



O-91002

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

Fase 2: Utredning om alternative  
mudrings- og deponeringsmetoder

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

<b>Hovedkontor</b>	<b>Sørlandsavdelingen</b>	<b>Østlandsavdelingen</b>	<b>Vestlandsavdelingen</b>
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8	Televeien 1 4890 Grimstad	Rute 866 2312 Ottestad	Brevikven 5 5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.: O-91002
Undernummer:
Løpenummer: 2614
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurenkede masser i det marine miljø. Fase 2: Utredning om alternative mudrings- og deponeringsmetoder.	Dato: 20/8-91.
	Faggruppe: Marinøkologisk
Forfatter (e): Jens Skei	Geografisk område: Telemark
	Antall sider:      Opplag: 19                      100

Oppdragsgiver: Hydro Porsgrunn, Elkem PEA, Porsgrunn Havnevesen.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

**Ekstrakt:**

En gjennomgang av dagens praksis i Norge og utlandet vedrørende mudring og dumping av forurenkede masser er gjort. Sugemudring brukes i utlandet ved større mudringsoperasjoner, men problemer oppstår hvis man ikke kan ta hånd om de store vannmengdene som følger slammet. Ved små mudringsvolum brukes nå i utlandet tette grabber og "silt-skjørt" både på mudringssted og dumpsted. I Grenlandsområdet vurderes det sistnevnte som akseptabelt i tilknytning til dumping i det anoksiske dypbassenget i Frierfjorden.


4 emneord, norske

1. Utredning
2. Mudring
3. Dumping
4. Miljøgifter

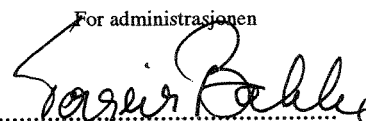
4 emneord, engelske

1. Evaluation
2. Dredging
3. Dumping
4. Pollutants

Prosjektleder

  
.....  
Jens Skei

For administrasjonen

  
.....  
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-1935-8

**O-91002**

**MILJØPROBLEMER KNYTTET TIL MUDRING OG DUMPING AV  
FORURENSEDE MASSER I DET  
MARINE MILJØ.**

**FASE 2: UTREDNING OM ALTERNATIVE  
MUDRINGS- OG DEPONERINGSMETODER**

Oslo, 20/8 1991.

Prosjektleder: Jens Skei

Medarbeider: H.R. Edvardsen,  
*Porsgrunn Havnevesen*

<b>INNHold</b>	<b>SIDE</b>
FORORD	3
SAMMENFATNING	4
1. BAKGRUNN	5
2. MÅLSETTING	5
3. DAGENS PRAKSIS I NORGE	6
4. ALTERNATIVE MUDRINGSTEKNIKKER	7
4.1 Grabbmudring	9
4.2 Sugemudring	10
5. ALTERNATIV DEPONERING	13
5.1 Fjordbassenger	13
5.2 Marine innhegninger	14
5.3 Landdeponi	14
5.3.1 Fjellhaller	14
5.3.2 Åpne deponier	15
5.3.3 Under vann	15
6. BEHANDLING AV MUDDERMASSE	16
6.1 Hydrosykloner	16
6.2 Keramisk prosessering	16
6.3 Kjemisk behandling	16
6.4 Gjenbruk	17
7. FREMTIDSPERSPEKTIVER	17
8. REFERANSER	18

## FORORD

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har fått i oppdrag av Hydros forskningssenter på vegne av Elkem PEA, Porsgrunn Havnevesen og Hydro Porsgrunn å gjøre en evaluering av dagens kunnskap om miljøproblemer knyttet til mudring og dumping av forurensede masser i det marine miljø og alternative mudrings- og deponeringsmetoder.

Den første delen av arbeidet er rapportert i fase 1 (6/5-91) og foreliggende rapport fra fase 2 tar for seg ulike metoder ved mudring, deponering og behandling av forurensede muddermasser.

Havnefogd Hans Røhe Edvardsen har bidratt til kapittel 3 og 4.

NIVA, 20/8-91.

Jens Skei  
Prosjektleder

## SAMMENFATNING

Mudring er nødvendig for å opprettholde tilstrekkelig seilingsdybde i skipsleder og havneområder. Mange steder er slike områder påvirket av forurensende utslipp, og muddermassene kan derfor være betydelig forurenset. Dette krever spesielle forholdsregler både ved mudring og deponering eller behandling av massene for å hindre uønskede miljøproblemer. Rapporten gir en oversikt over hvilken praksis som eksisterer i Norge og i utlandet idag med hensyn til alternative mudrings- og deponeringsmetoder, samt behandling av spesielt forurenset masse.

Følgende oppsummering kan gis:

1. *Det totale mudringsvolum i Norge er lite, men til gjengjeld kan massene enkelte steder være tildels sterkt forurenset.*
2. *Ved større mudringsoperasjoner i utlandet brukes ulike typer sugemudring. Dette begrenser oppvirvling på mudringsstedet, men forutsetter at de store vannmengdene som følger slammet tas hånd om. Hvis sugemudring i stor skala skulle brukes i Norge, ville det være hensiktsmessig med en samordnet innsats. Målsettingen ville da være to-delt:*
  - (i) *mudre havner og skipsleder*
  - (ii) *fjerne sterkt forurensete sedimenter i nærheten av industriutslipp (hot spots).*
3. *Konvensjonell grabbteknikk anvendes i Norge uansett om massene er forurenset eller ikke. I utlandet er det blitt mer vanlig å bruke tette grabber i kombinasjon med "silt-skjørt" når små volumer skal mudres. Dette er grabber som spesielt er utviklet med tanke på håndtering av forurensete masser.*
4. *Bruk av anoksiske (råtne) fjordbassenger til deponering av forurensete muddermasser vil være å foretrekke fremfor åpne deponier på land.*
5. *Fjellhalldeponering vil ut fra miljøsynspunkt være ideell, forutsatt at de geologiske forhold gir grunnlag for tette fjellhaller.*
6. *Behandling av sterkt forurensete muddermasser er i økende grad blitt aktuelt i utlandet. Forut for behandling separeres forurensete og uforurensete masser, slik at volumet av materialet som må behandles blir minst mulig. Den mest anvendte behandlingen er keramisk prosessering hvor sluttproduktet etter sintring (forbrenning ved høy temperatur) er pellets som kan brukes i bygningsindustrien eller til andre formål.*
7. *Valg av mudringsteknikk må nøye vurderes i forhold til hvilke deponeringsmåter det ligger til rette for på stedet. For Grenlandsområdet synes bruk av tett grabb og skjørt og deponering i det anoksiske dybbassenget i Frierfjorden å være en akseptabel løsning ut fra miljøsynspunkt.*

## 1. BAKGRUNN

Sedimenter i havneområder og nær industristeder er vanligvis forurenset av miljøgifter. Grad av forurensning vil være avhengig av tilførslenes størrelse og grad av fortynning med uforurensete sedimenter. Det er dokumentert (Salomons et al., 1987; Skei 1991b) at forurensete sedimenter er et potensielt miljøproblem og at problemet tiltar dersom slike sedimenter forstyrres (Skei og Næs, 1989).

