

Miljøprojekt nr. 158

1990

Bortskaffelse af havneslam

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøprojekt

- Nr. 62 : Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63 : Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64 : Kosmetik – bivirkninger
- Nr. 65 : Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66 : Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67 : Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68 : Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69 : Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70 : Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71 : Kviksølv i havneslam
- Nr. 72 : Organic solvents
- Nr. 73 : Arealanvendelse og geologi – nitrat i grundvand
- Nr. 74 : Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75 : Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76 : Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77 : Kviksølv i jord
- Nr. 78 : Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79 : *Leptospira*-bakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82 : QSAR og toksikologi – en ny strategi i kemikalievurdering
- Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi – en litteraturgennemgang
- Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
- Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
- Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90 : Nikkelafgivelse fra metallegeringer
- Nr. 91 : Algetoksicitetstest
- Nr. 92 : CFC- forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard Assessment of 1,1,1-Trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner – forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener – organisation af indsamling og oparbejdning
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat – spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald – en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram

Fortsættes på omslagets side 3.

Miljøprojekt nr. 158

1990

Bortskaffelse af havneslam

COWI-consult A/S

**Miljøministeriet
Miljøstyrelsen**

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

INDHOLDSFORTEGNELSE

	Side
0. INDLEDNING	7
1. RESUMÉ	9
2. GENEREL PROBLEMSTILLING VEDRØRENDE BORTSKAFFELSE AF HAVNESLAM	16
2.1 Beskaffenhed og forurenings- komponenter	16
2.2 Kilder til forurening af havneslam	17
2.3 Miljøeffekter ved bortskaffelse af havneslam	18
2.3.1 Miljøeffekter ved klapning	20
2.3.2 Miljøeffekter ved kyst- deponering	20
2.4 Praksis for myndighedsbehandling	21
2.5 Alternative strategier for fast- sættelse af grænseværdier	23
2.5.1 Effektorienteret fastsæt- telse af grænseværdier	23
2.5.2 Kildeorienteret fastsæt- telse af grænseværdier	26
2.5.3 Konklusion vedrørende strategi for fastsættelse af grænseværdier	28
2.6 Reduktion af forureningsgrad ved kildesporing	28
2.6.1 Sporingsmodel	29
3. LØSNINGSPRINCIPPER FOR DEPONERING OG BEHANDLING	32
3.1 Indledning	32
3.2 Bortskaffelse af havneslam	32
3.2.1 Klapning	32
3.2.2 Deponering på land	35
3.3 Behandling	37
3.3.1 Separation	39
3.3.2 Afvanding	41
3.3.3 Rensning	43
3.3.4 Immobilisering/stabili- sering	44

4.	MÆNGDER OG SAMMENSÆTNING AF HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN	46
4.1	Bundforhold i Kolding havn	46
4.2	Havneslammængder	48
4.3	Havneslamskvalitet	49
4.4	Overskudsmængder	51
5.	KILDESPORING I KOLDING HAVN	54
5.1	Lokalisering af havneslam med forhøjet indhold af tungmetal	54
5.2	Lokalisering af udledninger	55
5.3	Oplande m.v.	55
5.4	Spildevandsanalyser	56
5.5	Konklusion	58
6.	UDVÆLGELSE AF LOKALITETER TIL BORT- SKAFFELSE AF HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN	60
6.1	Myndighedsbehandling	60
6.2	Sektorinteresser	61
6.3	Mulige klap- og depotområder i Kolding Fjord og i Lillebælt	61
6.3.1	Klapområder	61
6.3.2	Kystdepotplaceringer	67
6.3.3	Undersøiske depoter	68
7.	UDVÆLGELSE AF BORTSKAFFELSESMETODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN	70
7.1	Indledning	70
7.2	Udvalgte alternativer	70
7.2.1	Hovedalternativ 1	72
7.2.2	Hovedalternativ 2	73
7.2.3	Hovedalternativ 3	74
8.	TEKNISK, ØKONOMISK OG MILJØMÆSSIG VURDERING AF BORTSKAFFELSESMETODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN	75
8.1	Økonomiske forudsætninger	75
8.2	Kildesporing og klapning	75
8.2.1	Kildesporing	76
8.2.2	Klapning	77
8.3	Kildesporing og deponering i kystdepot	79
8.4	Deponering i kystdepot	84
8.5	Kontrolleret klapning i under- søisk depot	84
8.6	Deponering af forurennet slam i kystdepot	88
8.7	Afvanding og deponering af foru- renet slam på kontrolleret losseplads	92
8.8	Stabilisering af forurennet havne- slam og deponering i kystdepot.	96

8.9	Klapning af almindeligt havneslam	97
8.10	Kompostering af almindeligt havneslam	99
8.11	Deponering af almindeligt havneslam i kystdeponi	103
8.12	Samdeponering i sedimentationsbassin og klapning	103
9.	SAMLET VURDERING AF BORTSKAFFESES-METODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN	108
9.1	Sammenfatning af totalløsninger	108
9.2	Vurdering af totalløsninger	111
9.3	Diskussion	112
10.	REFERENCER	114

Bilag 1: Økonomiske forudsætninger

Bilag 2: Anlægs- og driftsomkostninger for de alternative løsninger.

En mindretalsudtalelse fra organisationen Greenpeace's repræsentant i styringsgruppen kan rekvireres ved henvendelse til Miljøstyrelsen.

0. INDLEDNING

Bortskaffelse af havneslam giver i stigende omfang anledning til problemer, idet analyser viser, at indholdet af tungmetaller i slammet overstiger, til tider endda kraftigt, de tungmetalkoncentrationer, der findes i diffust belastet bundsediment.

Som følge heraf har flere amter meddelt kommuner og havnemyndigheder, at de ikke længere kan acceptere traditionel klapning som en acceptabel bortskaffelsesmetode for belastet havneslam.

Erfaringen viser, at både amter og havnemyndigheder i praksis står usikre overfor hvilke løsningsmuligheder, der er forsvarlige og realistiske.

Der er således et generelt behov for en systematisk vurdering af praktiske muligheder for behandling og bortskaffelse af havneslam.

Projektets formål har således været, at foretage en generel vurdering af mulighederne for en miljømæssig forsvarlig bortskaffelse af havneslam. Desuden, med Kolding Havn som eksempel, at demonstrere de vurderinger, der bør foretages, for at nå frem til den teknisk, økonomisk og miljømæssig mest optimale bortskaffelsesmetode.

Det skal dog samtidig påpeges, at projektet kun omhandler bortskaffelse af havneslam fra Kolding Havn. Den anvendte systematik omkring udvælgelse og vurdering af relevante bortskaffelsesmetoder kan dog også anvendes ved vurderinger af bortskaffelsesmuligheder i andre danske havne.

Projektet indeholder ikke vurdering og valg af optagningsteknologi.

I projektet indgår udvælgelse af lokaliteter for bortskaffelse af havneslam fra Kolding Kommune. Imidlertid har det været vanskeligt at udpege virkelig egnede lokaliteter i og omkring Kolding Fjord. Nogle af de udpegede lokaliteter er derfor ikke særlig hensigtsmæssige, men for at demonstrere alle løsningsmuligheder, er det alligevel valgt at fastholde disse.

Projektet er gennemført med støtte fra Miljøstyrelsen og Kolding Kommune, og har været fulgt af en styregruppe bestående af:

Kirsten Ravnsborg,	Miljøstyrelsen
Klaus F. Hansen	Miljøstyrelsen
Jørn Kirkegaard,	Miljøstyrelsen

Kjeld Frank Jørgensen,	Miljøstyrelsen
Klaus Andersen,	Kolding Kommune
Henrik Simmelskjær Larsen,	Vejle Amtskommune
Kirsten Hansen,	Skov- og Naturstyrelsen
Anne Damtoft Jensen,	Miljøkontrollen, Kbh.
Tomas Johannesen,	Miljøkontrollen, Kbh.
Ole Lützen,	Greenpeace
Per P. Wellendorph,	COWIconsult
Søren Carsten Nielsen,	COWIconsult
Niels Juul Busch,	COWIconsult

1. RESUME

Aflejringer i havnebassiner og sejlrender skal med mellemrum optages og bortskaffes for at bibeholde tilstrækkelige vanddybder. Det optagne materiale har ofte en slamkonsistens på grund af finkornede partikler og organisk stof.

Dette materiale betegnes "havneslam".

Forureningskomponenter Havneslammet kan være forurennet med forureningskomponenter, såsom:

- Uorganiske forbindelser
 - tungmetaller
 - andre uorganiske forbindelser
- Organiske forbindelser
 - olieprodukter m.v.
 - organiske chlorforbindelser
 - andre organiske forbindelser

Kilder Kilderne til denne forurening af havneslam kan opdeles i primære og sekundære kilder.

Primære kilder

- Fælles spildevandsudledninger
- Separate udledninger
- Udledning af regnvand
- Udledning fra skibe
- Afgivelse af stoffer fra
 - materialer i havnen
 - aktiviteter på kajen

Sekundære kilder

- Udledning af rensat spildevand
- Udsivning fra
 - forurennet jord
 - kemikaliedepoter
- Tilførsel fra vandløb
- Tilførsel fra omkringliggende vandområder

Miljøeffekter

Ved bortskaffelsen af havneslam kan der således forekomme miljøeffekter både i form af spredning af forurenende stoffer, i form af støj og lugt samt ved fysiske påvirkninger af omgivelserne. Dette gælder især ved klapning på havbund og deponering i kystzonen.

Lovgrundlag	Ved klapning er man underlagt Havmiljøloven (1985) med tilhørende bekendtgørelser samt Oslo-London- og Østersø-konventionerne. Myndighedsbehandlingen varetages af Amtsrådene, der i visse områder har udarbejdet fælles retningslinier for administrationspraksis i forbindelse med tilladelser til klapning af havneslam.
Klapning	I de fleste amtskommuner beror en tilladelse til klapning på en sammenligning mellem tungmetalindholdet i havneslammet og referenceværdier for tungmetalindholdet i uforurenede bundsediment. Er tungmetalindholdet i havneslammet mindre end 2 gange referenceværdien vil en klapningstilladelse ofte blive givet. Desuden skal klappladsen være godkendt og i overensstemmelse med recipientkvalitetsplanlægningen.
Deponering	Deponering af havneslam på land eller i et depot i kystzonen er underlagt Miljøbeskyttelseslovens kapitel 5, og her er det også Amtsrådene, der varetager myndighedsbehandlingen. Ved bortskaffelsen af havneslam er det i dag havnemyndighederne, der er de ansvarlige. Forurening af havneslam skyldes ikke udelukkende aktiviteter i havnen, men også forhold i havneområdets opland (udledninger m.v.), hvorved havnene påføres store omkostninger.
Grænseværdistrategier	Ved fastlæggelse af grænseværdier i forbindelse med klaptilladelser kan der anvendes forskellige alternative strategier: • Referenceorienteret • Effektorienteret • Kildeorienteret Den referenceorienterede fastsættelse af grænseværdier baseres på at klapning tillades såfremt havneslammet indhold af forurenende stoffer ikke overstiger en nærmere fastsat faktor gange baggrundsniveauet (referenceværdi). Dette svarer til dansk myndighedspraksis. Den effektorienterede fastsættelse af grænseværdier baseres på estimerede eksponeringskoncentrationer af de forurenende stoffer sammenholdt med de koncentrationer, der forårsager effekter på marine organismer. Den kildeorienterede fastsættelse af grænseværdier baseres på det akutte behov for klapning og det nuværende belastningsniveau af havneslammet. Ved at fastsætte en dosisstandard (mængde) i forhold til en produktstandard (koncentration) og en kvalitetsstandard (kvalitet for

marint miljø) foretages en løbende stramning af minimums- og maksimumskraverne til produkt- og dosisstandarder, således at man på længere sigt når frem til effektorienterede standarder.

Den referenceorienterede fastsættelse af grænseværdier vurderes som den miljømæssigt, økonomisk og administrativt mest hensigtsmæssige løsning.

For at reducere forureningen af havneslam og dermed mindske bortskaffelsesproblemerne bør der arbejdes med en lokalisering af forureningskilderne.

Sporingsmodel

Til brug herfor er der opstillet en sporingsmodel, der indeholder følgende aktiviteter:

- Opstilling af analyseprogram
- Analyser af havneslammet
- Vurdering af måleresultater
- Udpegning af forureningskilder
- Afgrænsning af kloakområde
- Vurdering af virksomheders udledninger
- Detailvurdering af mulige kilder
- Opstilling af liste over forureningskilder

Listen over forureningskilder kan derefter danne basis for videre overvejelser om, hvorledes forureningen fremover kan begrænses.

Bortskaffelsesmetoder

For at belyse mulighederne for bortskaffelse/behandling af havneslam er følgende metoder beskrevet:

- Bortskaffelse i havet.
 - klapning
 - kontrolleret klapning mellem undersøiske dæmninger
 - kontrolleret klapning i hul i havbunden
 - kontrolleret klapning bag dæmning, der former en kunstig ø
 - kontrolleret klapning med overdækning
- Deponering på land
 - depot på land (kontrolleret losseplads)
 - depot i kystzonen (indspulingsfelt)
- Behandling
 - separation
 - a. hydrocyklonering
 - b. flotation
 - c. gravitationsseparation
 - d. mekanisk separation
 - afvanding
 - a. centrifugering
 - b. filtrering
 - c. slambede

- rensning
 - a. landfarmning
 - b. kompostering
 - c. ekstraktion
 - d. vådoxidation
- immobilisering/stabilisering
 - a. cement, flyveaske og kalk
 - b. vand-glas
 - c. forbrænding

Kolding Havn

For at demonstrere de vurderinger, der bør foretages for at nå frem til den mest hensigtsmæssige bortskaffelsesmetode af havneslam, er Kolding Havn anvendt som eksempel.

Kolding Havn består af en inderhavn og yderhavn med en 5,5 km lang sejlgrende foran havneindløbet. Hertil kommer to lystbådehavne henholdsvis nord og syd for selve trafikhavnen.

De samlede havneslamsmængder, der frem til år 2000 vil fremkomme ved oprensnings- og anlægsarbejder, er vurderet til ca. 985.000 m³. Ved optagning af havneslammet tilkommer vand, således at den samlede mængde til bortskaffelse vurderes til ca. 1.180.000 m³.

Tungmetaller

Analyser af havneslammet viser, at inderhavnen er mest belastet, og at kviksølv er det tungmetal, der forekommer i den største overkoncentration. Ved at sammenligne målte tungmetalkoncentrationer i havneslam fra de forskellige havneafsnit med tungmetalkoncentrationen i sediment fra Lillebælt fremstår det tydeligt, at inderhavnen er det mest belastede område med en gennemsnitlig overskridelsesfaktor på 2,5. Bly, cadmium og kviksølv forekommer i de største overkoncentrationer.

Kilder

Ved anvendelse af den tidligere nævnte kildeporingsmodel er for Kolding Havn søgt klarlagt nogle af kilderne til de forhøjede tungmetalkoncentrationer i havneslammet.

Bortskaffelsesmuligheder

For at finde frem til nogle realistiske muligheder for bortskaffelse af havneslam fra Kolding Havn er der foretaget en lokalisering af mulige klappladser og depotområder. Dette er gennemført dels på baggrund af Vejle Amtskommunes normale praksis for behandling af klaptilladelser, dels på basis af de sektorinteresser, der er opgjort for Kolding Fjord i forbindelse med kommuneplanrevisionen.

Klappladser

Det fremgår heraf, at det ikke er muligt at pege på egnede klappladser i Kolding Fjord, men at et område ved munden af Vejle Fjord vurderes at være en realistisk mulighed.

Kystdepoter

Mulige kystdepoter:

- nord eller syd for havnen
- ved Eltang Vig (verserende §60-fredning)
- ved Studsdal Vig (verserende §60-fredning).

Et undersøisk depot kunne placeres i et område sydvest for Kidholme.

Uanset sektorinteresser ved Eltang Vig og Kidholme er det valgt at fastholde disse lokaliteter i de videre vurderinger. Dette begrundes i, at der ikke findes andre lokaliseringsmuligheder i Kolding Fjord, og at man har ønsket alle bortskaffelsesmuligheder behandlet i rapporten, således også kystdepoter i det åbne land og undersøiske depoter nær oprensningsstedet.

Bortskaffelsesprincipper På baggrund af bl.a. lokaliseringsmulighederne er der udvalgt en række alternative bortskaffelsesmetoder, der er opdelt efter 3 hovedprincipper:

1. Hele slammængden optages og behandles under et.
2. Den forurenede slammængde optages og behandles adskilt fra det uforurenede slam.
3. En kombination af ovennævnte principper.

Hovedalternativ 1

Hovedalternativ 1 består af følgende løsninger:

- 1.1 Kildesporing og klapning.
- 1.2 Kildesporing og deponering i kystdepot.
- 1.3 Deponering i kystdepot.
- 1.4 Kontrolleret klapning i undersøisk depot.

Hovedalternativ 2

Hovedalternativ 2 er opdelt i følgende løsninger:

Forurennet slam

- 2.1.A Deponering i kystdepot.
- 2.1.B Afvanding og deponering på kontrolleret losseplads.
- 2.1.C Stabilisering og deponering i kystdepot.

Uforurennet slam

- 2.2.A Klapning.
- 2.2.B Kompostering.
- 2.2.C Deponering i kystdepot.

Hovedalternativ 3

Hovedalternativ 3 består af følgende løsning:

- 3.1 Deponering af forurenede og del af uforurenede slam i sedimentationsbassin og klappning af øvrig del af uforurenede slam.

Vurderingsgrundlag

Ovennævnte alternative bortskaffelsesmetoder er derefter vurderet med hensyn til:

- Placering
- Indretning
- Kapacitet
- Drift
- Sektorinteresser
- Anlægsomkostninger
- Driftsomkostninger
- Miljøbelastning

Totalløsninger

Derpå er der sammenstillet ialt 11 total løsninger for bortskaffelse af havneslam fra Kolding Havn:

1. Kildesporing og klappning af samlet slammængde.
2. Kildesporing og deponering i kystdepot af samlet slammængde.
3. Deponering i kystdepot af samlet slammængde.
4. Kontrolleret klappning i undersøisk depot af samlet slammængde.
5. Deponering af forurenede slam i kystdepot og klappning af uforurenede slam.
6. Deponering af forurenede og uforurenede slam i opdelte kystdepoter.
7. Afvanding af forurenede slam og deponering på kontrolleret losseplads samt klappning af uforurenede slam.
8. Afvanding af forurenede slam og deponering på kontrolleret losseplads samt kompostering af uforurenede slam.
9. Immobilisering af forurenede slam og deponering i kystdepot samt kompostering af uforurenede slam.
10. Immobilisering af forurenede slam og deponering i kystdepot samt deponering af uforurenede slam i kystdepot.
11. Deponering i sedimentationsbassin af en del af slammængden, medens resten klappes.

For at bedømme disse total løsninger er følgende forhold vurderet:

- Teknik (gennemprøvet, forsøgt, uafprøvet)

- Miljøpåvirkning (hav/fjord, grundvand, luft)
- Sektorinteresser (natur og fritid, marinarkæo-
logi, erhvervsfiskeri)
- Økonomi (nutidsværdi i mill. kr.).

Diskussion

Der er ikke foretaget en sammenligning af de opstillede totalløsninger. I stedet er de enkelte løsninger kommenteret.

Løsninger, hvori indgår deponering i et kystdepot er yderst usikre på grund af en verserende sag om §60-fredning af området ved Eltang Vig.

Derudover er løsning 1 med klapning af den samlede slam-mængde kun medtaget som et eksempel, idet slammets indhold af tungmetaller ikke muliggør klapning i henhold til gældende lovgivning.

Det er således løsninger med deponering i sedimentationsbassin, kontrolleret klapning i undersøisk depot, afvanding og deponering på kontrolleret losseplads, kompostering samt klapning, der er interessante i forbindelse med bortskaffelse af havneslam fra Kolding Havn.

2. GENEREL PROBLEMSTILLING VEDRØRENDE BORTSKAFFELSE AF HAVNESLAM

2.1 Beskaffenhed og forureningskomponenter

Sedimenttransport

Der sker til stadighed en nedbrydning og transport af materialer fra landområder gennem vandløb til havet. I havet foregår en omfattende sedimenttransport fra erosionsområder til områder med mindre strøm og bølgepåvirkning, hvor materialerne kan sedimenteres.

Ved bygning af havne etableres moler m.m. for at hindre kraftig strøm og bølgepåvirkning, der kan genere skibstrafikken. Det har den effekt, at der ofte aflejres materiale i havnen, som med mellemrum må optages og bortskaffes for at bibeholde tilstrækkelige vanddybder i havnebassinene og eventuelle sejltreder.

Havneslam

Havneslammet¹ som oprenses i danske havne er af vidt forskellig beskaffenhed afhængigt af de naturlige og kunstigt skabte sedimentationsforhold, der findes ved de enkelte havne.

I havnene langs Jylland's vestkyst er det hovedsagelig sand, som aflejres, hvorimod der i de østjyske fjordhavne ikke er sand overhovedet, men gytje der består af meget finkornede partikler og organisk stof.

Sedimentet i havnene kan være forurenet uanset om hovedbestanddelen er sand eller gytje, men af fysisk-kemiske årsager er forureningsproblemerne oftest forekommende, når sedimentet er finkornet og har et højt indhold af organisk stof.

Forureningskomponenterne, der kan findes i havneslam, kan inddeles på følgende måde:

- | | |
|-------------------------|---------------------------------|
| Uorganiske forbindelser | - tungmetaller |
| | - andre uorganiske forbindelser |
| Organiske forbindelser | - olieprodukter m.v. |
| | - organiske chlorforbindelser |
| | - andre organiske forbindelser. |

¹

Havneslam er en almindelig anvendt betegnelse for det bundsediment, som oprenses i havnene.

I bilag 1 og 2 til Havmiljøloven (1985) er anført en række stoffer, som der af miljømæssige årsager skal være særlig opmærksomhed omkring, ved vurdering af mulighederne for bortskaffelse af havneslam.

Danske undersøgelser af havneslam har væsentligst omfattet tungmetallerne bly, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel og zink. På enkelte lokaliteter kan der naturligvis være tale om høje koncentrationer af andre tungmetaller og i fremtiden vil der blive lagt vægt på at tin også indgår i analyseserierne.

Indtil videre er der ikke så stor opmærksomhed omkring andre uorganiske forbindelser end dem, der indeholder tungmetaller, men i visse havne kan der forekomme væsentlige mængder af cyanider, fluorider m.v., som kan skabe problemer ved bortskaffelsen.

Der er registreret olieprodukter i havneslam fra en del havne, og dette har begrænset mulighederne for bortskaffelse.

Desuden kan havneslam i visse havne indeholde betydelige mængder fedt.

I de senere år har der været en øget opmærksomhed omkring persistente (svært nedbrydelige) organiske forbindelser, især organiske chlorforbindelser som f.eks.:

- PCB (polychlorerede biphenyler)
- Dioxiner
- Andre chlorerede organiske forbindelser.

Ud over de chlorerede organiske forbindelser har PAH (polyaromatiske hydrocarboner) og phthalater /1/ vakt opmærksomhed på grund af disse stoffers cancerogene effekt og persistens. Desuden skal nævnes organiske opløsningsmidler, herunder chlorerede opløsningsmidler.

Havneslammets indhold af organisk stof og næringssalte kan ligeledes være problematisk, idet omsætningen af organisk stof medfører iltforbrug og næringssaltene medfører algevækst. Dette er sjældent et problem i havnene, men kan være det, hvis slammet flyttes til et andet havområde.

