtiden, og bruk av slike bassenger til deponering av forurensede masser er ikke forenlig med eventuelle planer om fjordforbedring, hvor man kunstig manipulerer med vannutskiftningen eller oksygentilførselen.

9. REFERANSER

- Averett, D.E, Perry, B.D., Torrey, E.J. og Miller, J.A. (1990). Review of removal, containment, and treatment technologies for remediation of contaminated sediment in the Great Lakes. Miscellaneous Paper EL-90-25, USACE, Vicksburg.
- Barnard, W.D. og Hand, T.D. (1978). Treatment of contaminated dredged material. Technical Report DS-78-14, USACE, Vicksburg.
- DiGiano, F.A., Miller, C.T. og Yoon, J. (1993). Predicting release of PCBs at point of dredging. Jour. of Environ. Eng., 119, 72-89.
- Dolin, E.J. og J.Pederson (1991). Marine-dredged materials. Management in Massachusetts : Issues, options and the future. A student project of the MIT Sea Grant College Program.
- Fredette, T.J., Clausner, J.E., Nelson, D.A., Hands, E.B., Miller-Way, T., Adair, J.A., Sotler, V.A. og Anders; F.J.(1990). Selected tools and techniques for physical and biological monitoring of aquatic dredged material disposal sites. Technical Report D-90-11, USACE, Vicksburg, MS.
- Jarandsen, B. og Hoell, E. (1992). Resipient-overvåking ved mudring i kaiområdene ved HPO. 1992. Hydro-rapport, 92R-BT7.
- Kester, D., Bostwick, R., Ketchum, H., I.W. Duedall og P Kilho Park (1983). Wastes in the Ocean: Dredged-material disposal in the ocean. Vol 2. New York John Wiley & Sons.
- Molvær, J. og Skei, J.(1986). Undersøkelser av spredning av kvikksølv i vannmassene i Porsgrunn Fabrikkers havneområde. NIVA-rapport O-86106 (l.nr. 1882), 30s.
- Neal, W.; Henry, G. og S.H.Green (1978). Evaluation of submerged discharge of dredged material slurry during pipeline dredge operations. Technical Report D-78-44, USACE, Vicksburg, MS
- Nies, L. og T.M. Vogel (1990). Effects of organic substrates on dechlorination of Arochlor 1242 in anaerobic sediments. Applied and Environ. Microbiol., 2612-2617.
- O'Connor, J.M. og S.G.O'Connor (1983). Evaluation of the 1980 capping operations at the experimental mud dump site, New York Bight Apex. USACOE, Vicksburg, Miss.
- Office of Technology Assessment (1987). Wastes in the Marine Environment. Washington D.C. Government Printing Office, OTA-O-334.
- Palermo, M.R. (1991a). Design requirements for capping. DRP Technical Note, DRP-05-3. USACE, Vicksburg.
- Palermo, M.R.(1991b). Site selection considerations for capping. DRP Technical Note, DRP-5-04, USACE, Vicksburg.
- Palermo, M.R. (1991c). Equipment and placement techniques for capping. DRP Technical Note, DRP-5-05, USACE, Vicksburg.

- Skei, J. (1988). Framvaren- environmental setting. *Mar.Chem.*, 23, 209-219.
- Skei, J. (1991a). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 1 : Evaluering av dagens kunnskap. NIVA-rapport O-91002 (l.nr. 2560), 26 s.
- Skei, J.(1991b). Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø. Fase 2. Utredning om alternative mudrings- og deponeringsmetoder. NIVA-rapport O-91002 (l.nr.2614), 19 s.
- Skei, J. og Molvær, J. (1988). Fjords. In "Pollution of the North Sea. An assessment" (eds. Salomons,W., Bayne,B.L., Duursma, E.K. and Førstner,U.) Springer-Verlag, 100-110.
- Skei, J., Seip, K.L., Tveit, I., Strømsnes,P., Skeie, O. og R.Bøen (1989). Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 3. Tiltaksanalyse. NIVA-rapport O-89053,(l.nr. 2261), 68s.
- Thibodeaux, L.J.(1989). Theoretical models for evaluation of volatile emissions to air during dredged material disposal with applications to New Bedford Harbor, Massachusetts. Miscellaneous Paper EL--89-3, USACE, Vicksburg, MS.
- USACE/USEPA (1992). Evaluating environmental effects of dredged material management alternatives- a technical framework. EPA842-B-008.
- USEPA (1989). Guidance manual : Bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- USEPA/USACE (1991). Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal. Testing manual. EPA-503/8-91/001.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2294-4