Mudring er en nødvendighet i områder hvor sedimenttilveksten er for stor i forhold til de vandyp som kreves for opprettholdelse av skipstrafikk (van Driel et al., 1984). Hvis massene er forurenset, vil en håndtering av massene kreve forholdsregler for å redusere miljøproblemet til det minimale. En håndtering av forurensete masser uten en minste miljørisiko, er usannsynlig. Derimot er det viktig å bruke den teknologien som gir minst risiko for miljø-ødeleggelser.

I Norge har mudring hatt et beskjedent omfang, og det er først i den senere tid at håndtering av forurensete muddermasser har kommet i søkelyset fra miljøsynspunkt. De ulike land har forskjellig lovgivning og retningslinjer for mudring og håndtering av muddermasser. Ofte blir sedimentkvalitetskriterier (som også varierer for land til land) lagt til grunn for vedtak om praksis.

Denne rapporten forsøker å oppsummere vårt kunnskapsnivå om ulike metoder for mudring og håndtering av forurensete sedimenter. Rapporten er basert på eksisterende litteratur, en studietur til Tyskland, Belgia og Holland våren 1991 og vår viten om norske fjorder og forurensete sedimenter.

## 2. MÅLSETTING

Målet med fase 2 er å gi en ajourført kunnskapsstatus om alternativ håndtering av forurensete muddermasser, med spesielt henblikk på forholdene i Grenlandsområdet. Hensikten er å finne frem til den teknologien som gir minst miljøproblemer når forurensete sedimenter må mudres.

### 3. DAGENS PRAKSIS I NORGE

Mudring i det marine miljø i Norge foregår i småbåthavner, i kaiområder som spesielt ligger i nærheten av elvemunninger og i forbindelse med entreprenørvirksomhet (etablering av kaier og moloer og legging av sjøkabler). De mengder som mudres ved hvert tilfelle i Norge er i størrelsesorden 1000 - 50.000 m<sup>3</sup> og sannsynligvis mudres det hvert år under 200.000 m<sup>3</sup> (Skei, 1991a). Mye av dette muddermaterialet er relativt uforurenset, men unntak er mudder som ligger nær industribedrifter. Her kan sedimentene være forurenset både av metaller og organiske miljøgifter, avhengig av type industriutslipp.

Den vanlige måten å mudre på i Norge er ved hjelp av konvensjonell grabb. Størrelsen på grabbene som brukes er vanligvis 1 - 6 m<sup>3</sup>. Mudderapparatet laster til lektere som varierer i størrelse mellom 20 og 30 m i lengde og som tar mellom 50 og 500 m<sup>3</sup> muddermasse. Hvis det er mistanke om at massene kan være forurenset, krever Fylkesmannens miljøvernavdeling eller SFT at det skal tas prøver av massene før mudring. Prøvene analyseres for de komponenter, som ut fra kjennskap til lokale forureningskilder, antas å foreligge i forhøyede konsentrasjoner. På grunnlag av disse målingene gjøres et anslag på hvor mye av de enkelte stoffer som befinner seg i mudderet. Slike anslag må nødvendigvis bli svært grove ettersom muddermassene ofte er lite homogene og antall prøver som tas er lite. Det eksisterer ingen retningslinjer om hvor mange prøver som bør tas i relasjon til muddermassenes volum for å gi et noenlunde representativt bilde.

Etter at mudderet er på plass i lekteren, taues denne ut til anvist dumpsted. Disse stedene utpekes vanligvis av de lokale havnemyndigheter. Vanligvis velges bassenger med relativt stort vanddyp og hvor det er lite strøm. Hensikten er at muddermassene skal isoleres på dumpstedet og ikke spres. Dette er forskjellig fra en del dumpsteder i utlandet, hvor man velger områder med sterk strøm for å spre massene (dispersal sites). Der er det imidlertid snakk om dumping av kloakkslam eller organisk avfall som inneholder mindre mengder miljøgifter.

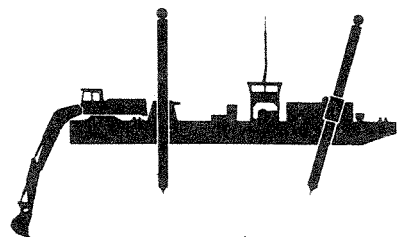
I tilknytning til dumping av muddermasser i utvalgte bassenger, er det ingen faste retningslinjer eller krav om undersøkelser på selve dumpstedet før, under og etter dumping. Behovet for dette blir vurdert fra sak til sak. I de tilfeller hvor overvåkingen på dumpstedet er gjennomført i Grenlandsområdet, har det vært påvist små effekter på vannkvaliteten. Dette skyldes trolig prøvetakingsfrekvensen. Effektene er kortvarige og kan bare forventes å observeres ved hyppige observasjoner rundt tidspunktet for dumping (Skei, 1991a).

Problemet med konvensjonell grabbmudring er at grabbene som ofte brukes, ikke er særlig tette, slik at mye av finmaterialet lekker ut før det kommer i lekteren. Det kan derfor synes som om konvensjonell bruk av grabb er lite egnet til å håndtere sterkt forurensete masser.

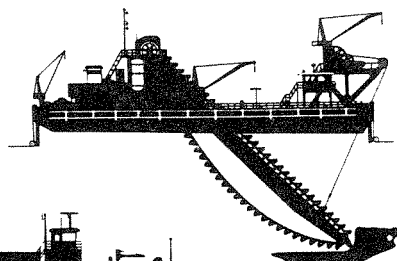


## 4. ALTERNATIVE MUDRINGSTEKNIKKER

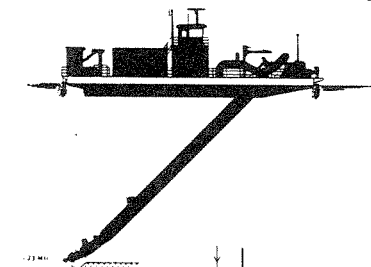
I de senere år er det nedlagt mye forskning og teknologisk utvikling i mudringsteknikker (Donze, 1990). Dette er blitt nødvendig på grunn av enkelte lands etablering av sedimentkvalitetskriterier og strenge regelverk ved håndtering av forurensede sedimenter. På dette området har sannsynligvis Nederland kommet lengst. Sterkt forurensede sedimenter i Nederland (klasse 4, Knutzen og Skei, 1990), som skal mudres, må lagres under et såkalt ISM-system (Isolate, Store and Monitor). Dette krever at selve mudringsoperasjonen utøves på en slik måte at dette lar seg gjøre. De forskjellige mudringsteknikker som brukes er vist på fig. 1.