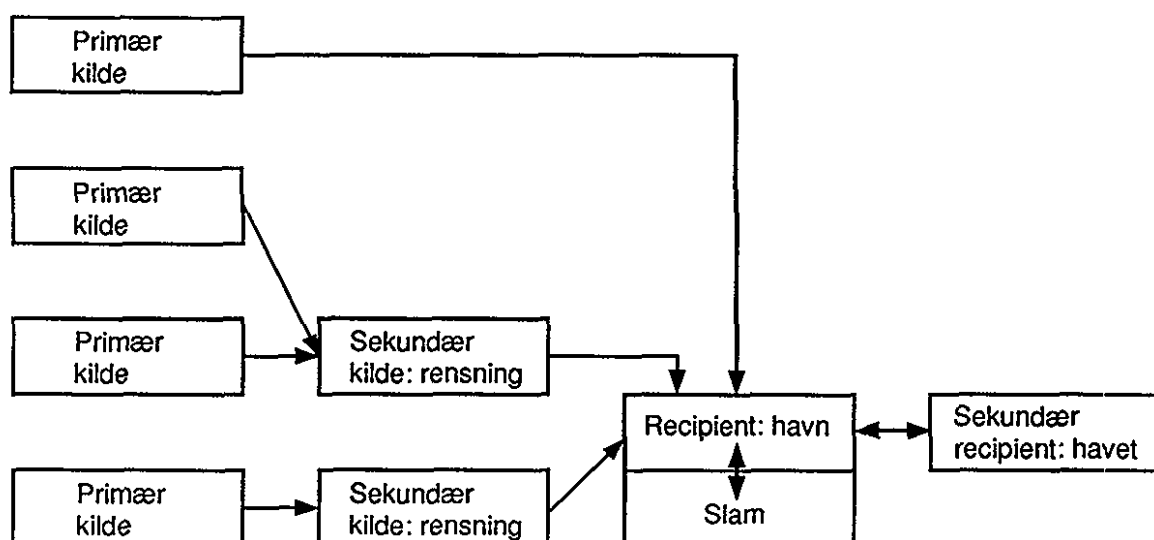
2.2 Kilder til forurening af havneslam

Forureningskomponenterne kan tilføres havneslammet fra forskellige kilder:

· Spildevandsudledninger:

- Direkte udledninger fra industri og husholdninger
- Fælles rensede udledninger for husholdninger, industri og regnvand m.v.
- Separate, rensede udledninger fra industri m.v.

- Udledning af regnvand
- Udsivning fra forurenede jord og materialer
- Tilførsel fra vandløb
- Tilførsel fra andre vandområder
- Atmosfærisk nedfald
- Aktiviteter i havnen



Figur 2.1 - Materialestrømme i havnes vandmiljø.

Desuden kan der være tale om udveksling af forurenende stoffer mellem de enkelte havnebassiner, således at forurenede slam i et bassin kan være en stadig kilde til forurening af slam i et andet bassin.

Af ovennævnte kilder er det spildevandsudledning og aktiviteter i havnen, som udgør de væsentligste forureningskilder.

2.3 Miljøeffekter ved bortskaffelse af havneslam

Bortskaffelse af havneslam omfatter en række operationer fra optagning over transport til behandling og/eller deponering.

Ved enhver af disse operationer kan miljøeffekter forekomme, både i form af spredning af forurenende stoffer, men også i form af støj og lugt m.m. I det følgende og ved vurdering af de enkelte løsningsalternativer, er det miljøeffekterne af selve bortskaffelsen, som der fokuseres på. Vurdering af effekterne af optagning og transport foretages ikke.

Ved miljøeffekter forstås her fysiske og kemiske ændringer, som påvirker omgivelserne og det omgivende økosystem. De økologiske effekter bliver derimod følger af de fysiske og kemiske ændringer, som bortskaffelsen medfører. Alligevel vil man ofte fremhæve de økologiske effekter fordi de er det synlige resultat og fordi den nøjagtige fysisk-kemiske baggrund for en økologisk effekt ikke altid er kendt.

Effekt på mennesker

De effekter, man ønsker at begrænse, kan være af forskellig karakter. Når det angår kemiske forbindelser, der akkumuleres i de marine fødekæder, kan en uønsket effekt være akkumulering af giftige kemiske forbindelser i fisk, der senere bliver til føde for mennesker.

Effekt på marint miljø

Samtidig med overvejelser om en eventuel påvirkning af mennesker må effekten på det eksisterende marine miljø vurderes. Her koncentrerer man sig om den giftvirkning, de forurenende stoffer har på de organismer, som stofferne kommer i kontakt med. Et mål for effekt på organismerne kan være flugtadfærd, reproduktionshæmning, hæmning af udviklingen af yngel - og for alger og højere planter - hæmning af fotosyntese og produktion. Disse effekter er sublethale, d.v.s. effekter, der ikke har dødelig virkning.

Dødelige effekter kan også forekomme, men sublethale effekter opstår ved lavere koncentrationer af forurenende stoffer, og de anvendes derfor fortrinsvis som effektmål.

Fysisk-kemiske effekter

I stort set alle samlede løsningsforslag til bortskaffelse af havneslam indgår klapning² eller kystzoneponering. Andre løsninger kommer kun på tale i det omfang, miljøeffekterne ved klapning eller deponering i kystzonen er uacceptable eller hvis andre sektorinteresser påvirkes, således at en af disse løsninger ikke er mulig.

²

Klapning er en almindeligt anvendt betegnelse for dumpning af optaget havbundsmateriale på havbunden.

En sammenstilling af miljøeffekterne ved bortskaffelse af havneslam vil derfor blive foretaget udfra de to eksempler klapning og kystzonedeposering.

2.3.1

Miljøeffekter ved klapning

Fysiske effekter

De væsentligste fysiske effekter, der kan optræde ved klapninger, er angivet nedenfor:

- En forøgelse af mængden af suspenderet stof i vandsøjlen.
- En forbigående nedsættelse af vandets gennemsigtighed (øget turbiditet).
- En tildækning af store områder på havbunden, hvorved de bundlevende og fastsiddende organismer begravnes (nogle dyr er i stand til at grave sig igennem de klappede masser).
- Igangsættelse af undersøiske mudderstrømme, der fører materialet udover større områder.

Kemiske effekter

De væsentligste kemiske effekter af klapning er:

- En frigørelse af tungmetaller og andre stoffer fra sedimenterne til den frie vandsøjle.
- En frigørelse af næringssalte.
- Et temporært fald i vandets indhold af opløst ilt.
- Optagelse af miljøfremmede stoffer i dyr og planter.

2.3.2

Miljøeffekter ved kystdeponering

Fysiske effekter

De fysiske effekter ved etablering af et kystdepot er følgende:

- Ændring af eksisterende biotoper for dyr og planter.
- Topografiske ændringer i kystlinien.
- Lugtgener.

Kemiske effekter

Mulige kemiske effekter af kystzonedeposering er:

- En udsivning af næringssalte og tungmetaller til recipienten på trods af de foranstaltninger, der er gjort for at undgå dette.
- Forringelse af grundvandskvaliteten, som følge af nedsivende vand fra depotet.
- Optagelse af miljøfremmede stoffer i dyr og planter.

Udvaskningen af specielt tungmetaller fra et kystdepot vil være afhængig af om slammet afvandes eller til stadighed holdes under vand. Afvandes slammet vil en iltning kunne forøge udvaskningen, idet tungmetallerne kommer på en

form, hvor mobiliteten er større. Disse effekter kan søges hindret ved at opbygge depotet hensigtsmæssigt og eventuelt supplere med opsamling og behandling af afløbsvandet fra depotet.

Som det fremgår af ovenstående eksempler er udvaskning og spredning af forurenende stoffer de gennemgående miljøeffekter ved bortskaffelse af havneslam. I bestræbelserne på at afbøde disse effekter, kan andre miljøeffekter opstå som f.eks. støj og lugtgener. Det er derfor væsentligt, at man ved den miljømæssige vurdering medtager alle typer af miljøeffekter før en konklusion om hvilken løsning, der er miljømæssig bedst, drages. Samtidig må det erkendes, at ikke alle effekter kan kortlægges og kvantificeres, bl.a. fordi den eksisterende viden ikke er tilstrækkelig på alle felter.

2.4 Praksis for myndighedsbehandling

Bortskaffelse af havneslam administreres efter to sæt af regler, afhængigt af om behandling og bortskaffelse foregår på land eller på vand.

Deponering på vand

Foretages deponering på vand af optaget havbundsmateriale er man underlagt Havmiljøloven (1985) med tilhørende bekendtgørelser, specielt nr. 975 af 19. december 1986, den såkaldte "klapbekendtgørelse". Endvidere har Danmark tiltrådt Oslo-London- og Østersøkonventionerne. Hertil kommer, at Miljøstyrelsen udsender en vejledning om klapning i 1990.

Amtsrådene er myndighed i forbindelse med tilladelser til klappinger. I nogle områder har amterne udarbejdet fælles retningslinier for administrationspraksis i forbindelse med tilladelser til klapning, dette gælder f.eks. Limfjordsamterne samt amterne omkring Lillebælt.

Referenceorienteret grænseværdifastsættelse

Den administrationspraksis, der på Miljøstyrelsens anbefaling følges i de fleste amtskommuner beror på en sammenligning af tungmetalindholdet i havneslammet med referenceværdier for tungmetalindholdet i bundsediment på tilsvarende uforurenede lokaliteter. Dette princip kaldes referenceorienteret grænseværdifastsættelse.

I den lovgivning og de konventioner, der omfatter klappinger (Havmiljøloven, Klapbekendtgørelsen, London-, Oslo- og Østersøkonventionerne), findes der ikke grænseværdier for de enkelte stoffer, idet baggrundsværdien vil afhænge af de lokale forhold (geologi, sedimentation, etc.).

Acceptfaktor	Den praksis, som Miljøstyrelsen anbefaler, indebærer, at klapning af havbundsmateriale tillades, hvis dette er belastet med mindre end det dobbelte af baggrundsværdien. Den danske acceptfaktor er altså normalt 2; for cadmium og kviksølv er faktoren dog mindre. I Sverige anvendes en acceptfaktor på 3-10 og i Holland 1,5.
Referenceværdier	For tungmetaller har Miljøstyrelsen hidtil som referenceniveau anvendt værdierne fra Miljøprojekt nr. 22, juni 1980 /8/. Fremtidigt anbefaler Miljøstyrelsen anvendelse af en rapport fra Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium, 1986 /29/. Baggrundsniveauet skal fastsættes ud fra målinger i referenceområder, der er karakteristiske for det aktuelle havområde og beskyttet mod indflydelse fra udledninger og andre menneskelige påvirkninger, der kan influere på recipientkvaliteten. Hvis der måles ved klaplokaliteten må man forvente et stigende baggrundsniveau og tilsvarende vil acceptgrænsen også øges. Konsekvensen heraf kan være store deponeringer uden reelle miljømæssige overvejelser. Fordelen ved den recipientorienterede praksis er, at den er let at administrere, især med en decentral administrationspraksis som i Danmark, hvor de enkelte amtsråd skal påse, at de forurenende stoffer kun forefindes i ringe mængder og koncentrationer i klapmaterialet (jf. klapbekendtgørelsen).
Deponering på land	Såfremt der ikke opnås tilladelse til klapning er det hovedsagelig kyst- eller landdeponering, der anvendes som alternativ. Kystdeponering eller indspulingsfelter, som de ofte betegnes er anlagt flere steder i landet. Deponering af havneslam på land eller i kystzonen er reguleret i henhold til Miljøbeskyttelsesloven og kræver en kapitel 5 godkendelse. Igen er det amtsrådet, som er godkendende myndighed. Der er i Danmark etableret særlige depoter til havneslam flere steder, bl.a. i Ålborg, Odense og Randers.
Ansvarsforhold	Havnemyndighederne i Danmark er etableret som selvstændige institutioner enten i statsligt, kommunalt eller privat regi. Dette indebærer, at havnenes drift er underlagt egne budgetter, herunder en vis form for selvfinansiering.

Havnemyndighederne	Havnemyndighederne er ansvarlige for at opretholde en bestemt vanddybde, således at skibe frit kan besejle havnene. Omkostninger til de nødvendige oprensninger afholdes derfor af havnemyndighederne.
Bortskaffelse	Kan der på grund af forurening ikke foretages traditionel klapning af det oprensede materiale pålægges havnene at bortskaffe havneslammet på anden vis.
Omkostninger	Dette vil i de fleste tilfælde være forbundet med større omkostninger. Havnene må udrede disse ekstra omkostninger på trods af at årsagen til forureningen bl.a. er at finde i udledningen fra det omkringliggende bysamfund.

2.5 Alternative strategier for fastsættelse af grænseværdier

Det er praksis ved danske myndigheders behandling af klapningstilladelser, at anvende en referenceorienteret grænseværdifastsættelse.

Af alternative strategier kan nævnes:

- Effektorienteret grænseværdifastsættelse.
- Kildeorienteret grænseværdifastsættelse.

I det følgende beskrives de alternative strategier til grænseværdifastsættelse.

2.5.1

Effektorienteret fastsættelse af grænseværdier

En effektorienteret fastsættelse af grænseværdier bygger på estimerede koncentrationer af de forurenende stoffer (eksponeringskoncentrationer) sammenholdt med de koncentrationer, der forårsager effekter på marine organismer (effektkoncentration).

Eksponering	Estimater på eksponeringskoncentrationer for miljøfremmede stoffer i klapmaterialet er behæftet med stor usikkerhed. Dette skyldes, at udvekslingen mellem sediment- og vandfasen er kompleks og påvirkes af en lang række faktorer, der varierer for de forskellige sedimenttyper og klaplokaliteter.
Effekt	Effektkoncentrationen bestemmes ud fra målinger af de enkelte stoffers effekter på de marine organismer.

Metoder til måling af sublethale effekter er ikke lige følsomme. Når man ønsker at vurdere effektniveauet, er det derfor vigtigt at afprøve et udvalg af forskellige testmetoder, så den laveste koncentration, ved hvilken det forurenende stof påvirker testorganismene, kan bestemmes. Ofte er der ikke udført tests af sublethale effekter med de stoffer, hvis effekt ønskes vurderet. Vurderingen af effekten i miljøet må da basere sig på andre testparametre, som f.eks. akut dødelighed.

Usikkerhed

Selv ved anvendelsen af meget følsomme måleparametre må man ved bestemmelsen af effektniveauet tage højde for de forskelle, der kan være i organismernes reaktioner under laboratorieforhold og naturlige forhold. Resultaterne af økotoksikologiske test udført i laboratoriet må derfor tilskrives en vis usikkerhed. Derudover er der en vis usikkerhed i bestemmelsen af effektniveauet, fordi laboratorietesten kun udføres på et begrænset antal organismer, og fordi samspillet mellem organismene oftest ikke indgår i testmetoder.

I estimeringen af det naturligt forekommende effektniveau tages der højde for de nævnte testusikkerheder ved applikation af en sikkerhedsfaktor, der fastsættes på baggrund af en vurdering af usikkerhedernes størrelse.

Efterhånden som mængden og kvaliteten af informationer øges, vil usikkerhedsgrænserne indsnævres. Derved vil vurderingen af stoffets potentielle skade kunne foretages med større sikkerhed /1/.

Operativ behandling

Det er ikke inden for rammerne af dette projekt muligt at foretage konkrete vurderinger for de enkelte kemiske forbindelser. I stedet beskrives en mulighed for operativ behandling af grænseværdier på basis af det nuværende informationsniveau.

Bioassessment

I USA har man opgivet at estimere skadevirkninger af forurenede sediment på det marine miljø, idet det konkluderes, at der ikke findes et definerbart forhold mellem niveauet af forurenende stoffer i sedimentet og biotilgængeligheden i det omgivende marine miljø /3/. Det er i stedet foreslået (i 1984), at der skal udføres bioassessment test (inkluderende toksicitet og bioakkumulering) i forbindelse med alle klapninger af sediment i "De store Søer" (ved den amerikansk-canadiske grænse). En sådan løsning indebærer imidlertid store økonomiske omkostninger.

Simpel model

I stedet for at estimere udvekslingen mellem puljerne kan indføring af generelle begreber, der er gældende for både sediment- og vandfasen, forenkle problemstillingen.

Parametre

Den simple model indeholder tre parametre, der er væsentlige for skadevirkningen af de forurenende stoffer: mobilitet, toksicitet og bio-akkumulerbarhed.

Mobiliteten anvendes som parameter for udvekslingen af stoffet mellem puljerne. Toksiciteten er parameter for de forurenende stoffers skadevirkning på levende organismer, og bioakkumulerbarhed er parameter for akkumulering via fødenettene med mulighed for menneskelig påvirkning.

Den simple model opererer med et rankingsystem, hvor stigende mobilitet, akkumulering og toksicitet giver stigende værdier (figur 2.2).

	MOBILITET	BIOAKKUMULERING	TOKSICITET	RANKING
STOF ELLER STOFGRUPPE	X	Y	Z	$X \cdot Y \cdot Z$

Figur 2.2 - Simpel model til vurdering af skadevirkningen af forurenende stoffer i klapmateriale.

Værdierne for de tre parametre kan derefter sammenholdes, og det endelige produkt kan grupperes efter stor, middel eller lille skadevirkning.

Behovet for en simpel model opstår på grund af manglende informationer og komplicerede sammenhænge i omdannelsen, spredningen og effekten af de forurenende stoffer.

Modellen bygger imidlertid på meget grove forsimplinger, som i sig selv medfører store usikkerheder. Hertil kommer, at selv de enkle fysisk-kemiske og toksikologiske data, som ligger til grund for den beskrevne ranking, kan være svære at fremskaffe.

En yderligere forsimpeling af modellen er dog ikke mulig, hvis man ønsker at anvende estimerede effekter som udgangspunkt for fastsættelse af grænseværdier.

Holland er i forbindelse med Oslo-kommissionens arbejde fremkommet med et forslag til udvikling af miljømæssige kriterier til kontrol af klapning /7/.

I det hollandske forslag adskilles de miljømæssige kvalitetsstandards i kildeorienterede standarder med et kortsigtet formål og effektorienterede standarder med et langsigtet formål. De kildeorienterede standarder fastsættes ud fra nuværende belastningsniveauer i klapmaterialet samt akutte behov for klapning. De effektorienterede standarder afspejler et almindeligt beskyttelsesniveau for miljøet, som er videnskabeligt baseret.

De kildeorienterede standarder opdeles i:

- emissionsstandards (koncentration), som ved klapninger kaldes produktstandards
- dosisstandards (mængde) til begrænsning af den mængdemæssige byrde af forureningen i et bestemt område.

Formålet er da at udvikle systemet i løbet af en årrække, hvor dosis- og produktstandards skærpes, således at den kildeorienterede standardfastsættelse ender på et niveau, der svarer til det videnskabeligt baserede, effektorienterede standardniveau.

Produkt- og dosisstandards

Der opstilles minimums- og maksimumskrav til både produkt- og dosisstandards. Er forureningsniveauet i klapmaterialet under minimumsværdien (både koncentrations- og mængdemæssigt), kan det umiddelbart klappes. Hvis forureningsniveauet ligger mellem minimums- og maksimumskravene, skal der foregå en kontrol af klappingen, og der bør tages initiativ til en forbedring af kvaliteten af klapmaterialet.

Klapmateriale med et forureningsniveau, der overstiger maksimumskravene, tillades ikke klappet.

"Excess load"

For at fastlægge dosisstandards er begrebet "excess load" blevet udarbejdet. Beregningen af "excess load" for et havneområde består af tre trin:

1. Den gennemsnitlige årlige mængde klapmateriale beregnes.
2. På baggrund af referenceværdierne for uforurennet/difust belastet sediment beregnes den mængde forurenende stoffer, som mængden af klapmaterialet ville give anledning til, hvis det faktiske indhold var lig med referenceværdierne. Denne mængde kaldes "reference-load".

3. Det faktiske forureningsniveau i havneslammet undersøges, og mængden beregnes. "Excess load" er da forskellen mellem det faktiske niveau og referenceniveauet.

"Excess load" beregnet for hvert enkelt havneområde på basis af 1986-tal foreslås accepteret som maksimalt dosisniveau, over hvilket klappning ikke bør tillades (figur 2.3). Det fremkomne maksimale dosisniveau er da det mest lempelige krav, der kan stilles, idet forureningsniveauet i 1986 uanset størrelse kan accepteres.

Havneslam	Reference
Potentiel slammængde/år × aktuelt forureningsniveau (koncentration) potentiel mængde forurenende stof/år	Potentiel slammængde/år × fastlagte referenceværdier for de forurenende stoffer (koncentration) "reference-load"/år
"Excess load" = pot. mængde forurenende stof/år - "reference-load"/år = max. dosis- standard	

Figur 2.3 - Beregning af "excess load".

En beregning af dosisstandard ud fra "excess loads" muliggør en administrativ, trinvis nedsættelse af miljømæssige kvalitetsstandarder fra kilde- til effektstandarder.

Den kildeorienterede fastsættelsesmetode, hvor det maksimalt tilladte dosisniveau er defineret som det aktuelle forureningsniveau, er en meget lempelig administrationspraksis set ud fra et miljøbevarende synspunkt. Det er nemt at administrere ud fra, og der er kun få omkostninger forbundet med gennemførelsen af en sådan administrationspraksis.

Konklusion vedr. strategi for fastsættelse af grænseværdier

De tre metoder til fastlæggelse af grænseværdier, der er gennemgået i det foregående har hver især både fordele og ulemper. Et valg af fremgangsmåde forudsætter derfor en afvejning af de problemer, der er forbundet med de forskellige metoder.

Overordnet kan man sammenfatte de afvejsninger, der bør foretages i tre områder: miljømæssige, økonomiske og administrative hensyn. I tabel 2.1 er fordele og ulemper gjort op i forhold til de tre områder.

Tabel 2.1 - Vurdering af de miljømæssige, økonomiske og administrative hensyn ved anvendelse af tre forskellige metoder til fastlæggelse af grænseværdier.

	Miljø	Økonomi	Administration
Effekt-baseret	god	dårlig	dårlig
Kilde-baseret	dårlig	god	god
Reference-baseret	middel	middel	god

Det ses, at den effektbaserede løsning, der tager de største miljøhensyn, samtidig er den løsning, der er dyrest og sværest at administrere. Den nemt administrerbare og billige løsning ved kildebaseret grænseværdifastsættelse er til gengæld den dårligst tænkelige ud fra miljømæssige hensyn.

Den reference-baserede løsning er miljømæssigt og økonomisk bedømt som "middel" og administrativt som "god". Til baggrund for denne vurdering ligger dog, at de anvendte referenceområder defineres klart i forhold til klapområderne, og at der fastsættes retningslinjer for håndteringen af havneslam, der overstiger det forureningsniveau, der fremkommer ved at gange referenceværdierne med en udvalgt faktor.

2.6 Reduktion af forureningsgrad ved kildesporing

Bortskaffelse af havneslam, der indeholder forhøjede koncentrationer af tungmetaller eller andre stoffer, vil uafhængigt af hvilken behandlings- eller deponeringsmetode der anvendes, altid give anledning til nogen stofspredning til det omkringliggende økosystem.