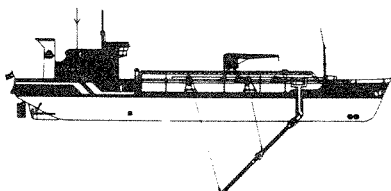
**Backhoe dredger:** A stationary dredger, moved on anchors or on spudpoles. A spud is a large pole that can anchor a ship while allowing a rotating movement around the point of anchorage. Small backhoe dredgers can be track mounted and work from the banks of ditches. A backhoe dredger is a hydraulic excavator equipped with a half open shell. This shell is filled moving towards the machine. Usually the dredged material is loaded in barges. This machine is mainly used in harbours and other shallow waters.



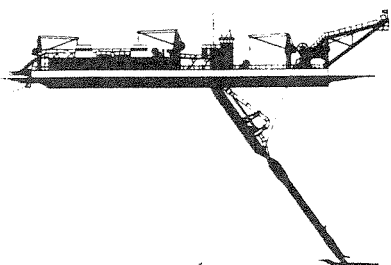
**Bucket dredger:** A stationary dredger, fixed on anchors and moved while dredging along semi-arcs by winches. The bucket dredger is one of the oldest types of dredging equipment. It has an endless chain of buckets, that fill while scraping over the bottom. The buckets are turned upside down and empty moving over the tumbler at the top. The dredged material is loaded in barges.



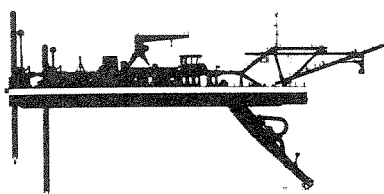
**Water injection dredger:** A self propelled dredger which brings the sediment to be excavated into suspension with waterjets. This suspension is denser than water. It will be carried away by gravity and currents. Water injection dredging is mainly used for maintenance in harbours.



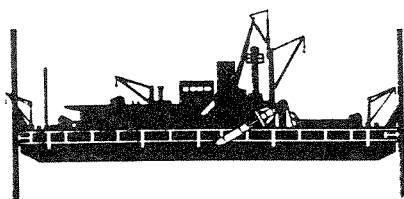
**Trailing suction hopper dredger:** A self propelled ship which fills its hold or hopper during dredging, while following a pre-set track. The hopper can be emptied by opening bottom doors or valves (dumping) or by pumping its load ashore. This kind of dredger is mainly used in open water: rivers, canals, estuaries and the open sea.



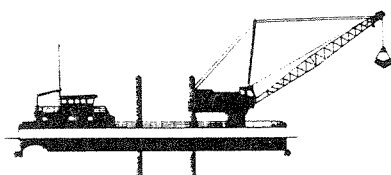
**Suction dredger:** A stationary dredger used to mine for sand. The suction pipe is pushed vertically into a sand deposit. If necessary water jets help to bring the sand up. It is loaded into barges or pumped via pipeline directly to the reclamation area.



**Cutter suction dredger:** A stationary dredger which makes use of a cutter head to loosen the material to be dredged. It pumps the dredged material via a pipeline ashore or into barges. While dredging the cutter head describes arcs and is swung around the spudpole powered by winches. The cutter head can be replaced by several kinds of suction heads for special purposes, such as environmental dredging.



**Reclamation dredger:** A stationary dredger used to empty hopper barges. A suction pipe is lowered into the barge. Extra water can be added by water jets to facilitate the suction process. The dredged material is pumped by pipeline ashore, to a reclamation area, or to a storage depot.



**Grab dredger:** A stationary dredger, moored on anchors or on spudpoles. The dredging tool is a grab normally consisting of two halfshells operated by wires or (electro)-hydraulically. The grab can be mounted on a dragline or on a hydraulic excavator of the backhoe type. Many modifications of grabs have been constructed like (top)open grabs, (top) closed grabs and watertight grabs. The grab dredger is used in harbours; the dragline type also in deep water. The dredged material is loaded in barges.

Figur 1. Oversikt og beskrivelse av ulike typer mudringsteknikker (Donze, 1990).

## 4.1. Grabbmudring

Ifølge fig. 1 eksisterer det minst tre ulike typer grabber:

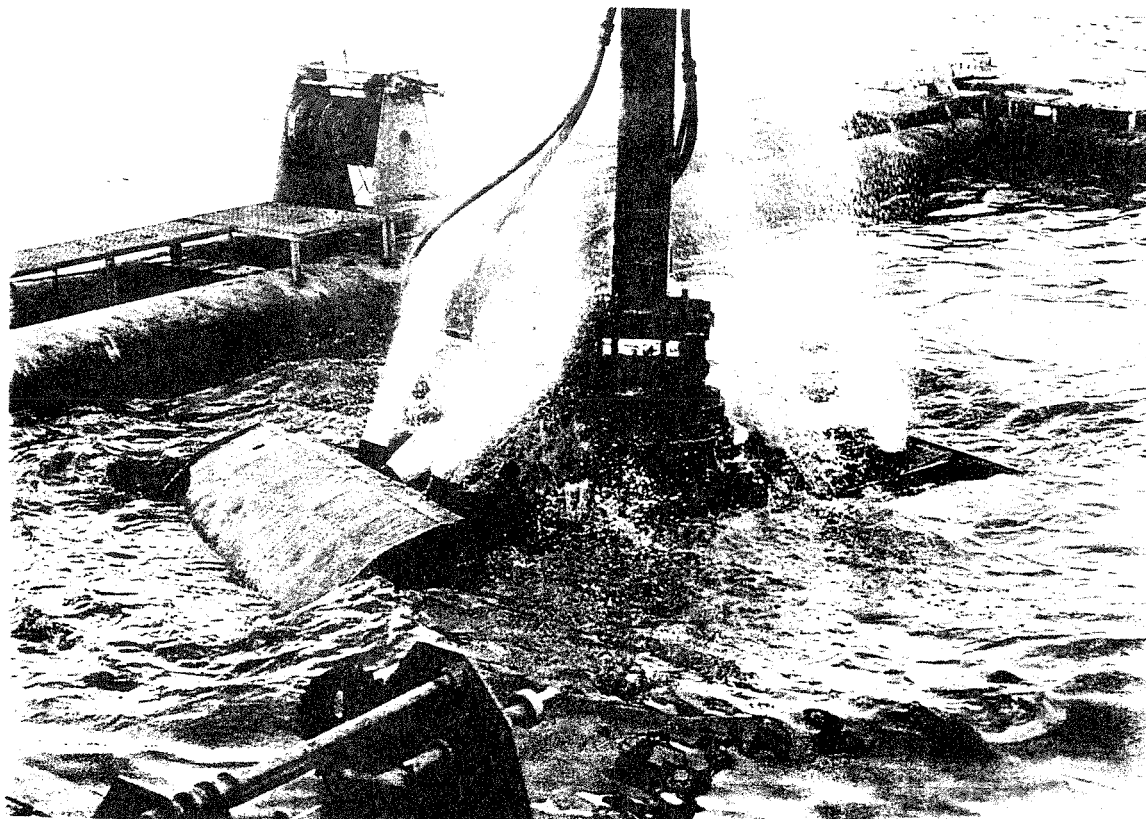
- (i) åpen i toppen
- (ii) lukket i toppen
- (iii) vanntette

Grabber brukes ofte i havneområder. I København havneområde må det årlig mudres ca. 30.000 m<sup>3</sup> masse, som er betydelig forurenset av kvikksølv ( 3 - 22 mg/kg, Jensen et al., 1988). Mogensen et al. (1989) har beregnet at 1.% av det som mudres lekker ut av grabben på mudrestedet. Havnemyndighetene har derfor anbefalt å bruke lukkede istedet for åpne grabber for å redusere dette tapet (Donze, 1990).

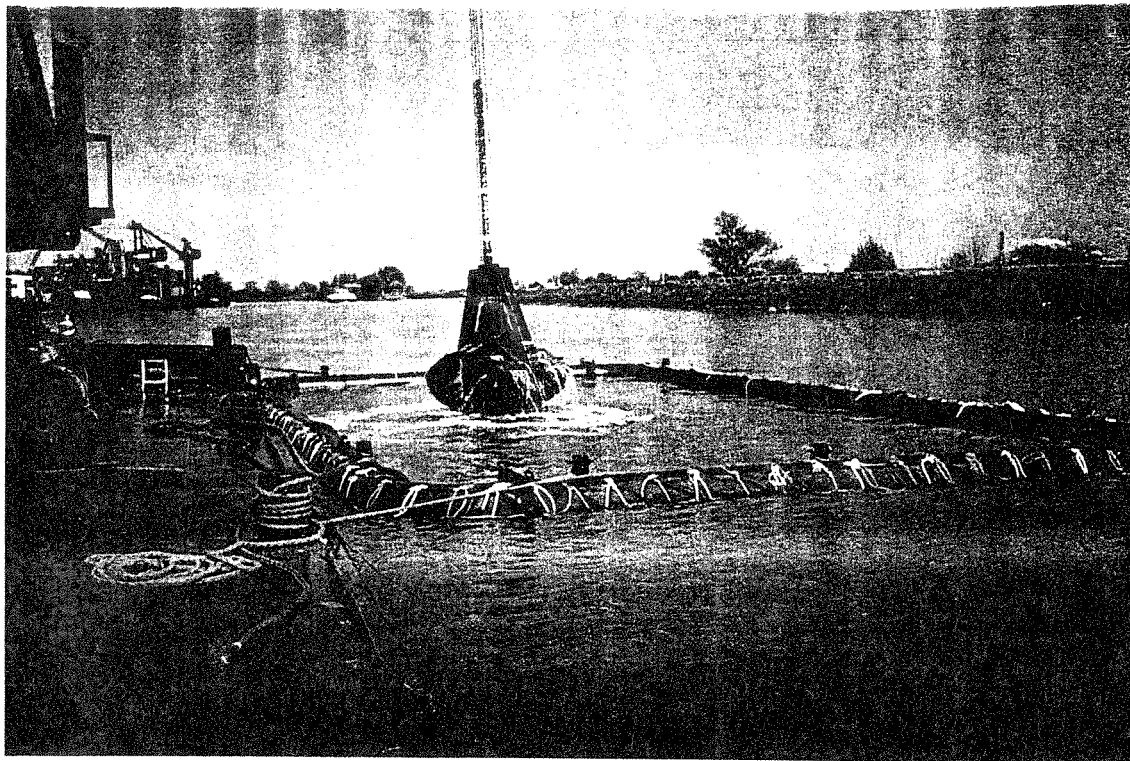
På steder hvor den massen som skal mudres består av et forurenset topp-lag og et underliggende uforurenset sediment, er det ofte ønske om å kunne foreta så nøyaktig mudring at disse to typene av masse kan skilles. Dette stiller store krav til mudringsutstyret og til kartlegging av massene på forhånd. Årsaken til at man ønsker å skille forurenset og uforurenset masse er behovet for spesialhåndtering av forurenset masse etter mudring. I den anledning ønsker man at de volumene som krever spesialbehandling er så små som mulig. Idag eksisterer det neppe grabbutstyr som kan presisjonsmudre noen ti-talls centimetre med forurenset masse. Dette henger spesielt sammen med selve styremekanismen på grabben.

De største forbedringene som har skjedd med hensyn til utvikling av grabber er grabbens evne til å holde på finpartikulært materiale. Fig. 2 viser et bilde av en vanntett grabb som senkes ned i vannet. Som en ekstra forsikring er det lagt et "skjørt" rundt hele mudringsstedet som skal hindre at partikler som virvles opp under mudringen transporteres vekk fra området (fig. 3).