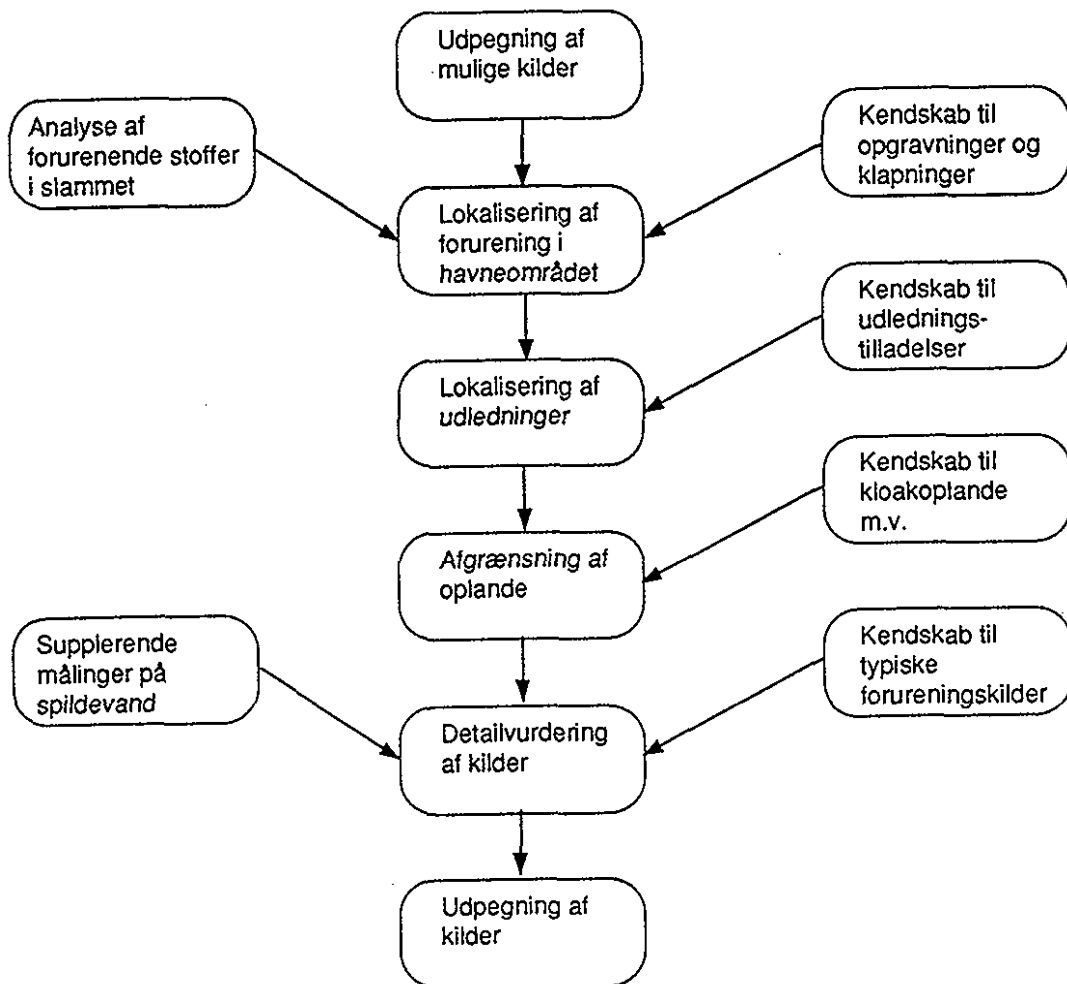
Især tungmetaller, som ofte findes i forhøjede koncentrationer i havneslam, er problematiske fordi metallerne ikke nedbrydes. Tungmetallerne kan tilstræbes bundet på en tungtopløselig form, men nogen fuldstændig stabil og risikofri bortskaffelsesmetode kan der ikke peges på.

Dette medfører, at der udover arbejdet med fremskaffelse af egnede deponerings- og behandlingsformer også bør arbejdes med lokalisering af forureningskilderne og mulighederne for at standse disse.

2.6.1

Sporingsmodel

Det forudsættes, at udgangspunktet for sporingen er, at der skal fjernes en vis mængde havneslam med henblik på oprensning af en havn. Sporingen kan foregå efter en model som vist i figur 2.4.



Figur 2.4 - Model til sporing af kilder til forurening af havneslam.

I det følgende er den skitserede model for sporing af forureningskilder gennemgået trin for trin.

Analysér	Sporingen indledes med kemiske analyser af slammets indhold af forurenende stoffer. Der vil fra myndighedernes side eventuelt foreligge krav om, hvilke stoffer der skal analyseres for. Desuden kan der være krav til antallet af analyser samt placeringen af disse. Ellers skal der foretages overvejelser over dette, hvilket vil sige, at der skal opstilles et program for prøvetagning og analyse.
Måleprogram	Ved opstilling af analyseprogrammet vil det være hensigtsmæssigt, hvis der i forvejen er indhentet oplysninger om, hvilke kilder og hvilke stoffer der kan være aktuelle, så man sikrer, at man får foretaget analyser for alle relevante stoffer.
Vurdering	Ud fra analyserne vil det være muligt at foretage en første afgrænsning af en eventuel forurening, ligesom der kan dannes et overblik over, hvilke stoffer der er aktuelle. Hvis der ikke fremkommer et klart billede af forureningen, kan der være behov for supplerende målinger. Ved vurderingen af måleresultaterne skal der tages højde for, at der kan være foretaget opgravninger og klapninger på de pågældende områder, således at en eventuel forurening er flyttet til et andet område, eller at en målt forurening stammer fra andre dele af havnen.
Forureningskilder	Når der foreligger et tilstrækkeligt detaljeret billede af forureningens udbredelse, kan der foretages en udpegning af, hvilke udledninger forureningen kan stamme fra. Der skal dels tages hensyn til, at der kan være tale om en blanding af diffuse kilder (f.eks. udsivning med grundvandet) og koncentrerede udledninger (f.eks. separate spildevandsudledninger), dels at der kan være tale om udledninger over et betydeligt tidsspænd.
Udledninger	Ud fra kendskabet til de tidligere og eksisterende udledninger foretages en geografisk afgrænsning af oplandene. Dette kræver bl.a. kendskab til kloakoplande for diverse spildevandsudledninger samt kendskab til vandløbsoplandene. En del af disse oplysninger vil i forvejen være tilgængelige hos de kommunale myndigheder.
Virksomheder	På grundlag heraf registreres større virksomheder og forurenende aktiviteter m.v. i oplandene. Udledningstilladelser for de pågældende virksomheder m.v. gennemgås med henblik på vurdering af mulige kilder. En del af de nødvendige oplysninger er i forvejen til stede hos de lokale myndigheder i form af virksomhedsregistre og miljøgodkendelser m.v.

Detailvurdering

Der foreligger allerede et vist kendskab til typiske forureninger fra en række kilder. Ud fra dette kendskab foretages en detailvurdering af mulige kilder, hvilke stoffer de udleder, og hvilke mængder. Der vil eventuelt være behov for supplerende målinger af forurenende stoffer i spildevand i afgrænsede grene af kloaksystemet for at kunne spore eventuelle større kilder.

På dette grundlag opstilles den endelige liste over forureningskilder, som kan danne basis for de videre overvejelser over, hvordan forureningen fremover kan begrænses.

3. LØSNINGSPRINCIPPER FOR BORTSKAFFELSE AF HAVNESLAM

3.1 Indledning

Opmærksomheden omkring de forureningsproblemer havneslam kan give anledning til, har medført at en udviklingsproces af nye metoder til bortskaffelse er igangsat.

Indenfor beslægtede områder som behandling af kemikalieforurennet jord og behandling af boremudder fra olieindustrien pågår ligeledes en udvikling af bortskaffelsesmetoder.

En universalløsning findes ikke, dertil er variationen i havneslamssammensætningen for stor. Det forventes derfor, at det i fremtiden vil være nødvendigt med et spektrum af behandlings- og deponeringsmuligheder. Valg af en optimal teknologi kan da ske på baggrund af de lokale forhold i den enkelte havn.

3.2 Bortskaffelse af havneslam

Bortskaffelse af havneslam kan ske ved klapning eller ved deponering på land.

3.2.1

Klapning

Klapning kan foretages forskellige måder, som illustreret på fig. 3:

- åben klapning (fig. 3.1)
- kontrolleret klapning mellem undersøiske dæmninger (fig. 3.2)
- kontrolleret klapning i hul i havbunden (fig. 3.3)
- kontrolleret klapning med overdækning (fig. 3.4, 3.5, 3.6).

Klapning

Havneslam udlagt på bunden er udsat for påvirkninger fra bølger og strøm, der kan medføre erosion og dermed spredning af det klappede materiale. En klapning bør om muligt foretages i et sedimentationsområde, da spredning af det klappede materiale herfra ikke kan forventes.

Såfremt dette ikke er muligt, bør det sikres, at middelmørnstørrelsen og kornstørrelsesfordelingen i sedimentet på klappladsen, er den samme, som i det materiale, der klappes.

De øvrige løsningsmuligheder er variationer af klapning, som alle har til formål at mindske erosionen og dermed spredning af det klappede materiale.

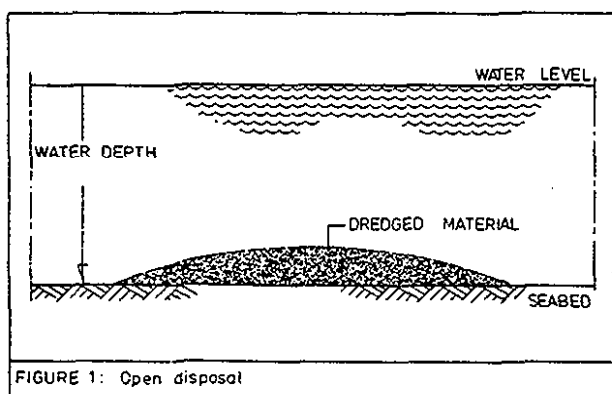
Endvidere kan man ved disse ekstra foranstaltninger forhindre/forsinke udvaskningen af forurenende stoffer fra slammaterialet som klappes.

Dæmninger

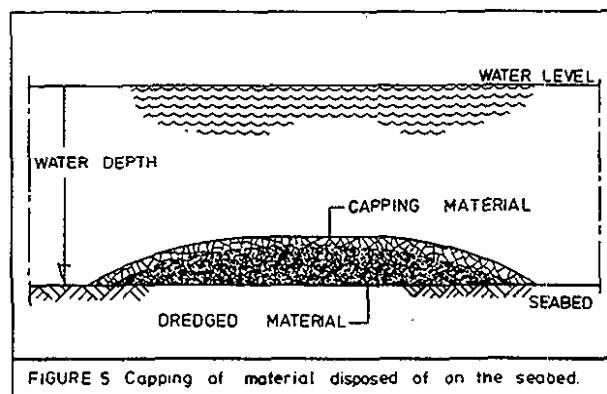
Undersøiske dæmninger vil ved korrekt dimensionering give strømlæ for materialet bag dæmningen. Sammenlignes med læhegn ophører læeffekten i en afstand fra dæmningen, der er 10-20 gange dæmningens højde. Erosionen vil således mindskes, hvis klappingen foretages i mindre felter.

Hul i havbunden

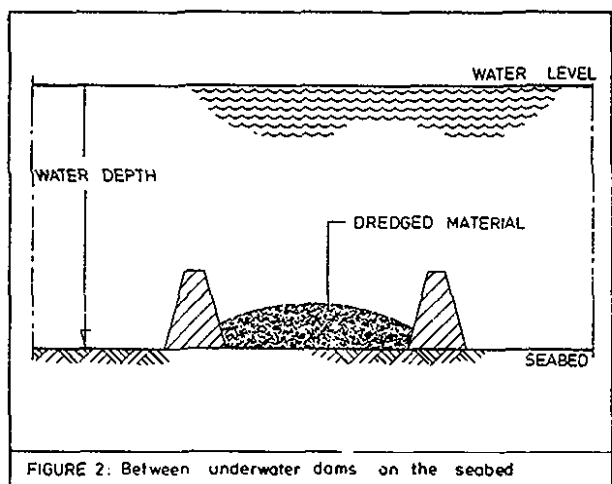
Et hul i havbunden kan være naturligt eller lavet i forbindelse med råstofindvinding. Er hullet skabt af erosion vil det ikke være egnet til klapping. Fyldes et hul, som er forårsaget af råstofindvinding kun delvist op med slam, vil der være en tendens til en naturlig tilbagefyldning af omkringliggende bundsedimenter henover slammaterialet. I hvor høj grad dette sker vil dog i hvert enkelt tilfælde afhænge af strømforholdene på stedet.



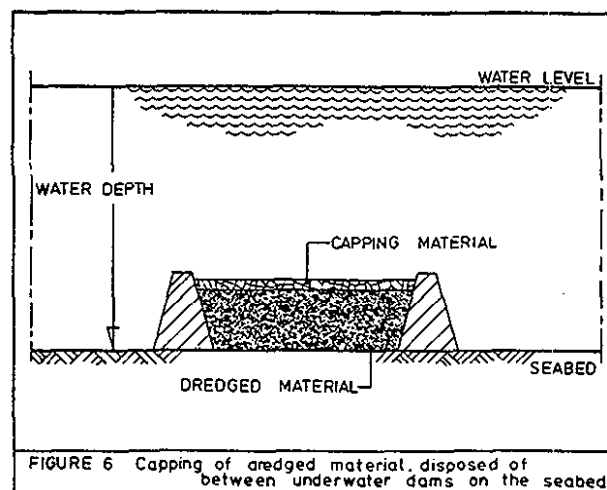
Åben depot



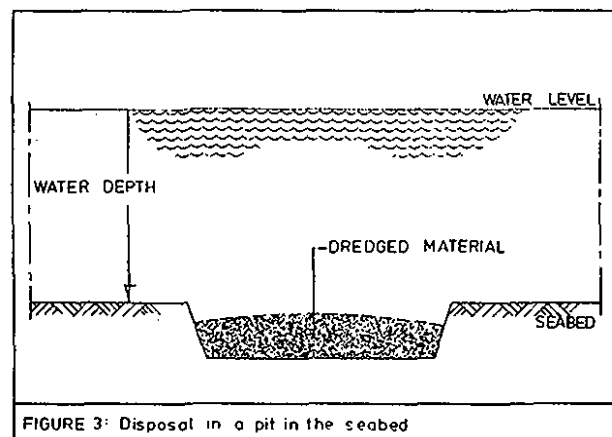
Depot med overdækning



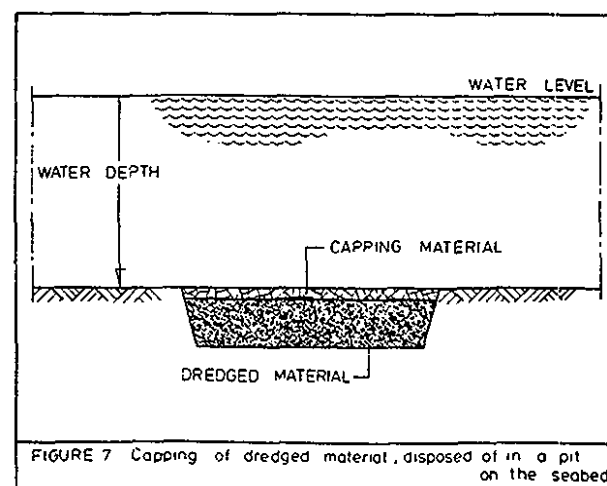
Depot mellem undersøiske dæmninger



Depot med overdækning



Depot i hul i havbunden



Depot med overdækning

Fig. 3.1 - 3.6
Klapning i forskellige
udformninger, jf. /10/.

Overdækning

Overdækning af det klappede slam sker ved udpumpning af sand, således at der sedimenteres et dæklag over slammet. Overdækning kan, som det fremgår af fig. 3.4, 3.5 og 3.6, anvendes ved tre typer af klappning. Kornstørrelsen i materialet som anvendes til dæklag skal være den samme eller større end i det naturligt forekommende sediment i området.

Udover erosionsbeskyttelse, som primært består i at dækmaterialet er tungere end slammaterialet, vil dæklaget betyde at udvaskningen af forurenende stoffer fra slammet formindskes eller helt forhindres. I /10/ angives at 50 cm dæklag effektivt forhindrer frigivelse af næringssalte og forureningskomponenter, som f.eks. tungmetaller.

3.2.2

Deponering på land

Deponering på land kan foretages på følgende måder:

- kontrolleret losseplads
- fyldplads
- depot i kystzonen

Kontrolleret losseplads På en kontrolleret losseplads henlægges materialet således, at det er omsluttet af en naturlig eller kunstig membran, som hindrer udsivning. Problemstillingen omkring en kontrolleret losseplads med perkolatrensning, risiko for grundvandsforurening m.m. er velkendt.

Fyldplads Fyldplads vil næppe blive anvendt fordi anden deponering vil være at foretrække, hvis materialet ikke er mere forurenend end at det kan henlægges på en fyldplads. Fyldplads kan være aktuelt, hvis en behandling af havneslammet foretages inden deponering, og behandlingen medfører, at man står tilbage med et materiale, der ikke forurener.

Kystdepot

Deponering i kystzonen foregår ved etablering af indfatningsdæmninger eller diger, bag hvilke slammet kan placeres. På fig. 3.8 er vist en snittegning fra et depot af denne type i Ålborg.

Havneslammet pumpes ind bag kystdepotets dæmninger og overskudsvand ledes tilbage til recipienten via afløb hvis højde kan reguleres. Afledningen af overskudsvand sker kontrolleret, således at overskudsvandet opnår en passende opholdstid i depotet. Opholdstiden er vigtig af hensyn til sedimentationen af de fine partikler, idet det er til de fine partikler hovedparten af tungmetallerne er bundet. I eksemplet fra Ålborg er overskudsvandets opholdstid 2 dage.

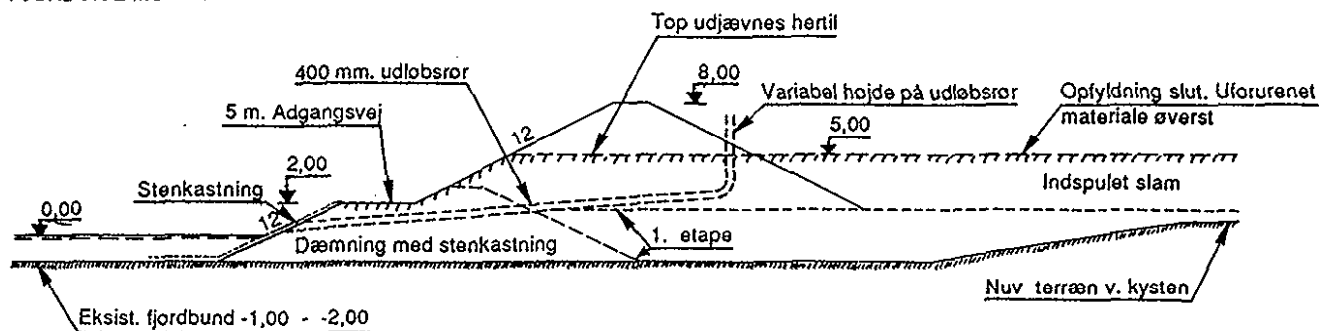


Fig. 3.8 - Spulefelt bag diger ved kysten, jvf. R & H (1988) /21/.

Hovedproblemerne ved deponering i kystzonen er denne afledning af overskudsvand fra indpumpningen og senere udvaskning af forurenende stoffer fra depotet. Holdes vandstanden i kystdepotet så høj, at havneslammet hele tiden er dækket af vand, vil udvaskningen af tungmetaller ikke øges på grund af iltning m.m. Når vandstanden i kystdepotet holdes højere end i recipienten indenfor depotet, vil der være en vis udsivning fra depotet. For at minimere denne udsivning opbygges depotet med lerdæmning og lerbund således, at vandudsivningen bliver meget lille og således at eventuelle metalioner i det udsivende vand kan bindes til lerminerallerne.

Et kystdepot vil være et synligt element i landskabet, hvilket ofte vil være problematisk i forhold til natur- og fredningsinteresser samt rekreative interesser. De fleste kystdepoter er da også hidtil etableret i umiddelbar tilknytning til havnene, hvorfra materialerne oprenses.

De beskrevne løsningsprincipper for deponering er alle samlet i diagrammet, fig. 3.9, der giver mulighed for at få et samlet overblik.

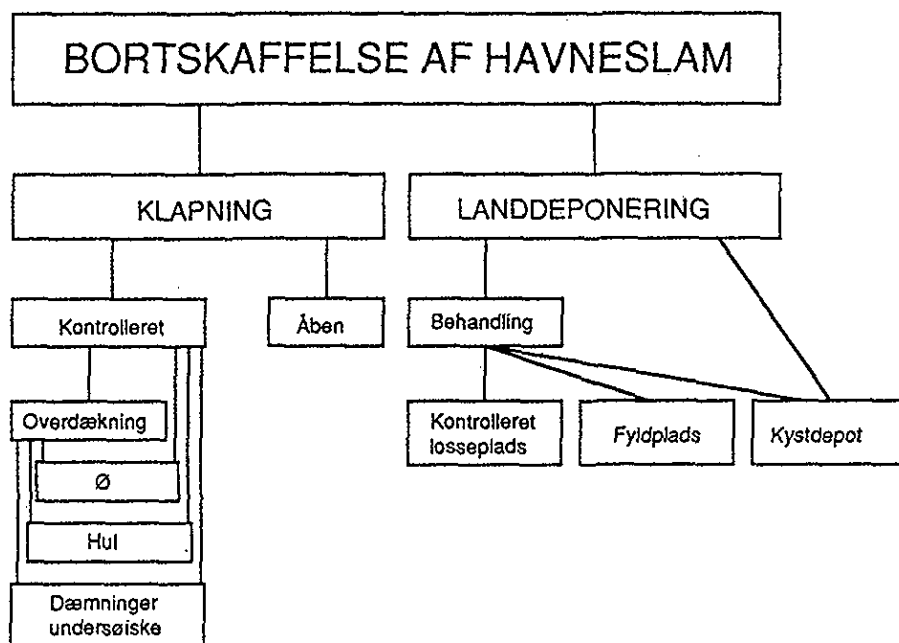


Fig. 3.9. Løsningsprincipper for bortskaffelse af havneslam.

3.3 Behandling

Under forskellige omstændigheder kan det være nødvendigt med behandling/rensning af havneslammet, før det slutdeponeres.

Årsagen kan være en af følgende:

- Acceptabel deponeringsmulighed kan ikke findes.
- Der ønskes en reduktion i volumen af det forurenede materiale af hensyn til deponeringskapacitet og omkostninger.
- Den valgte deponeringsløsning er kun mulig, hvis slammet er forbehandlet (afvandet, stabiliseret).

Behandling af slam omfatter fire hovedprocesser:

Separation (klassifikation)

Ved separation foretages en fysisk sortering af materialet efter kornstørrelse, for at tilstræbe en opdeling af slammet i en forurenede og en uforurenede fraktion. Den grovere sandfraktion i det optagne materiale vil være mindre forurenede end den finkornede silt, ler og organiske stoffraktion.

Afvanding

Slam indeholder store vandmængder og det kan af hensyn til den valgte deponeringsform eller rensningsmetode være fordelagtigt/nødvendigt at foretage en afvanding af slammet.

Rensning

Ved rensning forstås en nedbrydning af de forurenende stoffer til uskadelige komponenter eller en udvaskning af de forurenende stoffer fra slammet. Ved udvaskning vil man stå tilbage med et residualmedie, hvor de forurenende stoffer findes i koncentreret form.

Immobilisering/stabilisering

Ved tilsætning af stabiliserende stoffer eller indstøbning i f.eks. beton kan slammet bringes på en form, således at udvaskning fra det ikke er muligt. På engelsk anvendes begrebet "solidification", som illustrerer, hvorledes man ved behandlingen tilstræber et fast og uigennemtrængeligt materiale. I forbindelse med havneslam er det oftest tungmetaller, som er hovedproblemet. Metaller kan i en vis udstrækning immobiliseres ved at aktivere processer, der bringer dem på en tungtopløselig form.