*The use of a silt screen around a dredge grab is an example of a technique that helps dredging in a way more friendly to the environment. The use of a watertight grab is a similar measure. A possible hazardous side effect of the watertight grab is the occurrence of a fountain or plume of vaporised rinsing water spouting into the air as an aerosol each time the grab falls into the water. This can bring contaminants directly into the air.*



**Figur 2.** Bruk av vanntett grabb og "skjørt" rundt mudrestedet (Donze, 1990).



*Specially developed water tight grab, working in a confined space under water. Both measures help to assure a minimum of leakage of contaminants into the surrounding water.*

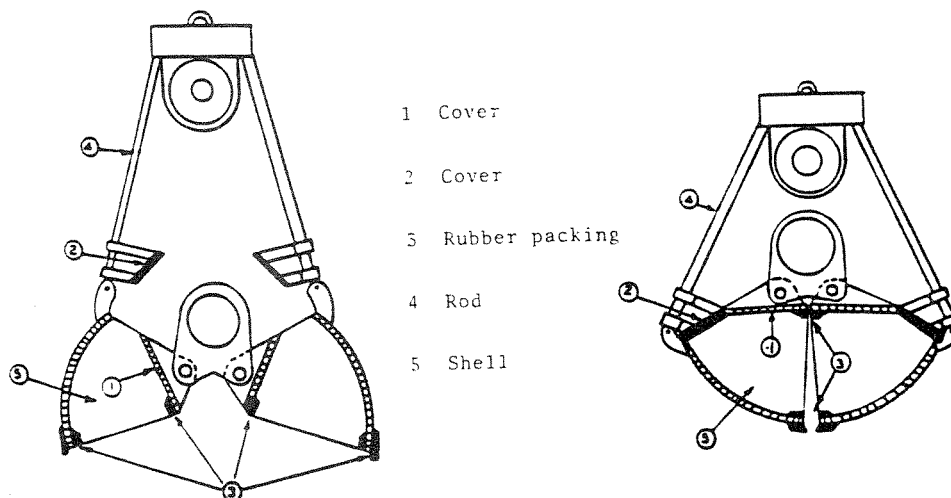
**Figur 3.** "Inngjerding" av mudreområdet med "skjørt". (Donze, 1990).

Japanerne har utviklet en tett grabb som har vist seg å være velegnet til mudring av forurensete masser (Hayes et al., 1984). Denne er vist i åpen og lukket tilstand på fig. 4.

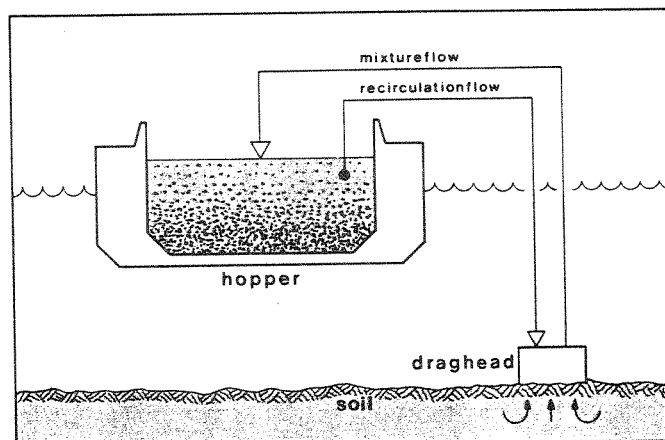
## 4.2. Sugemudring

Prinsippet med sugemudring kan sammenlignes med en støvsuger hvor muddermassene suges opp sammen med store mengder vann, enten direkte i en leker eller på land. Det er utviklet en rekke forskjellige typer utstyr (fig. 1), basert på ulike hydrauliske system. Fordelen med sugemudring er at de forurensete massene transporteres i rør som er tette og at det ikke forekommer lekkasjer på samme måte som ved grabb. I tillegg vil det være mindre oppvirvling på selve mudrestedet enn ved bruk av grabb.

Ulempen med sugemudring er håndteringen av store vannmengder som følger muddermassene. En måte å løse dette på er å bruke et resirkuleringsystem hvor vann fra lekeren pumpes tilbake til hodet på sugeanordningen (fig. 5). Et annet problem knyttet til sugemudring er tilstedeværelse av stein, skrapjern eller andre større gjenstander i muddret. Dette kan lett ødelegge mudringsapparatet.



Figur 4. Vanntett grabb til bruk ved mudring av forurensete masser (utviklet i Japan).



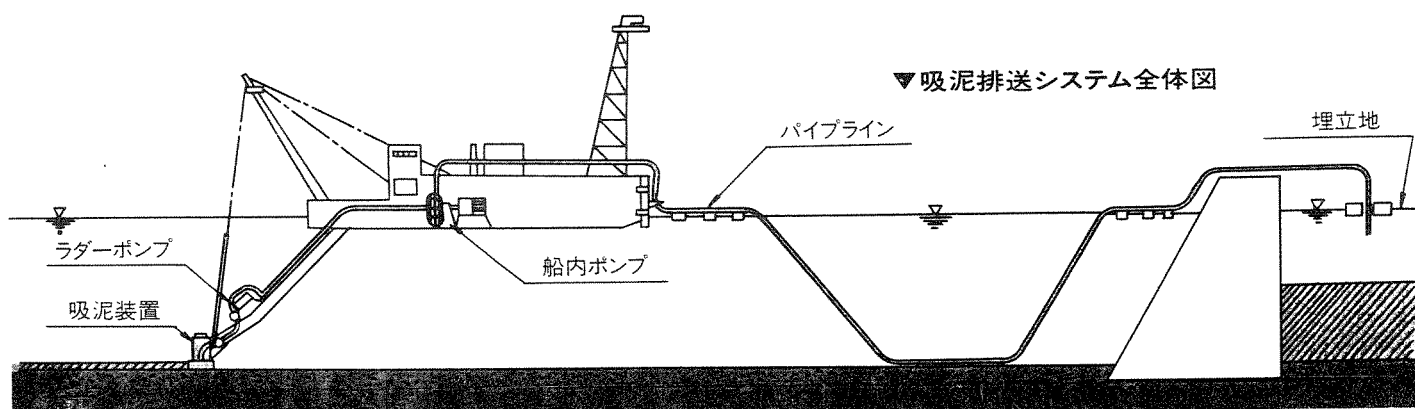
*Scheme of a recirculation system. Polluted soil generally has to be dredged in relatively thin layers, resulting in a very high water content in the hopper. This makes transport expensive, and dumping sites usually accept only denser sludges. In this injection system the thinnest part of the soil water mixture is sucked from the top of the cargo in the hopper via a floating intake and injected into the drag-head. Water in the drag-head is necessary to loosen the soil when sand is dredged and for transport if the work is carried out in clay. After van Doorn, 1988.*

Figur 5. Resirkulering av overskuddsvann ved sugemudring.

Det er også i den senere tid konsentrert nye sugehoder som reduserer de vannmengdene som følger muddret (d'Angremond et al., 1984). Dette forenkler den videre behandlingen av muddret.

En fordel med sugemudring er at den kan utføres nøyaktig med hensyn til dybde som mudres. Sugeanordningen kan datastyres, og det hele kan overvåkes via en fjernsynsskjerm i kontrollrommet ombord på mudringsfartøyet (Herbich, 1989).