Slambehandlingen i en konkret sag kan involvere en eller flere af hovedprocesserne separation, afvanding, rensning og immobilisering. Et diagram, der viser samspillet mellem hovedprocesserne er vist i fig. 3.10.

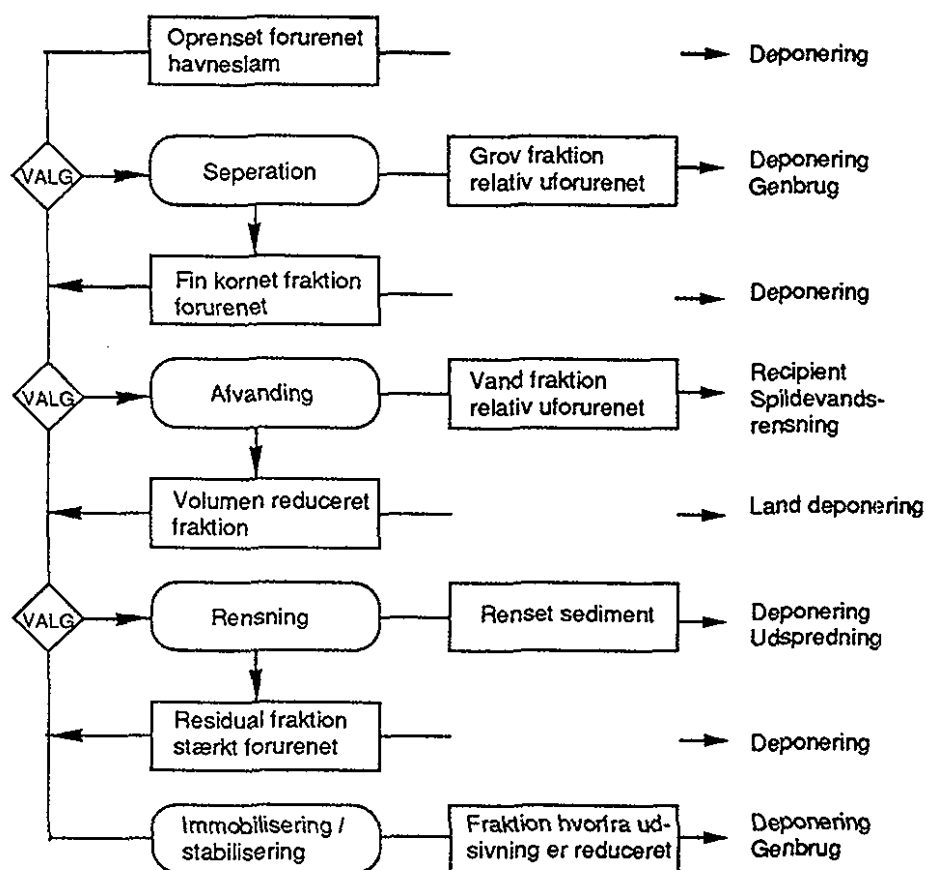


Fig. 3.10 - Hovedprocesser indenfor behandling af havneslam.

I det følgende vil de fire hovedprocesser blive nøjere beskrevet hver for sig.

Baggrunden for anvendelse af separation til opdeling af den forurenede og den uforurenede fraktion er, at de forurenende stoffer, specielt tungmetallerne, er bundet til de fine partikler i slammet. Man har på slam fra Hamburg havn foretaget analyser, der viser, at 95-98% af tungmetallerne i slammet er bundet til partikler med en kornstørrelse svarende til silt og finere materialer /11C/. Det er således muligt, at foretage en separation af havneslammet således at man får frasorteret en sandfraktion, der kan betragtes som uforurenat og derved står tilbage med en volumenmæssig mindre forurenat fraktion.

Metoder

Hydrocyclonering er en metode til udskillelse af partikler fra en væske. På fig. 3.11 er væskebevægelsen i en hydrocyklon vist. Indløbet er placeret tangentielt i hydrocyklonen således, at der dannes en ydre hvirvel, der med stadig større vinkelhastighed går ned mod cyklonens spids. Der dannes ved bunden en sekundær opadgående hvirvel, som gennem et aksialt placeret rør går til hydrocyklonens afløbsrør.

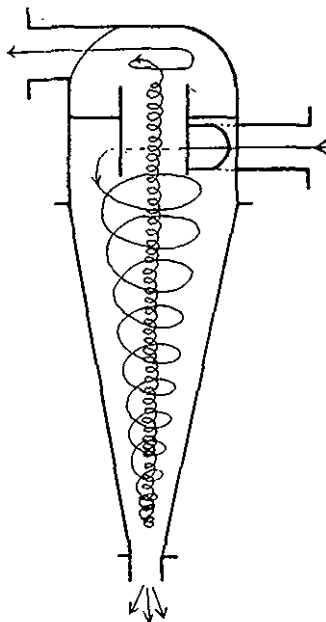


Fig. 3.11 - Strømning i en hydrocyklon.

Under den nedadgående hvirvel vil partikler større end en vis grænse være tilbøjelige til at glide ned langs væggen og ud ved bunddysen opblandet med en mindre mængde væske.

Om metoden kan anføres følgende:

- en relativ billig proces, der kan bruges til store slammængder /11B/.

- Separationen er ikke skarp, hvilket betyder, at den grovkornede fraktion har et indhold af partikler $< 60 \mu\text{m}$ og dermed et vist tungmetallindhold. I Hamburg har det således været nødvendigt med yderligere separation på den grovkornede fraktion.
- Sandfraktionen i slammet skal være større end 50% for at processen kan anses for at være fordelagtig /12/.
- I et belgisk projekt /13A/ blev sandseparation fundet ufordelagtigt, fordi der efter separationen skulle foretages en afvanding af slammet. Denne afvanding er vanskeligere, når sandet er sorteret fra, og der må tilsættes større mængder konditioneringsmiddel. Endvidere får man ikke en reduktionsfaktor af slamvolumen, der er af samme størrelse, som når slammet indeholder sand.

Hydrocyklonering er en metode, som i praksis har vist sig at være anvendelig til separation af havneslam.

Flotation er en metode, der anvendes i mineindustrien til at udskille de værdifulde mineraler fra moderbjergarten. Princippet i flotation er, at luftbobler hæfter sig til nogle partikeltyper bedre end andre. Luftbobler ledes gennem væsken, hvorved partikler under en vis størrelse og som ikke fugtes let transporteres mod overfladen. Væsken skal være tilsat skumstabiliserende stoffer således, at der ved luftgennemstrømningen skabes et skumlag på væskeoverfladen, hvor partiklerne bindes.

I forbindelse med havneslam er metoden først og fremmest anvendelig ved fjernelse af olieforurening, idet olie er vandafvisende, og således vil bindes til luftboblerne.

Der foreligger ingen oplysninger om metodens anvendelse overfor havneslam.

Gravitationsseparation, svarende til sandfanget i et spildevandsrensningsanlæg, er en tredje mulighed. Ved gravitationsseparation udnyttes partiklernes forskellige faldhastighed som vist på fig. 3.12.

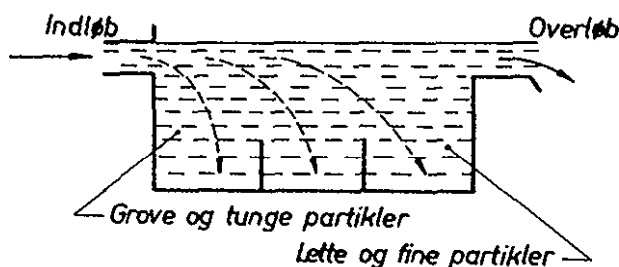


Fig. 3.12 - Separation udført ved gravitation.

En separation ved anvendelse af gravitationsprincippet er pladskrævende, men kan med fordel anvendes i forbindelse med deponering i indspulingsfelter. Under indspulingen ledes slammet først gennem et sandfang, hvorefter slammet sedimenteres i det egentlige depot.

Mekaniske klassifikationsapparater findes i forskellige udformninger. På fig. 3.13 er vist et eksempel. Klassifikationsapparater er generelt velegnede til ukomplicerede separationsprocesser.

Den mekaniske klassifikation kan anvendes forud for f.eks. en hydrocyklon. En frasortering af grove materialebestanddele bør foretages forud for hydrocyklonen af hensyn til dennes effektivitet og slitage på materiellet /13B/.

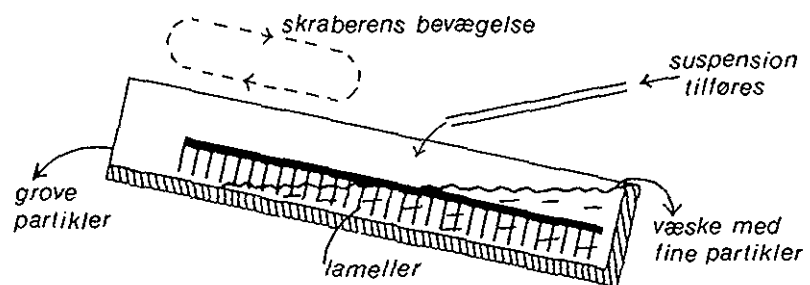


Fig. 3.13 - Mekanisk separation/klassifikation.

3.3.2

Afvanding

Afvanding af slammet eller af den finkornede separationsrest medfører en volumenreduktion og naturligvis en forøgelse af slammets tørstofindhold.

Nogle rensningsmetoder vil kræve en forudgående afvanding af slammet. Endvidere foretages afvanding i forbindelse med landdeponering, hvilket bl.a. er tilfældet i Hamborg havn, hvor man efter separation og afvanding deponerer slammet i et stort slambjerg /13B/. Ved oprensning af kanaler og søer inde i landet er afvanding ligeledes en nødvendighed for derefter at kunne håndtere slammet med almindeligt jordflytningsmateriel.

Til afvanding af slammet kan anvendes en af følgende metoder:

- Centrifugering
- Filtrering
- Slambede

Ovennævnte metoder er alle velkendte i forbindelse med afvanding af spildevandsslam. Forud for afvandingen må der foretages en konditionering af slammets med flokuleringsmiddel af hensyn til afvandingens effektivitet. Centrifuge, sibåndspresse eller kammerfilterpresse reducerer vandindholdet til omkring 50%.

Forventede tørstofindhold ved forskellige afvandingsmetoder er vist i tabel 3.1.

Tabel 3.1 - Tørstofindhold i afvandet slam.

Metode	TS % i slamkagen	Konditioneringsmiddel
Centrifugering	12-25%	Polyelektrolytter
Sibåndspresse	20-25%	Polyelektrolytter
Kammerfilterpresse	25-50%	Kalk og jernsalte
Slambede	10-25%	Polymere

I et belgisk projekt /13A/ har man foretaget en nøje analyse af forskellige separations- og afvandingsstrategier. Resultatet af denne undersøgelse er vist på fig. 3.14.

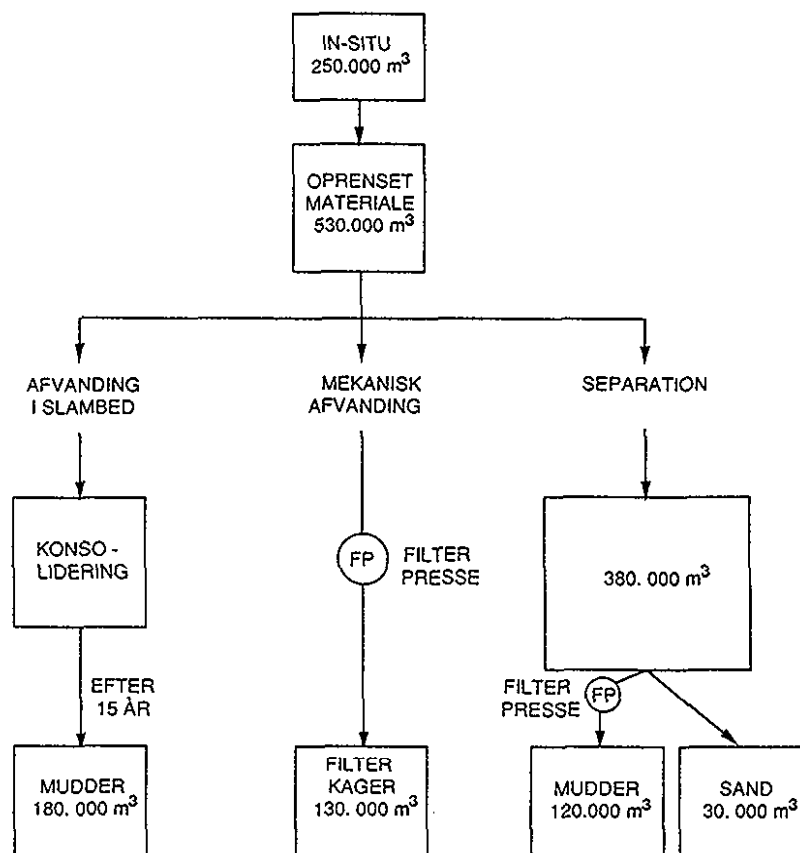


Fig. 3.14 - Volumenreduktion af havneslam ved forskellige behandlingsmetoder.

Ved kombination af separation og mekanisk afvanding opnås ikke en væsentlig bedre afvanding, og det er endvidere nødvendigt med tilsætning af større mængder konditioneringskemikalier. Konklusionen på undersøgelsen var derfor, at mekanisk afvanding på den rå havneslam var mere fordelagtig end en kombination af separation og afvanding. Som det fremgår af fig. 3.14 er afvanding ved dræning (slambede) og en efterfølgende konsolidering ligeledes en farbar vej, men ifølge undersøgelsen en tidskrævende proces.

3.3.3

Rensning

Rensning af havneslammets særligt forurenede fraktion kan foretages efter nogle af de samme principper, som anvendes ved rensning af industrispildevand. Der foreligger laboratorietests og andre forskningsresultater for rensning af havneslam, men endnu har ingen foretaget rensning i stor skala.

I det følgende gennemgås principperne i en række rensningsmetoder, og det vurderes, hvilke forureningskomponenter metoderne forventes at være anvendelig overfor. For en detaljeret gennemgang af de kemiske/biologiske reaktioner henvises til originalliteraturen.

Metoder

"Landfarming" er baseret på en mikrobiologisk nedbrydning, hvor det forurenede materiale spredes over et areal, således at omsætningen af organisk stof optimeres. Der tilføres eventuelt næringsstoffer, og materialet kan kultiveres for yderligere at forbedre iltforholdene for den mikrobiologiske aktivitet.

Metoden er arealkrævende, idet der maksimalt kan udlægges et lag på 40 cm, og processen mindst varer 1 år [11, 12].

Muligheden for nedsivning af forureningskomponenter til grundvand er tilstede, og indeholder slammet tungmetaller, vil der ske en akkumulering af disse i overjorden.

Kompostering kan f.eks. foretages ved at oplægge afvandet slam i miler. Disse tilføres næringsstoffer samt vand i fornødent omfang og vendes med mellemrum af hensyn til iltforholdene i materialet. Udsivning til omgivelserne kan hindres ved at udlægge membran under milerne og foretage en recirkulering af perkolat fra milerne.

Denne metode anvendes bl.a. til rensning af olieforurenede jord og til rensning af oliebaseret boremudder fra olie-efterforsknings- og produktionsboringer. Boremudder blandes med bark og træflis for at forbedre permeabiliteten i materialet og dermed ilttilførslen.

I forbindelse med havneslam vil en kompostering kunne nedbryde de mobile forureningskomponenter såsom olie og lettere organiske forbindelser.

Ekstraktion er en metode, hvor forureningskomponenterne udvaskes af slammet og opløses i ekstraktionsmiddel (væske eller gas). Processen resulterer således i et sediment med eventuelle restniveauer af de forurenende stoffer og et ekstraktionsmiddel med et koncentreret indhold af forurenende stoffer.

Der anvendes forskellige ekstraktionsmidler til forskellige stoffer. Ved forsøg har man påvist, at kviksølv kan udvaskes af havneslam med natriumhypoklorit, således at kun 5% af det oprindelige kviksølvindhold bliver tilbage i slammet /11B/.

Der sker fortsat udvikling inden for ekstraktionsteknologierne, idet man også inden for spildevandsrensning søger metoder til rensning af spildevandsslammet for tungmetaller. I et dansk forskningsprojekt har man en ekstraktionsmetode under udvikling, hvor 80% af tungmetallindholdet i spildevandsslam fjernes /15/.

Vådoxidation er en proces, hvor slam og luft bringes ind i en reaktor, hvor tryk og temperatur hæves. Denne proces bevirker at organiske stoffer nedbrydes til kuldioxid og vand eller til simple organiske forbindelser, der har større vandopløselighed. Der er endvidere påvist fjernelse af visse metaller ved processen, idet lettere oxiderbare metaller (arsen og chrom) kan overføres til vandfasen /15/.

Metoden afprøves af danske firmaer i forbindelse med behandling af kemikalieforurenede jord.

3.3.4

Immobilisering/stabilisering

Hovedproblemet i forbindelse med bortskaffelsen af havneslammet er mobiliteten af de forurenende stoffer. Metoder, som hindrer eller reducerer mobiliteten af stofferne kan derfor være påkrævet forud for deponering.

Af faktorer, der påvirker mobiliteten af tungmetaller kan nævnes pH, iltforhold, salinitet og den aktuelle vandgennemstrømning. De tre førstnævnte er af betydning for koncentrationen af metal opløst i porevandet, og vandgennemstrømningen er betydende for den mængde porevand, der strømmer gennem systemet. Vandgennemstrømningen og koncentrationen vil tilsammen give fluxen ud af systemet.

Metoder

Cement, flyveaske og kalk er mulige tilsætningsstoffer. Havneslammet får herved en lavere permeabilitet og en højere pH. Stigningen i pH vil bringe metallerne på en tungt opløselig form. Dog må pH ikke stige til over 12, da dette vil give anledning til en øget opløselighed for visse tungmetaller (bly og cadmium bl.a.).

Da flyveasken i forvejen er et affaldsprodukt, vil denne kombination af deponering af to affaldsprodukter sammen rumme interessante perspektiver.

Vand-glas er en metode, hvor alkalisilikater tilsættes, og der dannes en geleagtig masse, som indkapsler slammet i en for vand uigennemtrængelig masse.

Forbrænding til mursten eller keramiske piller er en metodik, som undersøges i øjeblikket. I USA oparbejdes slam til såkaldte bio-bricks og i Holland og Vesttyskland eksperimenterer man med forbrænding til piller [12], [31]. Pillerne skal anvendes som vejunderlag og andet fyldmateriale inden for belægningsområdet.

Forbrænding giver imidlertid et problem med røggassen, idet en del metaller bl.a. kviksølv frigives til røggassen. Derfor må røggassen renses, hvilket resulterer i, at man står tilbage med et filtermateriale, der indeholder tungmetaller.

4. MÆNGDER OG SAMMENSETNING AF HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN

Vanddybde

Den officielle vanddybde i Kolding Havn er 7 m, hvilket skal holdes vedlige i den 5,5 km lange sejlrende udfor havneindløbet samt i selve trafikhavnen, der består af en inderhavn og en yderhavn. Hertil kommer, at der i Kolding er to lystbådehavne henholdsvis nord og syd. På kortet fig. 4.1 er de nævnte havneafsnit vist.

4.1 Bundforhold i Kolding havn

Aflejringer

I den indre del af Kolding fjord og dermed Kolding havn består bunden af sedimenter aflejret efter sidste istid. Disse postglaciale aflejringer findes i Kolding havn indtil ca. kote -12 m. Lagserien består overvejende af marint gytje samt nederst i lagserien endvidere af tørve-, ler- og sandlag.

Gytje

Den marine gytje består af velomsatte plante- og dyrerester blandet med hele og uomsatte planterester. Gytjen er overvejende brun, men kan stedvis være sort og lugtende af svovlbrinte.

Vandindhold

Der er en stor variation i gytjens tørstof- og vandindhold. Ved geotekniske borer i Kolding havn har prøverne ligget indenfor nedenstående interval:

Tørstofindholdet i % af vådvægt (vv) 20-62%.

Vandindhold i % af vådvægt (vv) 38-80%.

I de øverste gytjelag er aflejringerne oftest meget løs med et vandindhold omkring 80%.

4.2 Havneslammængder

En oversigt over de oprensede slammængder i Kolding Havn siden 1946 fremgår af tabel 4.1.

Tabel 4.1 - Oprensninger i Kolding Havn for vedligeholdelse af vanddybde /16/.

År	Trafikhavn	Sejlbrende	Lystbådehavn	Deponeringssted
1988	5.000			Klappet Børup S.
1985**)	60.000	34.000	35.000	Klappet Børup S.
1977	52.000	28.000		Klappet Børup S.
1972		28.000		Klappet Børup S.
1966/67	45.000	7.000		Klappet Børup S.
1960/61	*)164.000			Klappet Børup S.
				Strandhusebugten
1946/47	*)26.000	*)68.000		Bragt i land (inddæmmede areal syd for åen)

*) Sandsynligvis i prammål.

**) I 1985 blev 7.000 m³ særligt forurenet slam deponeret i klappassin ved sydmoen.

De fremtidige slammængder indenfor hvert oprensningsområde vil i det følgende blive opgjort.

Trafikhavnen

I Trafikhavnen planlægges der med oprensninger hvert 10. år og på baggrund af tidligere oprensninger anslås behovet for oprensning at være ca. 55.000 m³ ved hver oprensning.

En opdeling af slammet fra Trafikhavnen i bidrag fra inderhavn og yderhavn kan foretages udfra arealet af bassinerne, der udgør henholdsvis 25.000 m² og 120.000 m².

Slammængder m³/år

Inderhavn	1.000
Yderhavn	<u>4.500</u>
Trafikhavn	5.500

Oprensning af sejlbrenden må foretages hvert 5. år og omfatter ca. 30.000 m³ ved hver oprensning.

Lystbådehavn syd

Lystbådehavn syd ligger ved Kolding å's udløb, hvilket har givet anledning til aflejring af forholdsvis store mængder. Der er nu etableret en dækmole, således at materialet vil blive ledt uden om havnebassinet og i højere grad aflejres i fjorden. Fremtidige oprensningsmængder i Lystbådehavnen er derfor ikke kendte, men man har et akut behov for fjernelse af 5.000 m³ slam og bundmateriale. Den årlige oprensningsmængde i lystbådehavnen må udfra forholdene i trafikhavnen anslås til ca. 1.500 m³/år.

Lystbådehavn nord

Der foreligger ingen særskilt opgørelse for oprensning af dette havneafsnit. Noget sediment oprenses i forbindelse med oprensning i trafikhavnen. I prognosen for fremtidige slammængder indgår begge lystbådehavne i en post.

Anlægsarbejder

I tabel 4.2 er anført de sedimentmængder som Kolding kommune forventer der skal optages i forbindelse med anlægsarbejder frem mod år 2000.

Tabel 4.2 - Uddybningsmængder i forbindelse med anlægsarbejder i Kolding Havn.

Projekt	Mængde i fast mål	Realisering
Lystbådehavnen syd	5.000 m ³	Nu
Lystbådehavnen nord	3-6.000 m ³	Nu
Havneudvidelse etape II	100.000 m ³	1-5 år
Havneudvidelse etape III	86.000 m ³	5-10 år
Diverse ro leje m.v.	15-20.000 m ³	1-5 år
Ny indsejling lystbådehavnen nord samt nye arealer	150.000 m ³	10 år
Ny lystbådehavn v/Drejens	100.000 m ³	5-10 år
Forøgelse af vanddybder til 8,0 m.	300.000 m ³	5-10 år
Ialt	760.000 m ³	0-10 år

Prognose for slammængder

På baggrund af de foregående afsnit er i tabel 4.3 opstillet en prognose for de samlede havneslammængder i Kolding frem til år 2000.

Tabel 4.3 - Slammængder i 1000 m³ frem til år 2000.

År	Inderhavn	Yderhavn	Sejltrede	Lystbådehavne m.m.	Anlægsarbejde	Ialt
-1990	10	45	30	5	120	210
1990-1995			30	5	500	535
1995-2000	10	45	30	5	150	240
	20	90	90	15	770	985

4.3 Havneslamskvalitet

Analyser af sedimentprøver fra lokaliteter i og omkring Kolding havn er foretaget flere gange begyndende i 1976. Resultaterne af disse analyser er for udvalgte analyseparametre sammenfattet i tabel 4.3.

Tabel 4.4 - Tungmetalanalyser af havneslam fra 4 lokaliteter i Kolding havn samt Sejlrenden, 1976-1989¹⁾.

Min.-Max. Koncentrationer: mg/kg GT ³⁾				
	Bly	Cadmium	Chrom	Kvikksølv
Inderhavn	435-1570	9,5-24	290-830	6-16
Yderhavn	110-1200	5-17	120-1200	0,04-6
Lystbåde- havn Syd	330-740	3,6-18,6	16-1990	0,1-9,6
Lystbåde- havn Nord ²⁾	308	6,8	288	5,7
Sejlrende	270-600	9,8-12	380-710	2,3-4
Lillebælt	520	6,0	310	2,0

- Noter: 1) Prøvetagning for de enkelte områder er ikke foretaget efter samme principper og samme år.
 2) Der er kun udtaget en prøve.
 3) Glødetab.

Som det fremgår af tabel 4.4 er spredningen på tungmetalkoncentrationerne store, dog fremgår det tydeligt, at inderhavnen er mest belastet og at kviksølv er det tungmetal, som forekommer i den største overkoncentration i forhold til analyserne fra Lillebælt angivet nederst i tabellen.

Det bemærkes, at nogle af de høje koncentrationer stammer fra prøver udtaget for mange år siden, og at nogle af dem derfor ikke længere er aktuelle på grund af opgravning af slam. Tallene kan dog stadig have relevans for udpegning af forureningskilder.

Forureningsgraden

Til nærmere vurdering af forureningsgraden i de enkelte havneafsnit og sejlrenden, er foretaget en beregning af den faktor, som tungmetalkoncentrationen overskrider referenceniveauet med. Grundlaget for de beregnede overskridelsesfaktorer, som er vist i tabel 4.5, er sedimentanalyser foretaget i januar 1985. I januar 1985 blev udtaget 3 sedimentprøver fra hvert af havneafsnittene i inderhavn, yderhavn, sejlrende vest, sejlrende øst, lystbådehavn sydøstlig del og lystbådehavn sydvestlig del. De 3 prøver fra hver lokalitet blev blandet, hvorefter analysen blev foretaget.

De målte tungmetalkoncentrationer er derefter normeret med tungmetalkoncentrationen i sediment fra Lillebælt, hvorved de i tabel 4.5 angivne overskridelsesfaktorer fremkommer.

Tabel 4.5 - Overskridelsesfaktorer for sediment i Kolding havn 1985.

Område	Bly	Cadmium	Chrom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Zink	Middelfaktor
Inderhavn	3,02	2,28	0,99	1,87	6,60	0,77	2,10	2,52
Yderhavn	0,70	1,82	1,50	1,57	1,76	0,91	1,14	1,34
Sejlrunden								
vest	0,54	1,70	1,59	1,57	1,72	0,94	0,88	1,28
Sejlrunden								
øst	0,52	1,63	1,22	1,10	1,00	0,80	0,83	1,01
Lystbåde-								
havnen, syd	0,64	1,07	0,84	1,46	1,85	0,65	1,07	1,08
Lystbåde-								
havnen, syd	1,12	2,18	0,63	1,64	1,37	0,64	1,85	1,35
Gennemsnit	1,09	1,78	1,13	1,53	2,38	0,78	1,31	1,43
varians	0,94	0,19	0,14	0,06	4,37	0,02	0,28	0,30

Overkoncentration

Ud fra tabel 4.5 fremstår det tydeligt, at inderhavnen er det mest belastede område med en gennemsnitlig overkoncentration på en faktor 2,5. De tungmetaller, der forekommer i de største overkoncentrationer er bly, cadmium og kviksølv. For cadmium og kviksølv er dette også gældende i de øvrige områder, hvorimod bly kun forekommer i forhøjede koncentrationer i inderhavnen og i lystbådehavn syd.

4.4 Overskudsmængder

I forbindelse med bortskaffelse af slammet er det imidlertid også relevant at se på hvilke mængder af de miljøbelastende stoffer, som flyttes fra havneområdet til en klapplads, et kystdepot eller andet slutdeponi. Derfor er der i det følgende foretaget en beregning af overskudsmængden af de enkelte tungmetaller indenfor de enkelte havneafsnit.

Beregningerne udføres på baggrund af de ovenfor nævnte sedimentanalyser, der blev foretaget i januar 1985, og som fremgår af tabel 4.6.

Tabel 4.6 - Sedimentanalyser, januar 1985.

Område	Bly mg/kg GT	Cadmium mg/kg GT	Chrom mg/kg GT	Kobber mg/kg GT	Kviksølv mg/kg GT	Nikkel mg/kg GT	Zink mg/kg GT
Inderhavn	1570	13,7	306	486	13,2	201	2940
Yderhavn	362	10,9	466	407	3,5	237	1600
Sejlrunden, vest	279	10,2	492	408	3,4	244	1230
Sejlrunden, øst	268	9,8	377	287	2,0	207	1160
Lystbådehavnen, syd	333	6,4	260	380	3,7	168	1500
Lystbådehavnen, syd	582	13,1	195	426	2,7	167	2590
Reference Lillebælt 86	520	6,0	310	260	2,0	260	1400

Referencemængde

Referencemængde ("Reference load" jf. /7/) beregnes ud fra de referenceværdier, der er målt i Lillebælt i 1986, jf. tabel 4.6. Referencemængden er altså den mængde af det pågældende tungmetal, der klappes/deponeres, hvis tungmetalindholdet i havneslammet ikke overstiger referenceniveauet. Den efterfølgende beregning følger iøvrigt principperne fra afsnit 2.5.2.

Aktuel mængde

Aktuel mængde beregnes udfra sedimentanalyserne foretaget i januar 1985 for oprensningsområderne inderhavn, yderhavn, sejlrunde og lystbådehavn syd.

Beregningerne af reference og aktuel mængde for metallerne er udført udfra følgende formel:

$$Z = x \cdot i \cdot h \cdot p \cdot y \cdot 10^{-9}$$

Z er mængden af tungmetal i kg.

x er tungmetalkoncentrationen i mg/kg GT

i er glødetabet i sediment i g GT/kg TS

h er tørstofindholdet i sedimentet i g TS/kg VV

p er slammets in-situ rumvægt i ton vådvægt/m³

y er den oprensede slammængde i m³.

Ved beregningen forudsættes at slammets rumvægt er 1.1 ton/m³.

Oprensningsmængderne er opgjort til i alt 215.000 m³ frem til år 2000 fordelt på områder som anført i tabel 4.3.

Beregningerne i det følgende omfatter kun oprensning og ikke uddybning i forbindelse med anlægsarbejder. Dette skyldes, at uddybningsmaterialet forudsættes ikke at have et tungmetalindhold, der overstiger referenceniveauet.

Overskudsmængde

Overskudsmængden ("excess load" jf. /7/) beregnes som forskellen mellem den aktuelle mængde og referencemængden, jf. tabel 4.7.

Det er denne mængde, der via kildesporing skal nedsættes.

Tabel 4.7 - Reference-, aktuel- og overskudsmængder.

Område	Bly kg	Cadmium kg	Chrom kg	Kobber kg	Kviksølv kg	Nikkel kg	Zink kg
Referencemængde	4048	47	2413	2024	16	2024	10897
Aktuel mængde inderh.	1137	10	222	352	10	146	2129
Aktuel mængde yderh.	1018	31	1310	1145	10	666	4499
Aktuel mængde sejlr.	887	32	1409	1127	9	731	3876
Aktuel mængde lysth.	1530	5	127	225	2	93	1140
Aktuel mængde ialt	4572	78	3068	2848	30	1637	11644
Overskudsmængde	525	32	655	824	14	-387	747
Overskudsmængde i %	13	68	27	41	93	-19	7

Overskudsmængden er positiv for alle metaller undtagen nikkel. Da metallerne også naturligt forekommer i vidt forskellige koncentrationer er der yderligere beregnet en overskudsprocent som overskudsmængdens procent af referencemængden.

Af overskudsprocenten fremgår det tydeligt, at cadmium og kviksølv er de metaller, som udgør det største problem i forbindelse med forureningsbelastningen.

5. KILDESPORING I KOLDING HAVN

Kildesporingsmodellen, som er beskrevet i afsnit 2.6, er anvendt i forbindelse med Kolding havn for om muligt at klarlægge nogle af kilderne til de forhøjede tungmetalkoncentrationer i havneslammet.

5.1 Lokalisering af havneslam med forhøjet indhold af tungmetal

Første trin i kildesporingsmodellen er lokalisering af områder med forurenede havneslam.

Ud fra de foretagne analyser af tungmetaller i havneslammet, som er gennemgået i afsnit 4.2, synes det muligt at uddrage flg. om de mest belastede områder af havnen:

- der forekommer stærkt forhøjede koncentrationer af bly, cadmium og kviksølv i Inderhavnen og Lystbådehavn Syd.
- der er også forhøjede koncentrationer af bly, cadmium og kviksølv i nogle af de andre havneafsnit, men disse er enkeltstående.
- bly, cadmium og kviksølv forekommer i de højeste koncentrationer i Inderhavnen.
- de højeste koncentrationer af chrom er fundet i Lystbådehavn Syd og Yderhavnen.
- en nærmere analyse af tallene for kviksølv viser, at koncentrationen er faldende med afstanden fra den vestlige ende af Inderhavnen.
- de højeste koncentrationer af kviksølv i Inderhavnen er fundet i prøver taget i 1985, mens de højeste koncentrationer i Lystbådehavn Syd er fundet i prøver taget i 1976.
- de højeste koncentrationer af cadmium i Inderhavnen er fundet i 1976, mens de højeste koncentrationer i Lystbådehavn Syd er fundet i prøver udtaget i 1987.

Forurenede havneafsnit Ud fra en samlet vurdering kan der således lokaliseres to områder med stærkt tungmetalforurenede slam, nemlig Inderhavnen og dele af Lystbådehavn Syd. Der forekommer især forhøjede koncentrationer af kviksølv i disse områder af havnen. Desuden er der høje koncentrationer af bly og cadmium i Inderhavnen og af chrom i Lystbådehavn Syd.

Forureningen af de to områder er tilsyneladende af ældre dato, hvilket vil sige, at den er startet før 1976. Senere analyser (fra 1985) viser, at der stadig er betydeligt forhøjede koncentrationer af tungmetaller i slammet i visse dele af disse havneområder.

5.2 Lokalisering af udledninger

1920 Før 1920 løb Kolding Å ud i Inderhavnen. Åen modtog alt spildevand fra industri, landbrug og boligområder m.v., som således blev ført ud gennem havnen.

I perioden efter 1920 blev åen ført syd om havnen med udløb direkte til fjorden. En del udledninger fra byen blev ledt til åen, mens andre stadig blev tilført havnen.

1960 I perioden indtil 1960 blev stadig flere udledninger ført til åen, dette gjaldt bl.a. afskærende ledninger, der modtog spildevand fra en stor del af byen.

I 1960 etableredes et mekanisk renseanlæg - Central Renseanlægget - umiddelbart syd for åen. Dette anlæg blev tilført spildevand fra en stor del af byen. Det rensede spildevand blev afledt til åen umiddelbart nord for anlægget.

1972 I perioden 1972-1975 blev der etableret en afskærende ledning - Å-ledningen - som sikrede, at en endnu større del af spildevandet fra byen blev tilført renseanlægget.

1979 I 1979 etableredes en rørledning fra renseanlægget til Lillebælt - den såkaldte Lillebæltsledning. Herved føres størstedelen af det rensede spildevand uden om fjorden. Den resterende mængde sendes stadig ud i åen eller fjorden via overfaldsbygværker.

Derudover forekommer der en del regnvandsafledninger til åen, trafikhavnen og Inderfjorden. Bl.a. afledes der stadig en del regnvand fra gader og veje samt industri-virksomheder i byen til åen. Der afledes regnvand fra kajanlæg og virksomheder i havneområdet til havnebassinet.

5.3 Oplande m.v.

Som det fremgår af ovennævnte er regnvand og spildevand fra Kolding-området afledt på forskellig vis gennem tiderne.

Kolding å Indtil 1920 modtog åen regnvand og spildevand fra hele oplandet, og dette afledtes til havnen. Derudover modtog havnen regnvand og spildevand fra havneområdet og de virksomheder, der var baseret her.

Inderhavnen Det er næppe sandsynligt, at den betydelige forurening af Inderhavnen stammer fra før 1920, da den industrielle aktivitet på dette tidspunkt var lille.

Da åens udløb blev flyttet til syd for havnen vedblev havnen at være recipient for:

- aktiviteter i havnen
- regnvand fra området omkring havnen
- spildevand fra virksomheder i havneområdet.

I dag modtager havnen så godt som udelukkende regnvand fra arealerne omkring havnen /17/.

Spildevandsopland Åens spildevandsopland blev med udbygningen af kloaksystemerne større, samtidig med at den industrielle aktivitet er øget. Efter 1920 er en del af de udledninger, som havnen tidligere modtog gradvist ført over til åen.

Med etablering af Å-ledningen er oplandet for åen ikke ændret, men der er sket et skift fra direkte udledning til åen, til udledning via rensningsanlægget og udledning tæt ved fjorden.

Endelig med etablering af Lillebælts-ledningen er størstedelen af det deciderede spildevand blevet ført uden om åen og fjorden.

5.4 Spildevands- og slamanalyser

Siden 1975 er der foretaget analyser af tungmetaller, bl.a. kviksølv, i spildevandet før og efter centralrenseanlægget. Desuden blev der gennemført analyser af udrådnetslam fra anlægget /18/.

Resultaterne af analyserne, der er gennemsnit af kvartalsanalyser fremgår af tabel 5.1.

Tabel 5.1 - Tungmetaller i slam fra Centralrenseanlægget i Kolding. 1975-1988 (angivet i mg/kg TS)

År	Bly	Cadmium	Chrom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Zink	Søvl	Cobolt
1975	680	7,8	1742	742	7,8	327	2316	4	-
1976	760	8,1	1290	520	5,2	300	2270	2,1	-
1977	823	4,4	812	573	5,8	350	1853	8,7	-
1978	777	4,5	556	445	4,2	188	1718	1,9	-
1979	728	4,6	503	481	4,5	137	1764	5,3	-
1980	943	2,2	439	443	4,6	68	1350	3,5	-
1981	1095	2,8	460	422	6,7	47	1345	3	-
1982	947	3,3	453	382	4,4	51	1452	2,4	-
1983	410	2,6	272	315	5,5	69	1361	4	-
1984	258	3	247	352	5,4	59	1791	2,6	-
1985	265	2,9	252	335	5,5	38	2597	-	-
1986	189	2,52	969	469	5,02	45,3	4010	-	-
1987	125	1,64	95	205	5,81	36,6	1470	-	-
1988	179	2,15	407	277	6,22	55,5	2078	-	6,03
1989	178	2,22	234	253	3,71	34,8	1295	-	-
Gr.V.*	120	0,8	100	1000	0,8	30	4000	-	10

Der kan udledes flg. om udviklingen i indholdet af de enkelte tungmetaller:

Bly

Der har været en vis stigning i blyindholdet indtil 1981, hvorefter indholdet er faldet. Dette kan skyldes at nogle industrier er ophørt med udledning af bly eller at dele af kloaknettet er ændret fra fælles til separat kloakering. Regnvandet der indeholder omkring 0,1 mg bly/l i byområder er da ledt uden om renseanlægget.

Cadmium

For cadmiums vedkommende synes der at have været en dalende tendens over hele perioden. Dette kan skyldes mange forhold, herunder en reduceret anvendelse af cadmierung i galvanobranchen samt substitution af cadmiumholdige pigmenter m.v. i maling og plastprodukter.

Chrom

Indholdet af chrom i slammet var meget højt i begyndelsen af perioden, ca. 18 gange den vejledende grænseværdi (en enkelt spidsværdi lå på ca. 20 gange grænseværdien). Koncentrationen er siden dalet, og har de seneste år som årsgennemsnit ligget tæt på grænseværdien. Den dalende tendens hænger ganske givet sammen med begrænsning i udledningen fra galvano-industrien.

Kobber

For kobbers vedkommende er der ligeledes tale om en faldende tendens, der ligeledes sandsynligvis kan henføres til en begrænsning i udledningen fra galvano-industrien. Som det fremgår ligger gennemsnitsværdierne et pænt stykke under den vejledende grænseværdi på 1000 mg Cu/kg TS.

Kviksølv

Forløbet af det gennemsnitlige kviksølvindhold i slam er ud fra de angivne data tilsyneladende lidt anderledes. Her forekommer ikke noget markant fald, måske snarere en svag stigende tendens fra 1978 til 1986, med et enkelt hop i 1981.

Kilderne til kviksølv i slammet kan være mange, f.eks. metalværker, andre metalforarbejdende virksomheder, tandklinikker og hospitaler samt såkaldt modtryksanlæg i større centralvarmeanlæg. Det kan ikke udelukkes, at der er tale om udsivning fra ældre depoter. Ud fra kvartalsanalyser synes noget at pege på, at der af og til forekommer betydelige udledninger. Disse kan evt. skyldes nedtagning af modtryksanlæg i gamle varmeanlæg. Arbejdstilsynet har tidligere registreret opstillingen af sådanne anlæg, hvorved der er en vis mulighed for at finde frem til potentielle kilder til kviksølv.

Nikkel

Nikkelkoncentrationen har ligesom chrom, og kobberkoncentrationerne udvist en faldende tendens i koncentrationen over årene. Dette skyldes givet mindre udledning fra galvanobranchen. Så sent som 4. kvartal 1988 forekom der dog stadig koncentrationer over grænseværdien.

Zink

Koncentrationen af zink, som sandsynligvis også for en stor dels vedkommende kan henføres til udledninger fra galvanobranchen var i nogle år faldende, men i perioden 1983 til 1986 steg den, således at gennemsnittet i 1986 lå over den vejledende grænseværdi for maksimumværdien. I de sidste 3 år er koncentrationen faldet igen. Den midlertidige forhøjelse i perioden 1983 til 1986 kan skyldes tilledning af nye kilder eller øgede udledninger fra eksisterende kilder.

5.5 Konklusion

Tungmetalanalyserne af slam fra Centralrenseanlægget synes at bekræfte, at der over perioden har været et fald i udledningen af især de tungmetaller, der kan henføres til udledninger fra galvano-industrien. Der forekommer dog stadig koncentrationer af nikkel (i 1988) i enkeltanalyser, der ligger over grænseværdien.

For ét tungmetal, nemlig kviksølv, er udviklingen anderledes, idet der ikke her kan registreres et klart fald i koncentrationen. Kilderne til forureningen med dette tungmetal kan ikke bestemmes med samme sikkerhed som flere af de andre tungmetaller. En mulig kilde i havnen er kviksølvbejdset såsød, som man tidligere anvendte. For lystbådehavn Syd er de mest sandsynlige kilder, tandlægeklinikker, hospitaler, industrivirksomheder og modtryksanordninger i varmeanlæg.

Ud fra analyserne af slam både fra rensningsanlægget og havnen kan det antages, at forureningen af slammet i lystbådehavn Syd stammer fra udledning via rensningsanlægget og overløbsbygværket. De mest koncentrerede tilførsler er sket i 70'erne, hvor renseanlægget havde et stort opland og Lillebæltsledningen endnu ikke var etableret.

Hvorvidt forureningen også kan stamme fra det i 1940'erne etablerede havneslamsdepot syd for åen, er mere usikkert.

Efter etableringen af Lillebælts-ledningen må det antages, at størstedelen af tilførslerne til åen er ophørt. Disse bidrag udledes i dag til Lillebælt eller ender i slammet fra rensningsanlægget.

Grundlaget for en vurdering af hvilke kilder, der er af betydning for tungmetalkoncentrationen i havneslammet kan forbedres ved at iværksætte følgende undersøgelse:

- analyse af jorden på udvalgte steder af havnearealet med henblik på undersøgelse af, om kviksølvforureningen stammer fra håndtering af kviksølvbejdset frø og korn (analyser for kviksølv) eller andre kilder.
- analyse af slam og jord omkring gamle havneslamsdepoter (analyser for kviksølv).
- analyse af udledningen fra udvalgte metal- og galvanovirkksomheder samt analyse af jord under pladser (analyser for kviksølv og andre tungmetaller).
- analyse af udledningen fra hospitaler og klinikker (analyser for kviksølv).
- registrering af varmeanlæg med modtryksanlæg.

Endvidere må det konstateres, at der ikke foreligger analyser af slammet i Kolding havn som omfatter organiske parametre som olie og fedt. Derfor må en undersøgelse af den nuværende belastning af havneslammet indbefatte analyser af olie- og fedtindhold.

6. UDVÆLGELSE AF LOKALITETER TIL BORTSKAFFELSE AF HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN

Lokalisering af en klapplads eller et kystdepot til havneslam er et problem med mange facetter. I det følgende gennemgås myndighedsbehandling, lokalisering samt opgørelse af sektorinteresser.

6.1 Myndighedsbehandling

Ansøgninger om klapning af oprensningsmateriale, uddybningsmateriale m.v. er af Vejle Amtskommune hidtil blevet behandlet efter følgende retningslinier:

- 1) En monitorering af materialets indhold af tungmetaller lægges til grund for en vurdering af biologiske konsekvenser i havmiljøet. Hvis det organiske indhold er højt (>4%), og tungmetalkoncentrationen overstiger 2 gange Miljøstyrelsens referenceværdier fra 1980, anbefales det ikke at klappe det pågældende materiale. I Lillebælt bruges referenceværdier fra Lillebæltssamarbejdets rapport fra 1986. Af tabel 6.1 fremgår de to sæt referenceværdier.

Tabel 6.1 - Metalindhold (mg/kg GT) i diffust belastet overfladesediment (MST 1980) og i referencestationer i Lillebælt /27/.

Metal	MST 1980	Lillebælt	
		1980	1986
Pb	350	424± 70	517± 82
Cd	10	4± 1	6± 3
Cr	150	276± 36	308± 92
Cu	250	213± 27	257± 43
Ni	-	206± 37	259± 67
Zn	1300	1083±137	1456±553
Hg (µg/kg GT)	2000	1376±592	2058±601

Som et alternativ til klapning peger Vejle Amtskommune på etablering af felter til indspuling af havneslam eller anden landbaseret depotløsning. Som eksempel på amtets praksis med hensyn til landbaserede depoter kan angives, at man i en konkret sag har opstillet følgende 3 løsningsmuligheder:

- 1) Er materialet ikke belastet kan klapning foretages.

2) Er materialet meget belastet kan deponeringen ske på indspulingsarealet, hvis indretningen af arealet udformes således, at der kan foretages en effektiv perkolationssamling.

3) Er materialet meget belastet, skal det bortskaffes via en kontrolleret losseplads.