De fleste sugemudringsoperasjoner gjennomføres i forbindelse med store mudringsvolumer. Det henger sammen med at det er behov for større spesialfartøyer med store driftskostnader. I Norge er mudringsbehovet lite med hensyn til volum. Til gjengjeld kan det være mange havneområder på strekningen Halden - Trondheim hvor behovet for mudring er tilstede. På samme strekningen er det også en rekke industristeder hvor sedimentene i nærrområdene er sterkt forurenset (hot spot). Mudring her ville i så fall ha en annen målsetning enn å opprettholde tilstrekkelig seilingsdyp. Men ettersom utslippene av miljøgifter fra norsk industri nå er i ferd med å gå drastisk ned, vil sedimentenes miljøgiftlagre i større grad enn tidligere influere på miljøet. Ved å sugemudre de øvre 0.5 m på de stedene hvor sedimentene er sterkt forurenset, ville man bli kvitt et problem for ettertiden. Det kunne derfor være en tanke å leie et mudringsfartøy som tok for seg alle aktuelle havne- og industriområder på strekningen Halden - Trondheim og som en gang for alle fjernet de sterkeste forurensete sedimentene. Mudringsvolumene ville fortsatt bli relativt beskjedne på grunn av små arealer og mudringsdyp. En forutsetning derimot ville være at man kom frem til en tilfredsstillende måte å håndtere de forurensete massene etterpå. Som eksempel kan nevnes at i Minamata Bay, Japan, valgte man å sugemidre de kvikksølvforurensete havnesedimentene og deponere disse i et avspuntet område i havnen (fig. 6).



Figur 6. Sugemudring av Minamata Bay og pumping av mudderet bak spunt.

## 5. ALTERNATIV DEPONERING

Når mudderet er fjernet fra mudringsstedet, oppstår et problem med hensyn til håndtering og disponering så lenge massene er forurenset. I landene på kontinentet som årlig utfører store mudringsarbeider, vil håndteringen avhenge av grad av forurensning (Förstner og Salomons, 1988). Bruk av retningsgivende sedimentkvalitetskriterier er nå vanlig i land som Nederland og Tyskland. Hvis forurensningsnivået er under et visst nivå, kan massene deponeres nærmest fritt i sjøen. Overskrides grensen for forurensning, har tre deponeringsmetoder vært i bruk:

- (i) plassering av avfallet i utgravde forsenkninger i estuarer og overdekning med uforurensete sedimenter
- (ii) deponering i avspuntede områder i strandsonen
- (iii) landdeponering.

Alle disse tre prinsippene baseres på isolering av massene. Å kontrollere at isoleringen er effektiv, er relativt enkelt ved (ii) og (iii), men vanskeligere ved (i).

Disse deponeringsmetodene er enklere jo mindre volumet av massene er. Av den grunn har man i landene på kontinentet tatt i bruk en separasjonsteknikk som har som mål å separere muddermassene i en finfraksjon og en grovfraksjon. Det er stort sett finfraksjonen som er forurenset og som trenger spesialhåndtering, mens grovfraksjonen kan deponeres hvor som helst. Før mudring skal skje, er det derfor viktig å kjenne muddermassenes kornfordeling, slik at man vet hvor stort volum som må spesialbehandles. Det eksisterer mobile separasjonsanlegg som kan monteres på lektere og hvor sedimentet gjennomgår en trinnvis separasjon (Donze, 1990):

- (i) Vibrasjonsrist som fjerner gjenstander større enn 3 cm.
- (ii) Materialet som passerer risten homogeniseres.
- (iii) Materialet passerer en serie med hydroykloner hvor sandfraksjonen fjernes. Etter spyling av sandfraksjonen og avvanning, tas sanden ut av systemet.
- (iv) Etter homogenisering av silt og leirefraksjonen, passerer materialet gjennom en ny serie av hydroykloner hvor siltfraksjonen separeres.
- (v) Fraksjonen  $< 20 \mu\text{m}$  og  $> 20 \mu\text{m}$  avvannens i beltefiltre som er utstyrt med en flokkuleringsenhet. En del av vannet resykleres, mens resten renses.

I mange tilfeller vil volumet av muddermassen som krever spesialbehandling reduseres til det halve ved slike separasjonsteknikker. Hvis sedimentene stort sett er finere enn sand, vil en slik forhåndsbehandling være unødvendig.

### 5.1. Fjordbassenger

Norge står i en særstilling i Europa når det gjelder tilgang på dype, marine bassenger hvor vannmassene er stagnante og ofte sulfidholdige. Deponering av forurensete muddermasser i slike miljøer skaper langt mindre miljøproblemer enn deponering i grunne områder med rikelig oksygen og fauna. Av den grunn er anoksiske bassenger ofte benyttet som dumpested, f.eks. i Frierfjorden. Dette er nærmere beskrevet i Skei (1991a).

Det som kan være teknisk problematisk er å overføre muddermasser til fjordbassengene uten å forurense vannmassene på veien ned. Slik det fungerer idag med dumping fra lekter, vil massene nødvendigvis måtte påvirke vannmassene under lekteren. Hvis derimot massene kunne deponeres via en sjakt eller et rørsystem, ville dette problemet reduseres sterkt. Dette ville også sikre at muddermassene blir mere nøyaktig plassert hvor det var planlagt. Bruk av silt-skjørt (se fig. 2) på dumpstedet, vil i mange tilfeller være tilstrekkelig.

## 5.2. Marine innhegninger

Med marine innhegninger menes isolering av strandområder eller gruntvannsområder med spuntvegg eller lignende som tetningsbarriere mot sjø. Dette kan være aktuelt både ved grabbmudring og sugemudring. Hensikten er at man får isolert materialet slik at det ikke lenger kommer i kontakt med sjøvann. Det bør også brukes en tetningsbarriere (duk, bentonitt, gysemasse o.l.) i bunnen innenfor spunten for å hindre lekkasje til grunnen. Det problem som en slik løsning skaper, er overskuddsvann som delvis følger muddermassene og som delvis skyldes regnvann eller annet overvann. Dette vannet kan være sterkt forurenset og kreve rensing før det ledes ut i resipienten. Etterhvert som massene innenfor spunten setner, kan overdekning med sand eller annet materiale skje. Etter at massene er stabile, kan området benyttes f.eks. til industriformål. Ved asfaltering av "innhegningen" vil også problemet med overflatevann opphøre og dermed overflødiggjøre renseanlegg.

Anleggelse av slike innhegninger vil avhenge av de lokale forhold, og hensiktsmessigheten må vurderes ut fra dette.