6.2 Sektorinteresser

En række interesser er knyttet til anvendelsen af værdierne i vore marine og kystnære områder. Således er der for Kolding Fjord i forbindelse med kommuneplanrevisionen, foretaget en opgørelse /28/ af områder med særlig interesse:

Trafiksejls og fiskeri	fig. 6.1
Natur og fritid	fig. 6.2
Marinarkæologi	fig. 6.3

Som det fremgår af figurerne 6.1, 6.2 og 6.3 er en meget stor del af Kolding Fjord og tilstødende kystområder af særlig interesse på et af de anførte områder.

Nogle af de angivne restriktioner kan imidlertid tages med forbehold. I den inderste del af fjorden er fiskerifredningen således etableret for at hindre fiskeri ved åens udløb og reservatfredningen af samme område er etableret for at hindre jagt så tæt på byen.

I Eltang Vig og Gundsø Vig er naturinteresserne større end det fremgår af kortet, idet man for dette område har udarbejdet fredningsforslag i henhold til Naturfredningslovens §60.

6.3 Mulige klap- og depotområder i Kolding Fjord og i Lillebælt

6.3.1

Klapområder

Børup sande

Kolding Havn har siden 1960 klappet havneslam ved Børup Sande. Fiskerne i området har ikke haft indvendinger mod denne lokalitet, idet de ikke har kunnet konstatere nogen påvirkning fra klappladsen.

Pladsen er beliggende i et erosionsområde, således at hovedparten af det klappede materiale transporteres videre med strømmen. Dette gør lokaliteten mindre egnet som klapplads.

Slammet, som oprenses i Kolding har et højt organisk stofindhold og en struktur, som kun gør det egnet til klapning på en lokalitet med mudderbund.

Der kan heller ikke peges på andre egnede klappladser i Kolding Fjord.

Af egnede lokaliteter til klapning af havneslam, som kan nås fra Kolding, kan der peges på Bredningen, Båring Vig, Tragten, og et område ud for munden af Vejle Fjord.

Bredningen

Bredningen er udlagt som Ramsar område, hvilket indebærer, at der ikke må udføres aktiviteter i området, som kan påvirke fuglelivet. Hvorvidt klapning på dybt vand udført i perioden uden fugletræk m.m. er til gene for fuglelivet kan diskuteres. At skov-og Naturstyrelsen vil være stærkt betænkelige ved klapning af havnesediment i området er der ingen tvivl om.

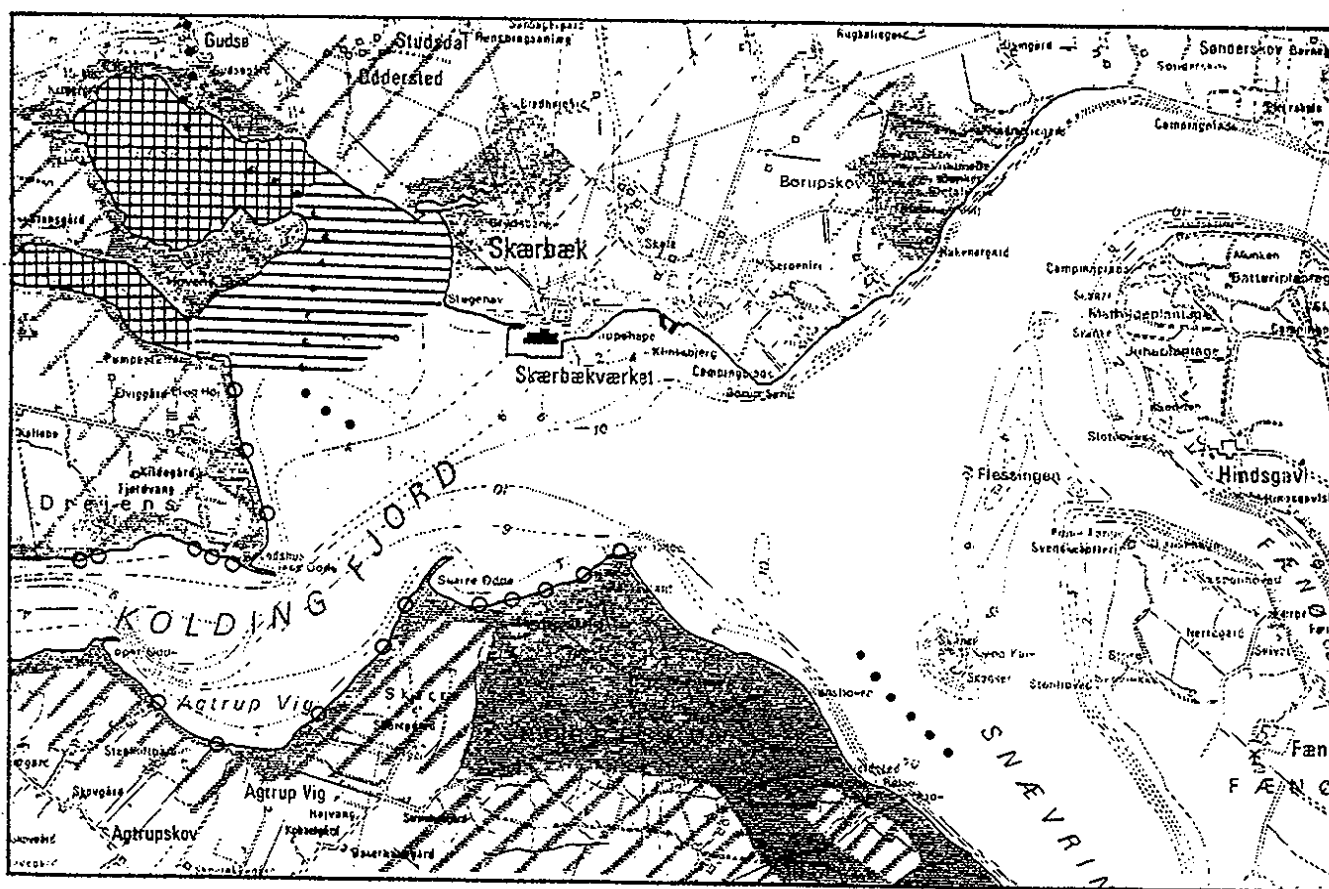
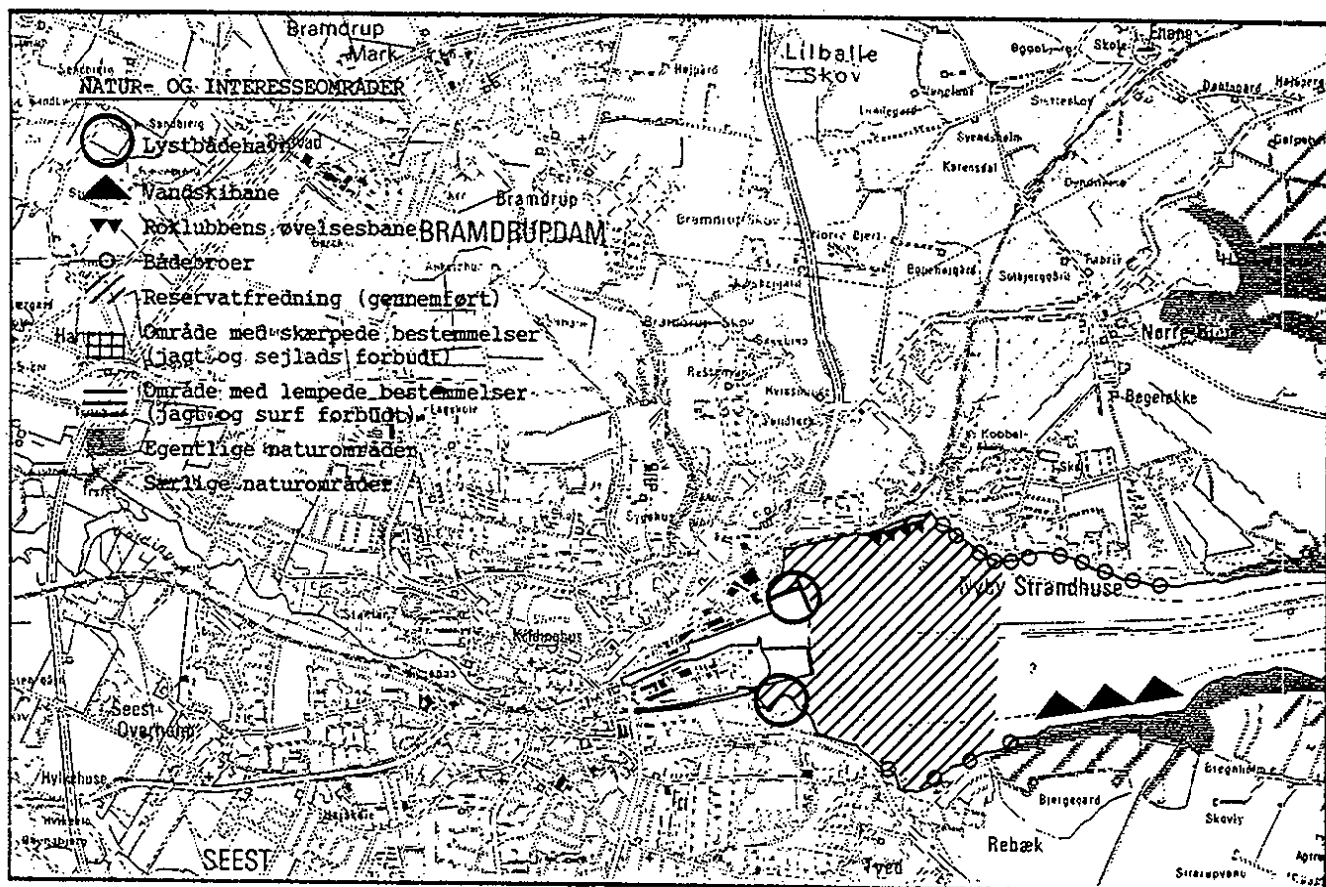


Fig. 6.2 - Natur- og fritidsinteresseområder.

MARINEARKEOLOGISKE INTERESSER

I fjorden findes en hel del underrøiske bopladser, hovedsaglig fra stenalderen og ertebøllekulturen, som har national og arkæologisk interesse.

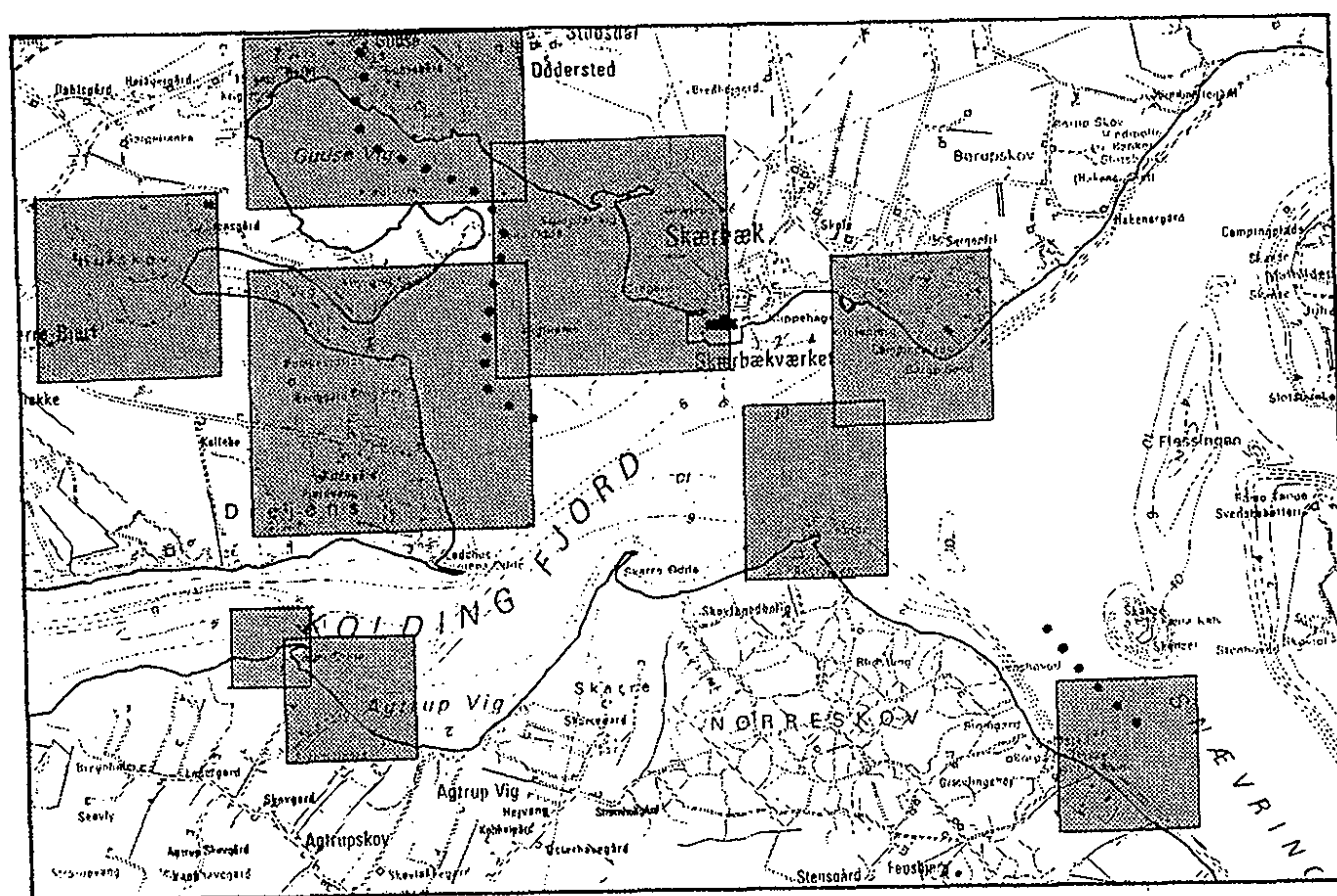
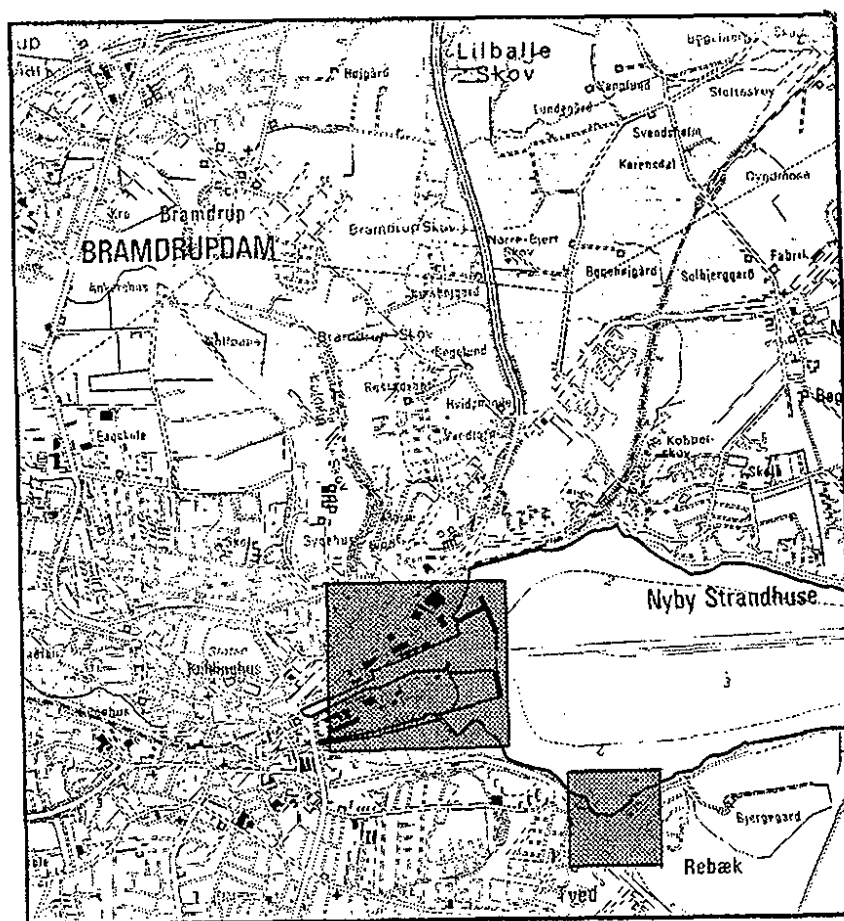


Fig. 6.3 - Marinarkæologiske interesseområder.

Båring Vig	I Båring Vig har Fyns Amtskommune gennem en årrække konstateret en forringelse af iltforholdene. Specielt er den centrale del af Båring Vig, hvor vanddybden er passende for etablering af en klapplads, ramt af iltsvind i perioder. På denne baggrund vil recipientmyndigheden ikke acceptere en klapplads i området.
Tragten	I Tragten har fiskerne væsentlige interesser i hele området, hvorfor en klapplads i dette område vækker modstand fra denne front.
Vejle Fjord's munding	Ud for Vejle Fjords munding er der et større sedimentationsområde som strækker sig op i det nordlige Lillebælt. En del af dette område er dels udlagt som større nationalt naturområde og dels i amtets recipientkvalitetsplan klassificeret som særligt biologisk interesseområde. Det vurderes imidlertid, at der i området som kan betegnes "Mundingen af Vejle Fjord" kan lokaliseres en egnet klapplads. Der kan være andre lokalitete end ovennævnte, som ved mere detaljerede studier af regionens behov for klappladser og de naturbetingede muligheder, kan vise sig at være realistiske alternativer.

6.3.2

Kystdepotplaceringer

Tidligere depot	Kolding havn foretog i 40'erne landdeponering af havneslam på et område syd for Kolding Å's udløb. Depotet er omkranset af jordvolde mod Kolding Å og Lystbådehavnen, og idag bevokset med birketræer og rørskov, som vist på planen fig. 6.4. Det er muligt der kan indpumpes yderligere en del havneslam på dette gamle kystdepot. Af andre kystdepotplaceringer kan peges på to arealer, henholdsvis nord og syd for Kolding Havn. Begge depoter kræver etablering af en dæmning eller spunsvæg bag hvilken man kan få et kystdepot, hvor havneslammet pumpes ind og overskudsvandet langsomt afledes.
Nord for havnen	Kystdepotet nord for havnen kunne efter opfyldning reetableres som grønt område med stier, der ville danne forbindelse mellem roklubberne, lystbådehavn og nordbyen.
Syd for havnen	Kystdepotet syd for havnen vil reetableret som rørskov udgøre en naturlig fortsættelse af rørskoven ved lystbådehavn syd til gavn specielt for det lokale fugleliv.

De nævnte kystdepoter ved havnen vil ikke kunne indeholde det volumen, som havnen på langt sigt har brug for.

Placering af et stort kystdepot kunne ske ved Eltang Vig eller ved Studsdal Vig, som vist på kortet fig. 6.5.

Eltang Vig

Eltang Vig har været landbrugsområde, idet man tidligere havde etableret en dæmning ud mod fjorden og foretog afvanding. Dæmningen er brudt sammen og området henligger i dag som brakvandsområde.

Som anført i det foregående er det ikke ideelt at pege på en kystdepotplacering i Eltang Vig, fordi der foreligger et forslag om fredning af området.

Studsdal Vig

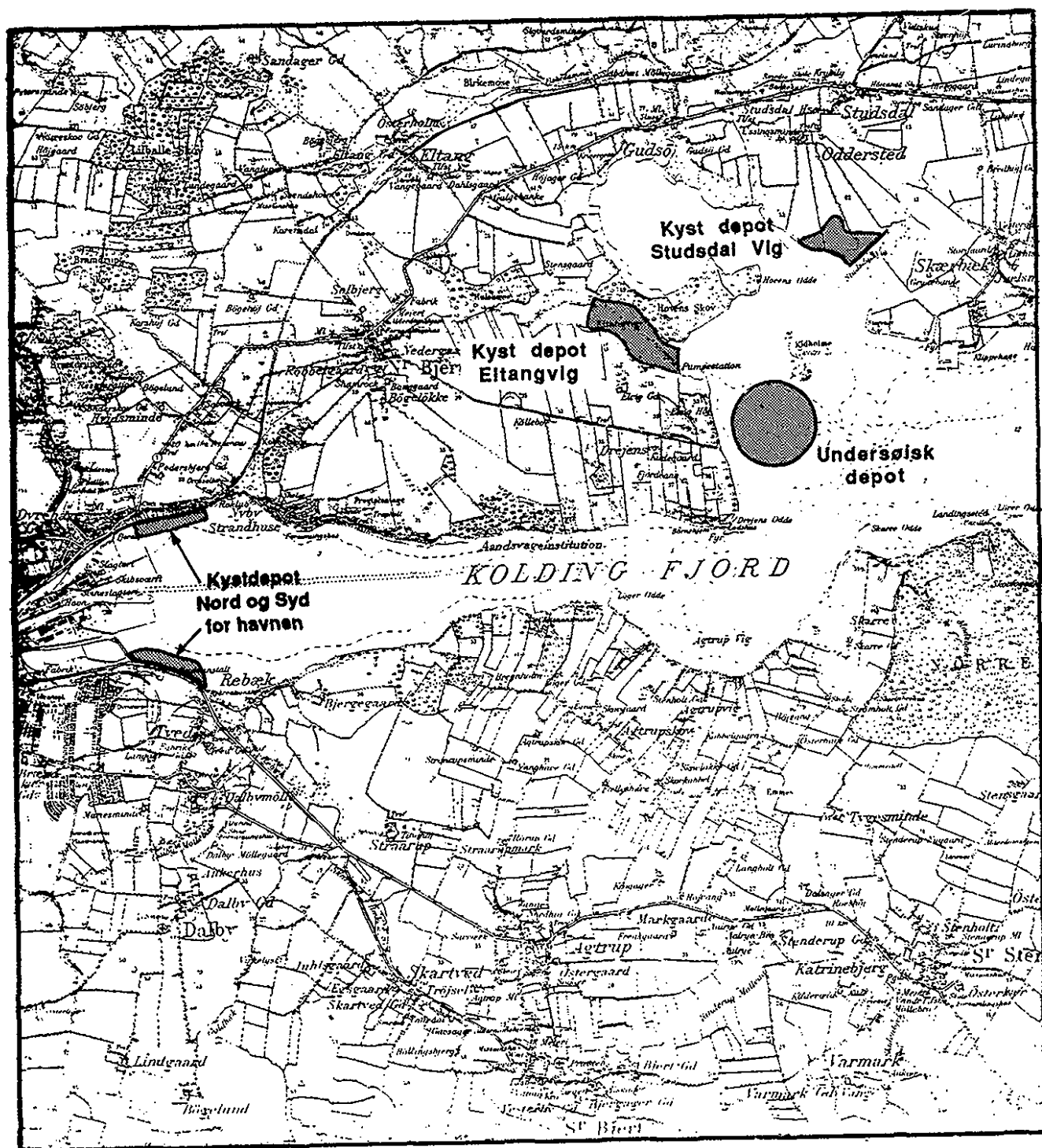
Ved Studsdal Vig kan depotet opbygges på et vådområde. Depotet vil kun ligge ca. 1 km nord for Skærbækværket. For dette område er der ligeledes stillet forslag om en §60-fredning.

6.3.3

Undersøiske depoter

Kidholmene

Et undersøisk depot kunne placeres i et område sydvest for Kidholmene. Det kan enten være et depot, hvor dæmninger på havbunden bygges med en højde på 2-3 m over normalbunden eller med dæmninger, der laves så høje, at de kommer over vandspejlet. En anden mulighed er, at fjerne det nuværende bundmateriale, således at der etableres et stort hul i bunden. Nederst i hullet kan forurenede havneslam klappes, og over dette klappes uforurenede havneslam, således at udvaskning af det forurenede havneslam undgås.



Mål: 1000 m

Fig. 6.5 - Mulige depotplaceringer i Kolding Fjord.

7. UDVÆLGELSE AF BORTSKAFFELESMETODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN

7.1 Indledning

På baggrund af de konstaterede forhold i Kolding Havn samt de udpegede muligheder/lokaliteter for bortskaffelse af havneslam, er der foretaget en udvælgelse af bortskaffelsesmetoder for slam fra Kolding Havn.

Bortskaffelsesmetoderne omfatter optagning, behandling og slutdisponering, og er opdelt efter 3 hovedprincipper.

- hele slammængden på 1.180.000 m³ optages og behandles under ét.
- den forurenede slammængde på 42.000 m³ optages og behandles adskilt fra den uforurenede slammængde på 1.138.000 m³.
- en kombination af ovennævnte principper.

Denne opdeling betegnes i det følgende som hovedalternativ 1, 2 og 3.

7.2 Udvalgte alternativer

Kildesporing, som omtalt i afsnit 2.6, kan benyttes som middel til at reducere forureningsgraden i kombination med samtlige de bortskaffelsesmetoder, som beskrives i det efterfølgende. Imidlertid er kildesporing kun direkte medtaget i visse alternativer, enten fordi det er særligt nødvendigt at nedbringe forureningsgraden af klapmaterialet (klapning af den samlede slammængde) eller for sammenligningens skyld (kystdepot med og uden kildesporing).

Der er to behandlingsmetoder, som ikke tages med i det følgende, nemlig separation og rensning. Dette skyldes, at slammet i Kolding Havn består af meget finkornet materiale uden væsentligt sandindhold. Praktiske erfaringer i Holland /12/ har vist, at sandindholdet skal udgøre 40-50% før anvendelsen af hydrocykloner er lønsom. Når det drejer sig om rensning er problemet, at man idag kun har metoder i laboratorieskala /14/, der er anvendelige til at fjerne tungmetaller fra slam med et højt organisk indhold.

I efterfølgende fig. 7.1 er angivet en samlet oversigt over de udvalgte alternativer.

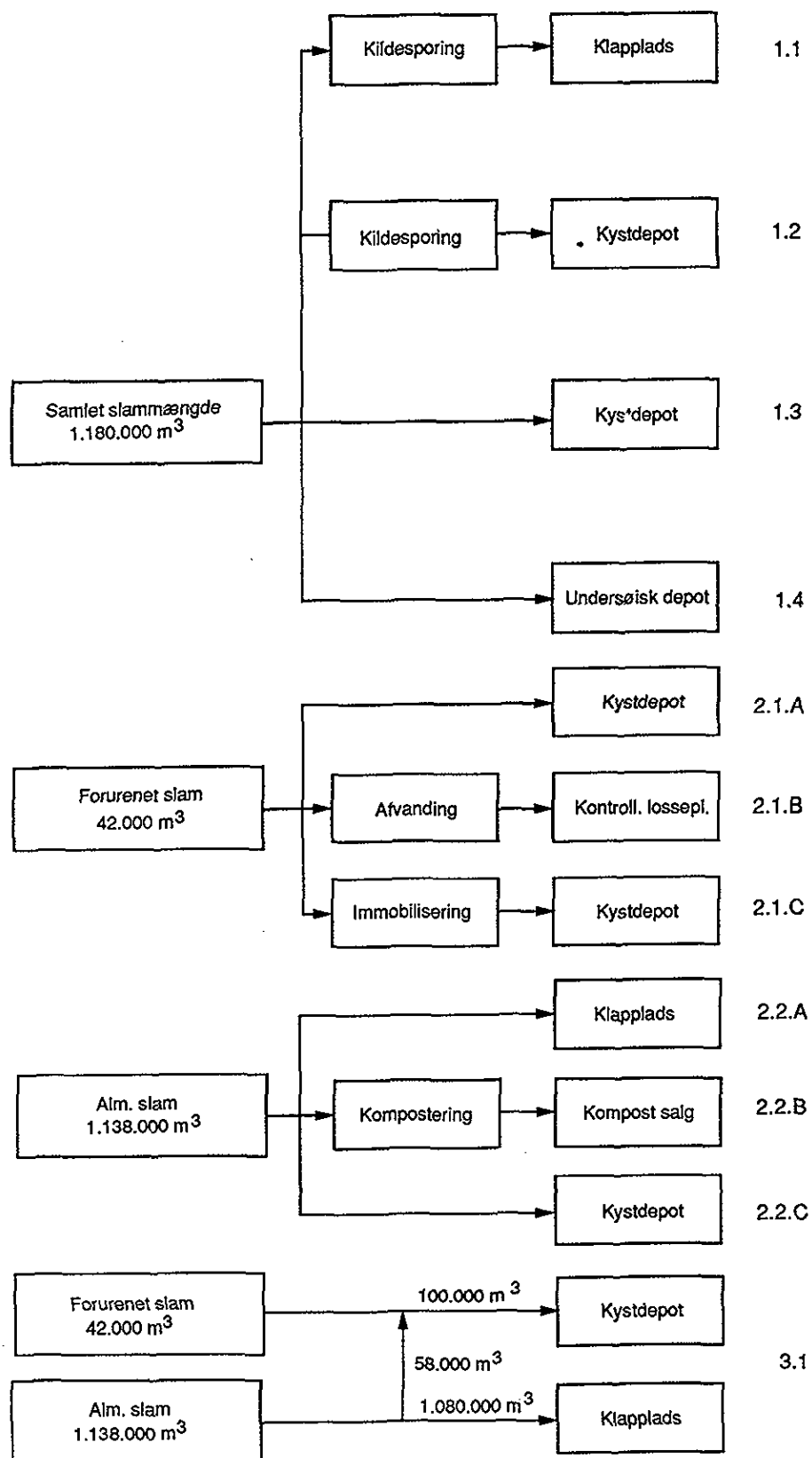


Fig. 7.1 - Udvalgte alternativer.

Bortskaffelsesmetoderne udvalgt under hovedalternativ 1 er baseret på, at den samlede slammængde optages og behandles under ét uanset forureningsgrad.

Alternativ 1.1

Dette alternativ er opstillet på baggrund af den tidligere nævnte hollandske idé, hvor den forureningsmængde som klappes beregnes udfra forskellen mellem indholdet i det aktuelle slam og slam, der ikke indeholder forureningsmængder i koncentrationer større end referenceniveauet, jfr. afsnit 2.5.2 og 4.4.

Den årlige udledning kan reguleres over en årrække således at der stilles stadig strengere krav til den mængde forurenende stoffer der må klappes (udledes).

Derfor er kildesporing medtaget som et element i dette alternativ, idet det er ved kildesporing samt etablering af afværgeforanstaltninger overfor eksisterende tilførsler, at indholdet af forurenende stoffer i havneslammet skal nedbringes.

Alternativet er taget med som et teoretisk eksempel, idet denne bortskaffelsesmetode ikke er tilladt efter gældende dansk praksis.

Alternativ 1.2

Ved denne løsning slutdeponeres alt slammet i et kyst-depot.

Oprensningen tilrettelægges således, at man får det mest forurenede slam til at ligge nederst i depotet. Herved vil det være bedst sikret mod iltning og udvaskning.

Iværksættelse af kildesporing vil yderligere medvirke til at de øverste slamlag, som deponeres sidst i planperioden, vil være mindst forurenede.

Alternativ 1.3

I dette alternativ er kildesporingen udeladt i forhold til alternativ 1.2. Herved belyses konsekvenserne af at man adskillige steder har vanskeligt ved at finde egnede klappladser og derfor peger på landdeponering som nærmeste løsning.

Alternativ 1.4

Ved denne løsning bortskaffes alt slammet ved kontrolleret klappning i et undersøisk depot. Depotet etableres ved fjernelse af bundmaterialet, hvorefter det optagne slam fra havneområdet fyldes i.

Optagningen af slam fra havneområdet tilrettelægges således, at det mest forurenede slam placeres i bunden af det undersøiske depot. Det uforurenede slam placeres derfor ovenpå.

7.2.2

Hovedalternativ 2

Dette hovedalternativ omhandler metoder hvor det forurenede slam optages og behandles separat fra den del af havneslammet der kan betragtes som uforurenat.

En forudsætning for denne separation er grundige forundersøgelser, hvor slamkvaliteten i de forskellige havneområder kortlægges. Separationen kan ikke gøres mere detaljeret end de praktiske omstændigheder tillader. Det drejer sig specielt om optagningsfartøjernes muligheder for at begrænse optagningen til bestemte områder. Separation ved uddybningsarbejder må derfor baseres på en opdeling i havnebassiner eller havneafsnit af en vis størrelse.

I forbindelse med anlægsarbejder kan slammets kvalitet i dybden ligeledes indgå som et led i separationen, idet der eventuelt kan foretages oprensning af de øverste forurenede slamlag forud for en større uddybning.

Med de opstillede muligheder under hovedalternativ 2 (se fig. 7.1) gennemgås eksempler på bortskaffelse af såvel det forurenede som det uforurenede slam. Disse alternativer vil senere i rapporten blive samlet til totalløsninger for den samlede slammængde (kapitel 9).

Ved udvælgelsen af alternativer er der for behandlingsmetodernes vedkommende taget hensyn til beskaffenheden af havneslammet fra Kolding Havn.

Forurenat slam

Alternativ 2.1.A

Det forurende slam deponeres i et kystdepot der kun anvendes til forurenat slam. Kystdepotet kan i den afsluttende fase opbygges således, at nedbør afledes fra toplaget og dermed ikke siver gennem slammet.

Alternativ 2.1.B

Der foretages en mekanisk afvanding af det forurenede slam, hvorved der sker en reduktion i vægt og volumen. Herved opnås en konsistens svarende til fugtig jord, således at slammet kan transporteres til og modtages på en kontrolleret losseplads, hvor slutdeponering foretages.

Alternativ 2.1.C

Det forurenede slam slutdeponeres i et kystdepot, men blandes forinden med stabiliserende materialer som forhindrer udvaskning af forurenende stoffer fra slammet.

Uforurennet slam

- Alternativ 2.2.A Den traditionelle løsning for bortskaffelse af havneslam er klapning, som i dette tilfælde vil blive foretaget i et område, hvor bundforholdene svarer til forholdene i Kolding.
- Alternativ 2.2.B Det uforurenede slam bringes og land og behandles således at en komposteringsproces igangsættes. Herved opnås yderligere reduktion i volumen og et slutprodukt, der kan anvendes som jordforbedringsmiddel.
- Alternativ 2.2.C Der anlægges et kystdepot, hvor det uforurenede slam deponeres.

7.2.3

Hovedalternativ 3

Dette hovedalternativ er en kombination af 1 og 2, idet den forurenede slammængde deponeres sammen med en del af den uforurenede slammængde medens resten klappes på normal vis (se fig. 7.1).

- Alternativ 3.1 Der etableres et sedimentationsbassin langs kysten ved nedramning af en spunsvæg. Det forurenede slam indpumpes først, hvorefter forurennet slam indpumpes ovenpå. Periodevis udsprøjtet læsket kalk for at reducere/undgå lugtgener.
- Spunsvæggen udføres således at vand fra slammet kan sive igennem, hvorved området afdrænes.

8. TEKNISK, ØKONOMISK OG MILJØMÆSSIG VURDERING AF BORTSKAFFELSESMETODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN

8.1 Forudsætninger

Ved vurdering af de udvalgte alternativer er følgende forhold søgt belyst:

- placering
- indretning
- kapacitet
- drift
- sektorinteresser
- anlægsomkostninger
- driftsomkostninger
- miljøbelastning

En række forudsætninger er allerede angivet i de tidligere afsnit, herunder mængder af havneslam og bortskaffelseslokaliteter.

Beregning af anlægs- og driftsomkostninger for de enkelte alternative løsninger er baseret på enhedspriser angivet i V & S BYGGEDATA, jan. 1989-udgaven /29/ samt enhedspriser indhentet fra potentielle leverandører af de pågældende ydelser.

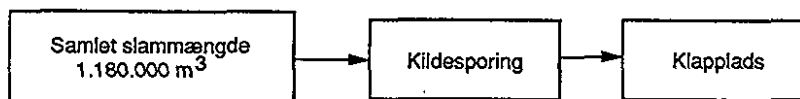
I bilag 1 findes en oversigt med de anvendte enhedsomkostninger ved anlægs-, drifts- og transportoverslagene.

I bilag 2 findes detaljerede anlægs- og driftsoverslag for de opstillede alternativer. Disse overslag er fordelt på årene 1990, 1995 og 2000.

Alle enhedspriser og omkostninger er angivet eksklusive moms.

8.2 Kildesporing og klapning

Alternativ 1.1



Dette alternativ omfatter den samlede slammængde der skal bortskaffes fra Kolding havn frem til år 2000.

En del af havneslammet er forurenet med tungmetaller i en sådan grad, at klapning uden yderligere foranstaltninger ikke er tilladt i henhold til gældende lov.

Alternativet er dog medtaget som et eksempel på en overgangsordning, hvor klapning foretages samtidig med at der iværksættes kildesporing for at reducere indholdet af forureningskomponenter i slammet, jfr. kapitel 5.

I det følgende er der foretaget en vurdering af kildesporing samt af klapning.

8.2.1

Kildesporing

Sektorinteresser

Kildesporing er en aktivitet der ikke kan løses af havnevæsenet alene. De foranstaltninger en kildesporing medfører vil gribe ind i den kommunale miljøadministration. Der kan f.eks. blive tale om udarbejdelse eller revision af kapitel 5 godkendelser til virksomheder.

Endvidere skal amtskommunen inddrages i de tilfælde hvor forurenede industrigrunde af ældre dato (dvs. fra før 1976) udgør et problem, idet disse sager er omfattet af Kemikalieaffaldsdepotloven, hvor amtskommunen er den sagsbehandlende myndighed.

I forbindelse med kildesporing vil det være nærliggende også at inddrage kommunens rensningsanlæg, hvis man her har problemer med tungmetalindholdet i spildevandsslammet.

Anlægsomkostninger

De økonomiske konsekvenser af at iværksætte en kildesporing er selvsagt meget vanskelige at vurdere, da man ikke på nuværende tidspunkt kan forudse hvilke afværgeforanstaltninger kildesporingen vil afstedkomme.

Det skønnes imidlertid, at omkostningerne vil udgøre:

1990	kr. 1.380.000
1995	kr. 2.400.000

se iøvrigt bilag 2.

Driftsomkostninger

Driftsomkostningerne skønnes at blive ca. 72.000 kr./år.

Miljøbelastning

Kildesporing er en aktivitet, der fremover skal nedsætte miljøbelastningen af havneslammet.

Koncentrationen af tungmetaller kan nedsættes til max. 1,3 gange baggrundsniveauet i alle oprensningsområder fra 1995. Af tabel 8.1 fremgår overskudsmængderne i hele planperioden når effekten af kildesporing er medregnet. De reducerede mængder er ikke ændret i forhold til de aktuelle mængder på de lokaliteter og for de tungmetaller, hvor koncentrationen i 1985 var under 1,3 gange referenceniveauet.

Tabel 8.1 - Overskudsmængder efter reduktion af tungmetalkoncentrationen.

	Bly kg	Cadmium kg	Chrom kg	Kobber kg	Kviksølv kg	Nikkel kg	Zink kg
Reference mængde	4048	47	2413	2024	16	2024	10897
Reduc. mængde inderh.	813	8	222	298	6	146	1723
Reduc. mængde yderh.	1018	28	1312	1123	9	666	4499
Reduc. mængde sejlr.	887	30	1377	1118	9	731	3876
Reduc. mængde lysth.	1142	5	127	211	2	93	1089
Reduc. mængde ialt	3861	71	3027	2751	25	1637	11188
Overskudsmængde	0	24	624	727	19	0	291
Overskudsmængde i %	0	52	26	36	56	0	3

8.2.2

Klapning

Placering

En lokalitet til klapning af havneslam fra Kolding er udpeget i farvandet omkring munden af Vejle Fjord. Sejlaftstanden hertil er ca. 35 km svarende til 19 sømil.

Indretning

Farvandet udfor munden af Vejle Fjord er et sedimentationsområde, hvor bunden består af mudder med et højt organisk indhold.

Deponeringen foretages i en højde på 2 m, idet det tilstræbes at det mest forurenede slam klappes først, således at det kommer nederst i depotet. Med en deponihøjde på 2 m bliver arealkravet til klappladsen omkring 0,5 km². Når pladsens endelige placering er fastlagt udlægges bøjer, der afgrænser området.

Kapacitet

Der klappes følgende slammængder:

1990	250.000 m ³
1995	640.000 m ³
2000	<u>290.000 m³</u>
	1.180.000 m ³

Drift

Klapning foretages ved neddumpning af materialet fra klapprammen til havbunden. Det anvises i hvilken takt man ønsker materialet udlagt. Både før, under og efter klappingen foretages registreringer af vandkvalitet og bundforhold i klappladsens nærfelt for at følge en eventuel spredning fra pladsen. Herved opnås mulighed for at ændre forholdene, hvis der sker spredning.

Sektorinteresser

For vandområdet udfor munden af Vejle Fjord er fastsat en recipientkvalitetsmålsætning, der indebærer at tilstedeværelsen af et upåvirket eller kun svagt påvirket plante og dyreliv i vandområdet skal sikres. Denne målsætning skulle blandt andet sikre, at der bibeholdes en god badevandskvalitet og at havområdet er egnet som fiskevand for både erhvervs- og sportsfiskeri.

Etablering af en klapplads vil derfor blive vurderet i forhold til fritidssektorens interesser og erhvervsfiskeriets interesser.

Endvidere er området udpeget som større nationalt naturområde /30/. Etablering af en klapplads skal derfor også vurderes i forhold til denne status for området.

Anlægsomkostninger

1990	Optagning og transport Kolding Havn - Mundingen Vejle Fjord	7.980.000
1995	Optagning og transport Kolding Havn - Mundingen Vejle Fjord	20.330.000
2000	Optagning og transport Kolding Havn - Mundingen Vejle Fjord	9.120.000

Driftsomkostninger

Recipientkontrolmålinger

kr. 50.000

Miljøbelastning

Ved anvendelse af klapning som deponeringsmetode er miljøeffekterne udelukkende forbundet med havmiljøet omkring klappladsens nær- og fjernfelt.

For en nærmere beskrivelse af miljøeffekter henvises til /3/. Her skal kort anføres de væsentligste.

Fysiske effekter forekommer ved selve klapningen, hvor mængden af suspenderet stof forøges i vandfasen. Endvidere sker en tildækning, således at en del mindre dyr og organismer begravnes.

På såvel kort som lang sigt vil der endvidere ske en frigørelse af tungmetal- og næringssalte fra sedimentet.

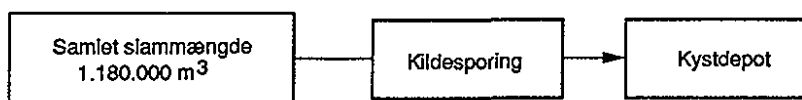
Ilteffekter i klapområdet vil gøre sig gældende på kort sigt, d.v.s. i forbindelse med klapningen og i de følgende uger. Derefter vil iltforbruget i det pålejrde materiale indstille sig på et niveau svarende til omgivelserne.

Ved AS Storebæltsforbindelsens miljøundersøgelser blev det konkluderet, at det øgede iltforbrug kun kunne forårsage økologiske effekter i situationer, hvor iltkoncentrationen i forvejen er lav og strømhastigheden ringe.

De beregnede påvirkninger var så ringe, at ovennævnte konklusion kan antages at gælde selvom havneslam antages at have et væsentligt højere iltforbrug end Storebælts-sediment.

8.3 Kildesporing og deponering i kystdepot

Alternativ 1.2



Alternativet omfatter iværksættelse af kildesporing, som omtalt under alt. 1.1, og deponering af den samlede slammængde i et kystdepot.

Placering

Kystdepotet tænkes placeret bag dæmningen, der afskærer Eltang Vig fra Kolding Fjord. Området afdrænes via et grøftesystem, hvis udløb er placeret ved dæmningsens sydlige ende.

Indretning

Den nuværende dæmning ved Eltang Vigs fjordside forstærkes i fornødent omfang på en 200 m strækning fra den nordlige ende mod syd. Derved kan det eksisterende drækanalsystem for Eltang Vig bibeholde udløbet ved dæmningsens sydlige ende.

Der etableres dæmninger 1.250 m bagud i Eltang Vig, både mod nord og syd samt mod vest, se skitse. Derved opnås et bundareal på ca. 25 ha. Bunden samt dæmningernes inder-sider tætnes med ler i en tykkelse af 1,00 m, så eventuel udsivning foregår meget langsomt.

Indspulingsarealet findes i depotets vestlige ende, mens et overløbssystem findes fremme ved kystdæmningen. Overløbet omfatter 3 rør, hvis tilløbsniveau kan varieres afhængigt af den ønskede vandstand i depotet.

Kapacitet

Kystdepotet anlægges med en kapacitet på ca. 1.000.000 m³. Dette svarer til en kapacitet, der er lig deponeringsbehovet i planperioden 1990-2000.

Drift

Indspuling af havneslam til depotet foregår via rørledninger fra anløbsponton til depotets vestlige ende. Da bunden har en svag hældning frem mod kystdæmningen, vil slammet langsomt glide frem mod kystdæmningen. Undervejs vil organisk materiale kunne sedimentere, så det stort set kun er vand, der når frem til kystdæmningen. Dette vand kan udledes via overløbssystemet ud i fjorden.

Af hensyn til faren for opstuvning af sediment bag kystdæmningen, etableres små volde på tværs af depotet til at tilbageholde noget af sedimentet højere oppe.

Den samlede slammængde deponeres af tre omgange med 5 års mellemrum. Der tilføres følgende mængder:

1990	250.000 m ³
1995	640.000 m ³
2000	<u>290.000 m³</u>
	1.180.000 m ³

Overskudsvand tilført under optagningen (ca. 20%) påregnes afdrænet fra deponiet.

Da tilførslerne kommer med 5 års mellemrum, vil sedimentet have god tid til at bundfældes. Det vurderes derfor løbende, om de øvre vandlag kan udledes uden risiko for udledning af sediment. Såvidt det lader sig gøre, udledes overfladevand. Det vurderes, at min. 50% af havneslammets oprindelige vandindhold kan bortledes eller fordamper før næste store slamtilførsel.

Som følge af reduktion af vandmængden er det valgt at foretage en gradvis udbygning af dæmningsanlægget.

Sektorinteresser

Der er en række sektorinteresser knyttet til Eltang Vig. Det drejer sig om fiskeriinteresser, naturinteresser samt marinarkælogiske interesser. Blandt de 3 interessesfærer vurderes naturinteressen at være den væsentligste, ikke mindst i betragtning af, at dette areal ved en tidligere lejlighed er fundet uegnet for placering af en kontrolleret losseplads.

På nuværende tidspunkt søges en paragraf 60-fredning af området gennemført. Det må derfor betragtes som yderst usikkert, at et depot for klapmateriale kan etableres her /30/.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne i forbindelse med etablering af kystdepotet skønnes at udgøre følgende:

1990	kr. 36.370.000
1995	kr. 18.268.000
2000	kr. 4.275.000

Sidstnævnte post omfatter kun optagning og transport af havneslam, se iøvrigt bilag 2.

Driftsomkostninger

Driftsomkostningerne omfatter foruden vedligeholdelse af anlægget også tilsyn og vandanalyser. Omkostningerne skønnes til 355.000 kr. pr. år.

Miljøbelastning

Grundvand

Grundvandspotentialet i Eltang Vig antages normalt at ligge i kote 0,00. På nuværende tidspunkt afdrænes vigen af et grøftesystem.