## 5.3. Landdeponi

I mange land er landarealer en mangelvare. Det gjelder spesielt tettbefolkede områder i Europa. På global basis utgjør landområdene bare 30% av jordens overflate. I en årrekke har beskyttelsen av det marine miljø ofte gått på bekostning av landforurensning. Denne utviklingen er i ferd med å snu i en rekke land, og man er nå i ferd med å se på muligheten av miljømessig forsvarlig deponering av miljøgiftig materiale i havet (omtalt i Skei, 1991a). Imidlertid er det fortsatt nødvendig å vurdere landdeponi når det dreier seg om spesielt miljøfarlig avfall, fordi dette forenkler kontrollmuligheten om noe skulle gå galt.

Det er flere måter å anlegge landdeponier på. Her behandles imidlertid bare tre hovedtyper som kan være aktuelt å vurdere i forbindelse med deponering av forurensete muddermasser.

### 5.3.1. Fjellhaller

Bruk av tunneller eller fjellhaller som lagerplass for forurensete masser har vært lite brukt hittil. Det kan delvis skyldes kostnadsspørsmål eller geologiske forhold. En forutsetning er at de berggrunnsgeologiske forholdene ligger til rette for å lage en fjellhall som blir tett. Dette krever derfor omfattende geologiske forhåndsundersøkelser. Det bør heller ikke være for lang avstand mellom mudrested og fjellhall hvis massene skal pumpes direkte.

En fjellhall har den fordelen at den kan tjene flere formål. Den kan brukes til lagring av industriavfall, ulike typer slam og forurensete muddermasser. Den må også sies å ha en permanent karakter og tjene som et lager i all fremtid. Det er også mulighet for, hvis ny teknologi i fremtiden skulle gjøre det mulig, å bruke det lagrede avfallet på nytt i en eller annen produksjonssammenheng.



I Norge er fjellhaller tatt i bruk for lagring av industriavfall fra bedriften Norzinc i Odda. Dette fjellhallprosjektet er unikt i internasjonal sammenheng. Haller på 60.000 m<sup>3</sup> sprenges ut i fjellet annethvert år, og dette gir plass til bedriftens avfall. Det metallholdige avfallet pumpes til fjellhallen, hvor det sedimenterer, og vannet returneres til bedriften og resirkuleres. Dette systemet har vært i drift i 5 år og har fungert tilfredsstillende. Det burde derfor ikke være noe teknisk problem med å deponere sterkt forurensede muddermasser i fjellhaller eller nedlagte gruver under forutsetning av at de er tette og er tilgjengelige i den umiddelbare nærhet. Ved bruk av en separasjonsteknikk som medfører en reduksjon i volumene av mudder (kap. 4.2), vil heller ikke behovet for hallvolum være urealistisk stort.

### 5.3.2. Åpne deponier

Bruk av diker eller åpne deponier har vært mest brukt i forbindelse med deponering av muddermasser i utlandet. Etter avvanning er områdene blitt overdekket og revegitert.

Det som er problematisk med landdeponier, er at de legger beslag på store landarealer. Dessuten vil det lett oppstå brukerkonflikter i nærområder til slike deponier. I tillegg kan det være problem med kontroll over sigevann fra deponiene.

Når masser overføres fra et miljø med saltvann til et landdeponi, vil de kjemiske forhold endres drastisk. Det vil skje en betydelig reduksjon i pH som kan forandre metallers tilstandsform og gjøre dem mer mobile. I tillegg vil massene bli utsatt for en betydelig temperaturøkning som også influerer på kjemiske og biologiske forhold i muddret. Som eksempel kan nevnes at metyllering av kvikksølv øker med økende temperatur. Også oksygenforholdene vil endre seg kraftig. I mange tilfelle er muddermassene anoksiske, og ved deponering på land, vil tilgangen på luft, i hvertfall i overflaten, være ubegrenset. Dette kan føre til oksydering av reduserte forbindelser og økt mobilitet og eventuelt forurensning av grunnvann.

Det er mye som taler for at bruk av åpne deponier til lagring av forurensede muddermasser er en lite miljøvennlig ordning. Fordelen er imidlertid at forholdene lar seg kontrollere og overvåke og at sigevannet kan tas hånd om.

### 5.3.3. Under vann

Landdeponi under vannspeil er brukt i forbindelse med sulfidholdig gruveavgang. Det er utformet som et vanlig landdeponi, men opprettholder et vannspeil over deponiet. Hensikten med dette er å redusere tilgangen på oksygen og oksydering av reduserte forbindelser. Dette kan være et aktuelt alternativ hvis muddermassene inneholder store mengder reduserte forbindelser (f.eks. metallsulfider) og man ønsker å opprettholde deres tilstandsform.

## 6. BEHANDLING AV MUDDERMASSER

Et alternativ til å deponere forurensede muddermasser for å isolere materialet slik at det gjør minst mulig skade på miljøet, er å behandle det. Det kan enten behandles slik at det destrueres eller at det får en anvendelse (gjenbruk). Teknologi vedrørende behandling av fast avfall er relativt avansert i Japan og en del europeiske land (Belgia, Holland). Forurensning i disse landene er blitt et så stort problem at det satses mye på ny miljøteknologi.

### 6.1. Hydrosykloner

Første ledd i enhver behandling av forurensede sedimenter er å anrike den fraksjonen hvor problemet ligger. Dette kan i stor grad oppnås ved å separere finfraksjonen fra grovfraksjonen ved hjelp av hydrosykloner, hvor vann er separasjonsmiddelet. Hensikten er å redusere mengden mudder som skal behandles til et minimum ettersom det er betydelige kostnader involvert. Denne separasjonen kan foregå på selve mudringsfartøyet om det er ønskelig.

I Hamburg har man operert et behandlingsanlegg med en kapasitet på 1.200 m<sup>3</sup> i timen siden 1987 (Donze, 1990). Et fullskala anlegg vil starte i 1992.

### 6.2. Keramisk prosessering

Muddermasser inneholder vanligvis mye organisk materiale. Dette gjør det egnet til forbrenning fordi varme trengs i forbindelse med den keramiske sintringen av muddret. Selve forbrenningsprosessen kan deles i forskjellige temperaturregimer (Schouten & Rang, 1989):

Fase 1: 100 - 250 °C Dehydrering, tap av vann og "krymping" av materiale

Fase 2: 250 - 700 °C Forbrenning av organisk materiale og oksydasjon av pyritt (eksoterme reaksjoner, oksygenerte forhold). Dannelse av dioksiner kan skje hvis oksygentilgangen er for liten (Ahling, 1979).

Fase 3: 700 - 1200 °C Halogenerte forbindelser nedbrytes. Sulfater går over til SO<sub>2</sub>. Dannelse av metallklorider og flyktige metallforbindelser. Sinterprosessen skjer og det dannes en smelte (ved ca. 900 °C). Det dannes glasslignende produkter.

Sluttproduktet ved denne keramiske prosessen er et hardt, lett produkt i samme kornstørrelse som grus. Det egner seg til bygningsmateriale og i veibygging. Utlutningstester som er utført, viser ingen frigivelse av tungmetaller.

Foreløpig er mye av dette på utprøvningsstadiet, men i Japan er keramisk prosessering kjørt i full skala i mange år. I Hamburg vil keramisk sintring tas i bruk i full skala fra 1992.

### 6.3. Kjemisk behandling

Pilotforsøk utføres nå i Hamburg for å behandle forurensede sedimenter ad kjemisk vei. Tungmetallene løses ved tilsats av saltsyre til muddermassen. Deretter vaskes det behandlede muddret og tørkes. Syreløsningen med tungmetaller tilsettes Ca(OH)<sub>2</sub> og CO<sub>2</sub> og det dannes

kalsiumkarbonat som binder opp tungmetallene. Sluttproduktet kan brukes i murstein og i cementindustrien. En utførlig beskrivelse av denne teknikken er gitt av Mueller (1989).

## 6.4. Gjenbruk

Indirekte gjenbruk ved anvendelse av sluttprodukter fra keramisk sintring og kjemisk behandling er omtalt i kap. 6.2 og 6.3. En direkte nyttegjørelse av forurensede muddermasser er vanskelig å tenke seg idag. Hvis massene er direkte influert av store mengder industriavfall fra eldre tider, hvor mye gikk til avfall på grunn av primitiv teknologi, kan tilbakeføring i produksjon og gjenvinning tenkes vurdert. Ved dagens teknologi er det neppe særlig aktuelt å nyttegjøre seg noe som ligger deponert i sjøvann. De fleste industriprosesser har problemer med å kunne håndtere klorholdig materiale.

## 7. FREMTIDSPERSPEKTIVER

Det er vanskelig å gi en generell anbefaling om hvordan problemet med mudring av forurensede sedimenter og deponering skal håndteres. De lokale forhold vil kreve vurdering fra sak til sak. I den sammenheng er det viktig å avpasse mudringsteknikken til de muligheter for deponeringsalternativer som er tilstede. Det er klarlagt at forurensede sedimenter er en potensiell forurensningskilde. I havneområder og andre grunnområder utøver slike sedimenter en viss trussel der de ligger idag. Dette er fordi de stadig blir utsatt for fysiske forstyrrelser (propellvann, entreprenørvirksomhet, strømmer, osv.). Mudring kan bety en større fysisk forstyrrelse, men frekvensen er en helt annen (en gang hvert tredje år?). Likevel bør mudring skje på en mest mulig skånsom måte, og da bør den mest miljøvennlige teknologien tas i bruk. Det kan derfor være behov for å utvikle spesialutstyr til mudring av sterkt forurensede masser (Herbich, 1989).

I fremtiden må vi anta at miljøkravene skjerpes ytterligere. Det innebærer at de lagre av miljøgifter som ligger under og over vann vil representere mye av det som er i omløp i naturen. Når forurensede sedimenter må flyttes av praktiske årsaker, bør derfor neste oppholdssted vurderes nøye for å unngå fremtidige problemer.

Behandling, destruksjon og eventuelt nyttegjøring av restprodukter vil i fremtiden spille en større rolle enn forflytting av problemene. Dette krever imidlertid en målrettet satsing innenfor miljøteknologi og forskning.

## 8. REFERANSER

- Ahling, B. (1979). Destruction of chlorinated hydrocarbons in a cement kiln. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 35-41.
- d'Agremond, K., de Jong, A.J. & de Waard, C.P. (1984). Dredging of polluted sediment in the first petroleum harbor, Rotterdam. U.S.-Netherlands Memorandum of Understanding, Vicksburg, 160-190.
- Donze, M. (ed.) (1990). Aquatic pollution and dredging in the European community. DELWEL Publishers The Hague, 184 s.
- Förstner, U. & Salomons, W. (1988). Dredged materials. In "Pollution of the North Sea. An assessment"  
Salomons, W., Bayne, B.L., Dursma, E.K. & Förstner, U. (eds.) Springer-Verlag, 225-245.
- Hayes, D.F., Raymond, G.L. & McLelland, T.N. (1984). Sediment resuspension from dredging activities. Dredging '84. Clearwater, Fla.: Amerikan Society of Civil Engineers.
- Herbich, J.B. (1989). Developments in equipment designed for handling contaminated sediments. In "Contaminated marine sediments - assessment and remediation", National Academy Press, 239-261.
- Jensen, A., Vestergaard, C. & Drabæk, I. (1988). Samlerapport for kvikksølverundersøgelserne i Københavns Havn. Recipientovervågning nr. 35, 38 s.
- Knutzen, J. & Skei, J. (1990). Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s.
- Mogensen, B. et al. (1989). Monitoring dredging and disposal of mercury contaminated sediments in Copenhagen Harbour. Poster at the international environment congress: The Harbour - An Ecological Challenge, Hamburg.
- Molvær, J. & Skei, J. (1986). Undersøkelser av spredning av kvikksølv i vannmassene etter mudring i Porsgrunn Fabrikker's havneområde. NIVA-rapport O-86106 (l.nr. 1882), 30 s.
- Mueller, G. (1989). Chemical decontamination of dredged materials, soils, industrial sludges and other materials contaminated with heavy metals. In "The Harbour - An Ecological Challenge", Derksen, D. et al. (eds.).
- Salomons, W., de Rooij, N.M., Kerdjh, H. & Bril, J. (1987). Sediments as a source of contaminants? In: Ecological Effects of in situ Sediment Contamination. Thomas, R., Evans, R., Hamilton, A., Munawar, M., Reynoldson, R. & Sadar, H. (eds.). Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. *Hydrobiologia*, 149: 13-30.
- Schouten, C.J. & Rang, M.C. (1989). Ceramic processing of polluted dredged mud. *Hydrobiologia*, 176/177: 419-430.

- 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). Hot spot sediment. Are remedial measures required and how? *Hydrobiologia*, in prep.
- Skei, J. & Næs, K. (1989). Experimental work on polluted sediments. *Int. Conf. Heavy Metals in the Environment*, vol. 1, 508-511. Geneva, Sept. 1989.
- van Driel, W., Kerdijk, H.N. & Salomons, W. (1984). Use and disposal of contaminated dredged material. *Land Water Intern.*, 53: 13-18.

---

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, 0808 Oslo  
ISBN 82-577-1935-8