På baggrund af boringer foretaget tidligere i området vurderes bunden at være meget lerholdig.

Med afgravning af den øverste meter blødbund og råjord, samt udlægning og komprimering af ler i et lag af 1 m, forventes ingen udsivning. Derimod forventes et opadrettet vandtryk fra undergrunden. Disse forhold medfører således, at grundvandet ikke forventes forurennet af det deponerede slam.

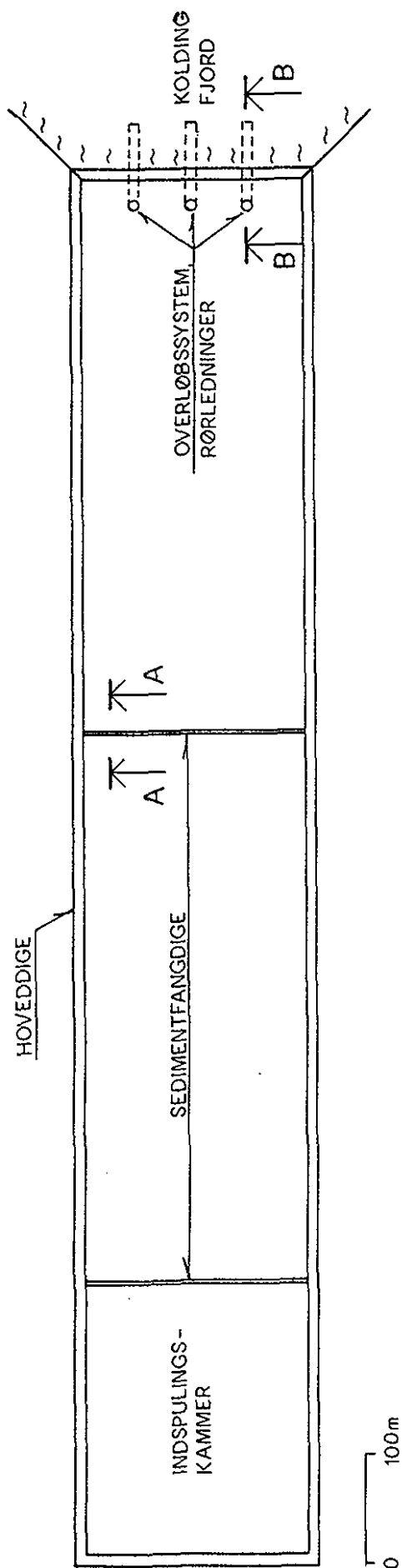
Fjorden

Dæmningerne, der indgår i kystdepotet, etableres på en sådan måde, at udsivning gennem disse er minimal. Det slam/vand, der måtte sive gennem dæmningen, vil aflejre hovedparten af tungmetallerne i dæmningsfyldet, idet tungmetaller har tendens til at binde sig til lerpartikler. Forurening af fjorden fra denne kilde vurderes derfor at være minimal.

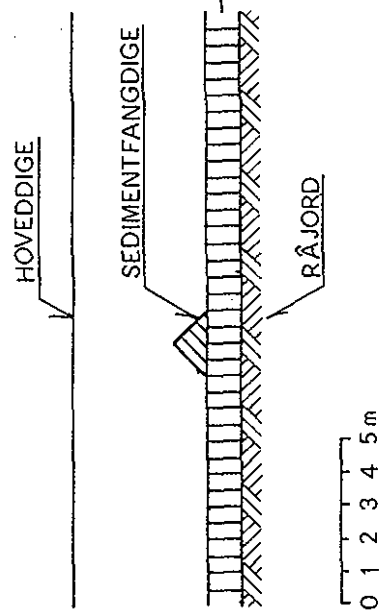
Luft

Forurening af luften vil primært bestå i lugtafgivelse; særligt når indspuling af slam foregår. Efterhånden som slammet bundfældes i depotet, vil lugten forsvinde, idet der til stadighed søges bevaret et vandlag over slammet. Ved indspuling nr. 2 og 3 vil tilløbsrøret blive placeret under vandspejlet i depotet.

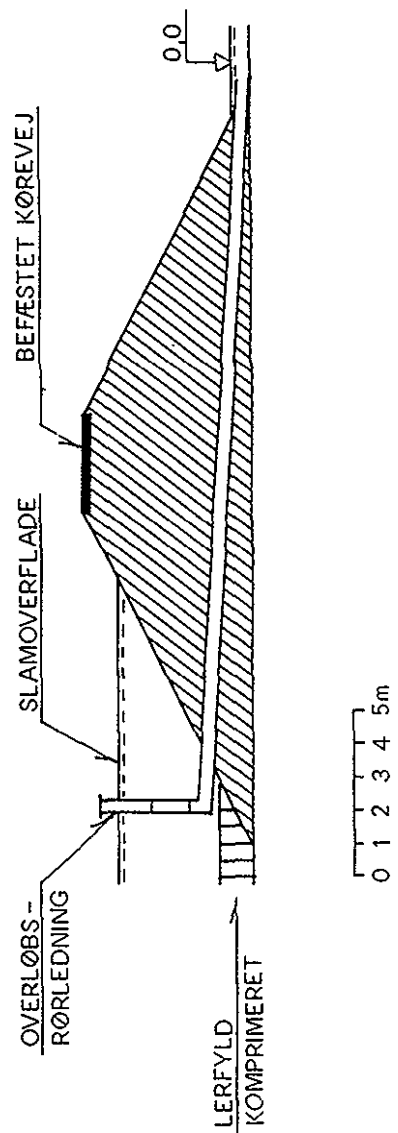
DEPONI FOR ALT SLAM



SNIT A-A

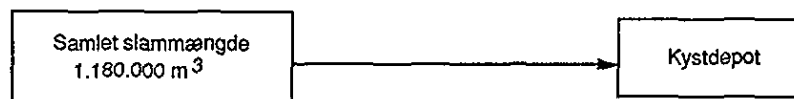


SNIT B-B



8.4 Deponering i kystdepot

Alternativ 1.3



I dette alternativ foretages bortskaffelsen af den samlede slammængde fra Kolding Havn i et kystdepot placeret ved Eltang Vig.

Vurderingerne er derfor sammenfaldende med alternativ 1.2, bortset fra at kildesporing udelades.

Dette indebærer, at havneslammets forureningsgrad ikke fremover kan forventes reduceret i væsentligt omfang.

En konsekvens heraf vil antagelig være, at der skal foretages en skærpet kontrol af miljøpåvirkninger fra kystdeponiet. Det er dog ikke fundet muligt at kvantificere denne ekstra indsats.

8.5 Kontrolleret klapping i undersøisk depot

Alternativ 1.4



Alternativet omfatter kontrolleret klapping af den samlede slammængde i et undersøisk depot.

Placering

Et undersøisk depot tænkes placeret i området mellem Kidholme og kysten langs Elvighøj, se fig. 6.5. Gennem dette område løber et undersøisk elkabel, der ikke må beskadiges.

Indretning

Det udpegede areal udføres som et cirkulært område, hvor bundmaterialet fjernes til en dybde af 4 meter under nuværende niveau. Det optagne bundmateriale transporteres til den nordlige del af Vejle Fjord for klapping. Optagningen af bundmaterialet foregår umiddelbart før optagningen af havneslammet, så det etablerede depot ikke fyldes med sand o.lign.

Det etablerede depot modtager først forurenede slam, hvorefter alm. slam klappes ovenpå.

Kapacitet

Den samlede kapacitet af depotet bliver ca. 1,2 mill. m³.

Drift

Der bliver ikke en decideret drift af det undersøiske depot. Der udarbejdes derimod en strategi for depotets inddeling i felter således at disse afpasses efter mængden af det optagne havneslam det pågældende år. To små depoter etableres nord for det undersøiske elkabel, mens et stort depot etableres syd for kablet.

Depoterne skal have følgende volumener:

1990	250.000 m ³
1995	640.000 m ³
2000	290.000 m ³

Når den kontrollerede klappning er afsluttet vil en del af slammets vandindhold efterhånden afgives til omgivelserne. Derved udnyttes deponivolumenet ikke helt.

Sektorinteresser

Der er en række sektorinteresser knyttet til det udvalgte område. Det drejer sig om fiskeriinteresser, naturinteresser og marinarkæologiske interesser. Blandt disse interessessfærer må fiskeriinteresserne vurderes at være de væsentligste, idet området udgør en del af et større gydeområde for sild og fordi et havbrug er beliggende tæt op af det udpegede areal.

Derudover skal målsætningerne i recipientkvalitetsplanlægningen overholdes.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne omfatter optagning og klappning af det optagne bundmateriale ved udformning af depotet samt optagning af havneslam og klappning af dette i depotet. Omkostningerne skønnes til følgende:

1990	kr. 7.028.000
1995	kr. 22.313.000
2000	kr. 8.092.000

se iøvrigt bilag 2.

Miljøbelastning

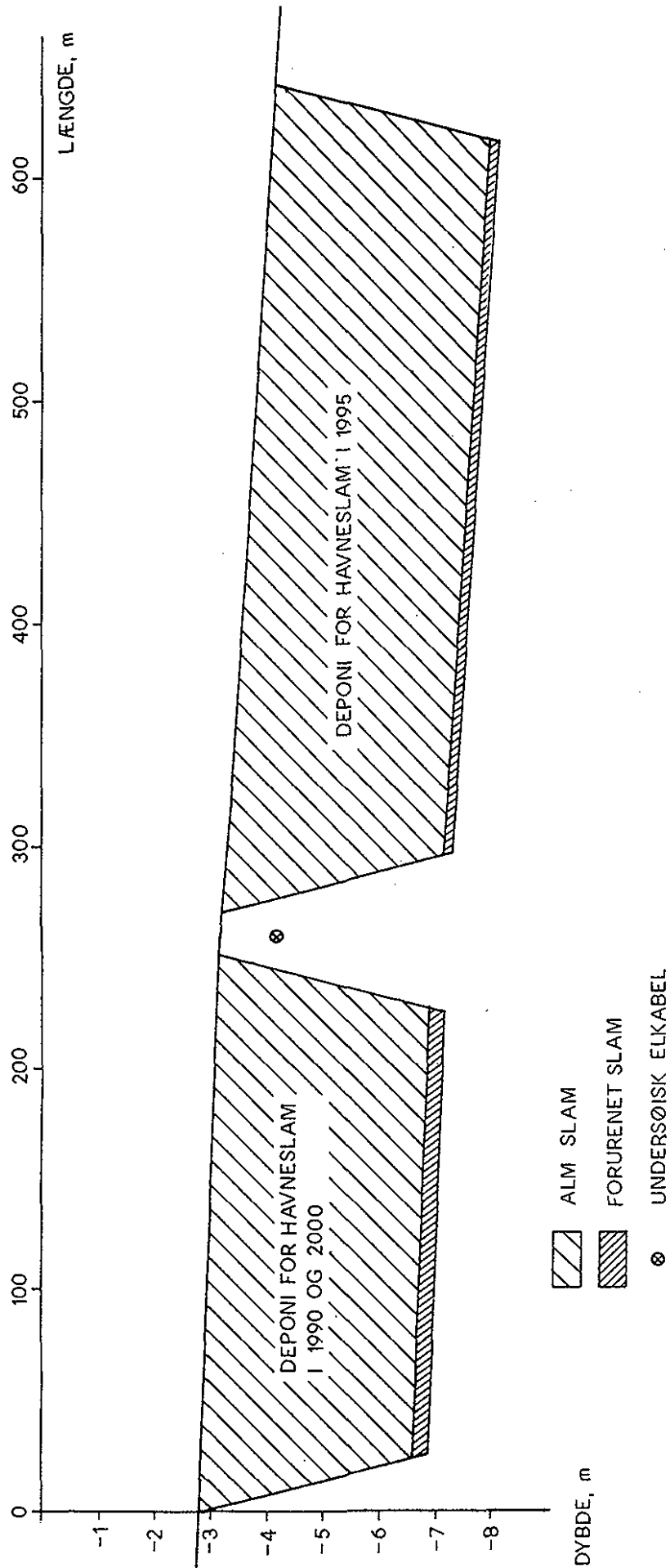
Ved anvendelse af et undersøisk depot er miljøeffekterne udelukkende forbundet med havmiljøet omkring deponiet.

Under selve klapningen forekommer fysisk-kemiske effekter som beskrevet i afsnit 8.2.2. I det aktuelle tilfælde ved Kidholmene er der imidlertid meget lavvandet, hvilket begrænser den mængde materiale, som fjernes ved suspension. Når det forurenede havneslam klappes i det undersøiske depot, bør man nedpumpe materialet til bunden af depotet eller opsætte siltgardiner for at hindre stoftransport væk fra depotet. Det er i denne fase, at der er mulighed for størst spild til omgivelserne.

De nære omgivelser vil i varierende grad blive påvirket ved tildækning med slam. Ved depotet vil en konsolidering af materialet bevirke, at niveauet bliver noget lavere end omgivelserne. Sediment vil aflejres i denne fordybning, og der vil ske en genkolonisering med plante og dyreliv.

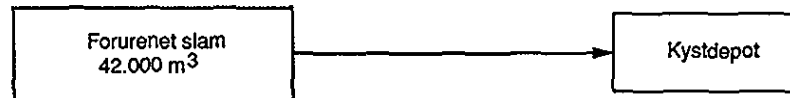
Frigørelse af tungmetaller og næringssalte fra slammet til omgivelserne kan forekomme fra de øverste slamlag. Det forurenede slam, der er dækket af 3-4 m uforurennet slam, vil ikke kunne udvaskes jvf. /10/, hvor det er angivet, at et dæklag på 0,5 m er effektivt.

UNDERSØISK DEPONI FOR ALT SLAM



8.6 Deponering af forurenede slam i kystdepot

Alternativ 2.1.A



I dette alternativ bortskaffes kun den forurenede mængde havneslam til et mindre kystdepot.

Placering

Kystdepotet tænkes også her placeret bag dæmningen, der afskærer Eltang Vig fra Kolding Fjord.

Indretning

Den nuværende dæmning ved Eltang Vigs fjordside forstærkes i fornødent omfang på en 150 m strækning fra den nordlige ende mod syd. Derved kan det eksisterende drækanalsystem for Eltang Vig bibeholde udløbet ved dæmningsens sydlige ende.

Der etableres dæmninger 100 m bagud i Eltang Vig, både mod nord og syd samt mod vest. Derved opnås et bundareal på ca. 1,5 ha. Bunden samt dæmningernes indersider tætnes med ler i en tykkelse af 1,00 m, så eventuel udsivning foregår meget langsomt.

Indspulingsarealet findes i depotets vestlige ende, mens overløbet findes fremme ved kystdæmningen.

Kapacitet

Der er mulighed for at etablere et kystdepot i Eltang Vig med en kapacitet på ca. 42.000 m³. Denne kapacitet svarer til deponeringsbehovet i planperioden 1990-2000.

Drift

Depotets drift foregår som beskrevet under alternativ 1.2, dog er slammængderne mindre:

1990	18.000 m ³
1995	6.000 m ³
2000	<u>18.000 m³</u>
	42.000 m ³

Sektorinteresser

Der er en række sektorinteresser knyttet til Eltang Vig. Det drejer sig om fiskeriinteresser, naturinteresser samt marinarkølogiske interesser. Blandt de 3 interessesfærer vurderes naturinteressen at være den væsentligste, ikke mindst i betragtning af, at dette areal ved en tidligere lejlighed er fundet uegnet for placering af en kontrolleret losseplads.

På nuværende tidspunkt søges en paragraf 60-fredning af området gennemført, hvilket indebærer at lokaliteten ved Eltang Vig er yderst usikker.

Det må derfor betragtes som yderst usikkert, at et depot for klapmateriale kan etableres her, jf. /30/.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne omfatter etablering af kystdepotet, samt optagning og transport af slam. Omkostningerne skønnes at udgøre følgende:

1990	kr. 2.623.000
1995	kr. 145.000
2000	kr. 73.000

se iøvrigt bilag 2.

Driftsomkostning

Driftsomkostningerne dækker tilsyn, vedligeholdelse og miljøanalyser. Omkostningerne forventes at udgøre ca. 73.000 kr. pr. år.

Miljøbelastning

Grundvand

Grundvandspotentialet i Eltang Vig antages normalt at ligge i kote 0,00. På nuværende tidspunkt afdrænes vigen af et grøftesystem.

På baggrund af boringer foretaget tidligere i området vurderes bunden at være meget lerholdig.

Med afgravning af den øverste meter blødbund og råjord, samt udlægning og komprimering af ler i et lag af 1 m, forventes ingen udsivning. Derimod forventes et opadrettet vandtryk fra undergrunden. Disse forhold medfører således, at grundvandet ikke forventes forurenat af det deponerede slam.

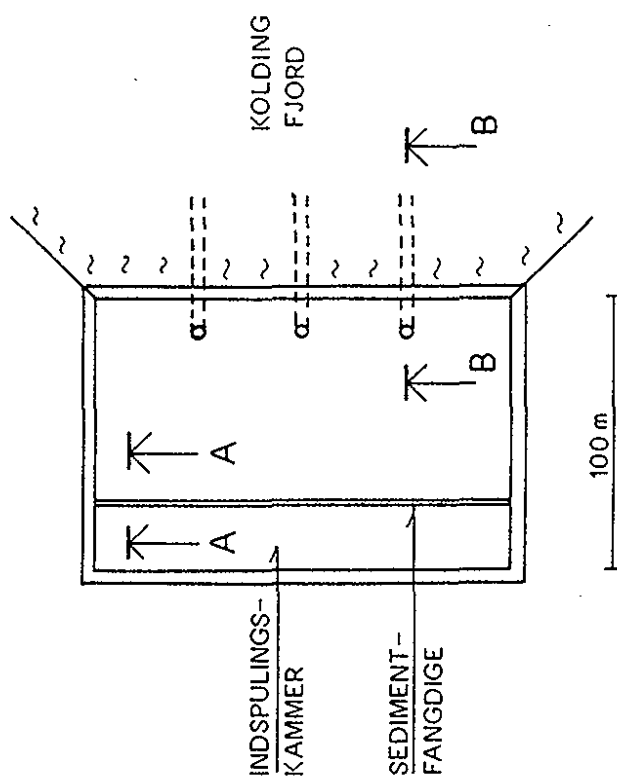
Fjorden

Dæmningerne, der indgår i kystdepotet, etableres på en sådan måde, at udsivning gennem disse er minimal. Det slam/vand, der måtte sive gennem dæmningen, vil aflejre hovedparten af tungmetallerne i dæmningsfyldet, idet tungmetaller har tendens til at binde sig til lerpartikler. Forurening af fjorden fra denne kilde vurderes derfor at være minimal.

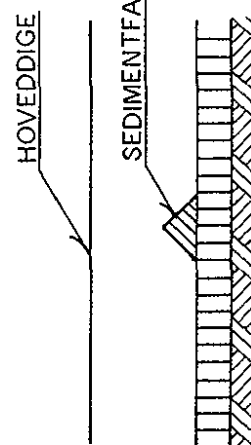
Luft

Forurening af luften vil primært bestå i lugtafgivelse; særligt når indspuling af slam foregår. Efterhånden som slammet bundfældes i depotet, vil lugten forsvinde, idet der til stadighed søges bevaret et vandlag over slammet. Ved indspuling nr. 2 og 3 vil tilløbsrøret blive placeret under vandspejlet i depotet.

DEPONI FOR FORURENET SLAM

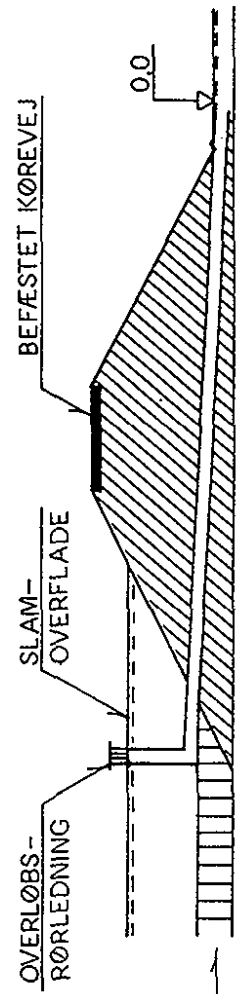


SNIT A



0 1 2 3 4 5 m

SNIT B



0 1 2 3 4 5 m

8.7 Afvanding og deponering af forurenede slam på kontrolleret losseplads

Alternativ 2.1.B



I dette alternativ bortskaffes den forurenede slammængde ved afvanding og efterfølgende deponering på kontrolleret losseplads.

Placering

Afvandingsudstyret placeres syd for Kolding Å's udløb på rensningsanlæggets areal i forbindelse med dette anlægs eksisterende slambede.

Indretning

Fra molen ved lystbådehavn syd pumpes havneslammet fra pram via en rørledning til et opsamlingsbassin, der skal fungere som et udjævningsbassin. Fra bassinet til afvandingsudstyret, der består af centrifuger med tilhørende bygning, transporteres slammet i en jævn strøm via transportbånd.

Der opstilles 2 centrifuger til afvanding af slammet. Centrifugerne har hver en årskapacitet på ca. 20.000 m³.

Fra centrifugen læsses det afvandede slam ned i en container, der transporteres til Fredericia losseplads til deponering.

Kapacitet

Opsamlingsbassinet dimensioneres, så 13.000 m³ havneslam kan opbevares og evt. afvandes.

Det overskydende vand fra processen tilledes recipienten, idet vandet, såfremt det er fri for sediment vil indeholde tungmetaller i koncentrationer, som er under de normale udlederkrav /13/.

Drift

Der tilføres følgende mængder i planperioden:

1990 og 2000	18.000 m ³ /år
1995	6.000 m ³ /år

Slammet tilføres i portioner svarende til 3.000 m³ pr. dag. Med en driftskapacitet på 7 m³/time kan én centrifuge afvande 56 m³/8 timer eller 168 m³/døgn. Med to centrifuger kan afvandingen foretages på 160 arbejdsdage á 8 timer eller 54 arbejdsdage á 24 timer.

Centrifugerne afvander slammet fra ca. 15% TS til ca. 25% TS, så det er håndterbart. Derefter er slamvolumenet reduceret til ca. 10.800 m³/år (1990 og 2000), som borttransporteres med containere á 15 m³/stk. I 1995 reduceres den tilførte slammængde til ca. 3.600 m³.

Anvendes 3 lastvogne i fast fart mellem afvandingsanlægget og lossepladsen, kan det afvandede slam være borttransporteret på 11 arbejdsuger eller knapt 3 måneder (1990 og 2000).

Den afvandede mængde i 1995 kan borttransporteres på knapt 4 arbejdsuger eller ca. 1 måned.

Sektorinteresser

Til lokaliteten er knyttet marinarkæologiske interesser. Da det anvendte areal ikke udgør mere en 5.000 m², vil der ikke være større interessekonflikt forbundet med at placere anlægget på rensningsanlæggets areal. Det forudsættes dog, at der før etablering af anlægget, foretages en marinarkæologisk rekognoscering.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne omfatter bl.a. etablering af et kystdepot, etablering af et slamafvandingsanlæg samt transport og deponeringsgebyr af afvandet slam. Omkostningerne anslås til følgende:

1990	kr. 9.509.000
1995	kr. 1.524.000
2000	kr. 4.923.000

se iøvrigt bilag 2.

Miljøbelastning

Grundvand

Udjævningsbassinet og afvandingsanlægget er placeret i et område, der er udlagt til tilsvarende formål. Der vil derfor ikke være modstridende interesser omkring grundvandsindvindingsområder. Der er endvidere ved indretning af udjævningsbassinet taget hensyn til formindskelse af udsivning af havneslammet til undergrund og de omgivende arealer.

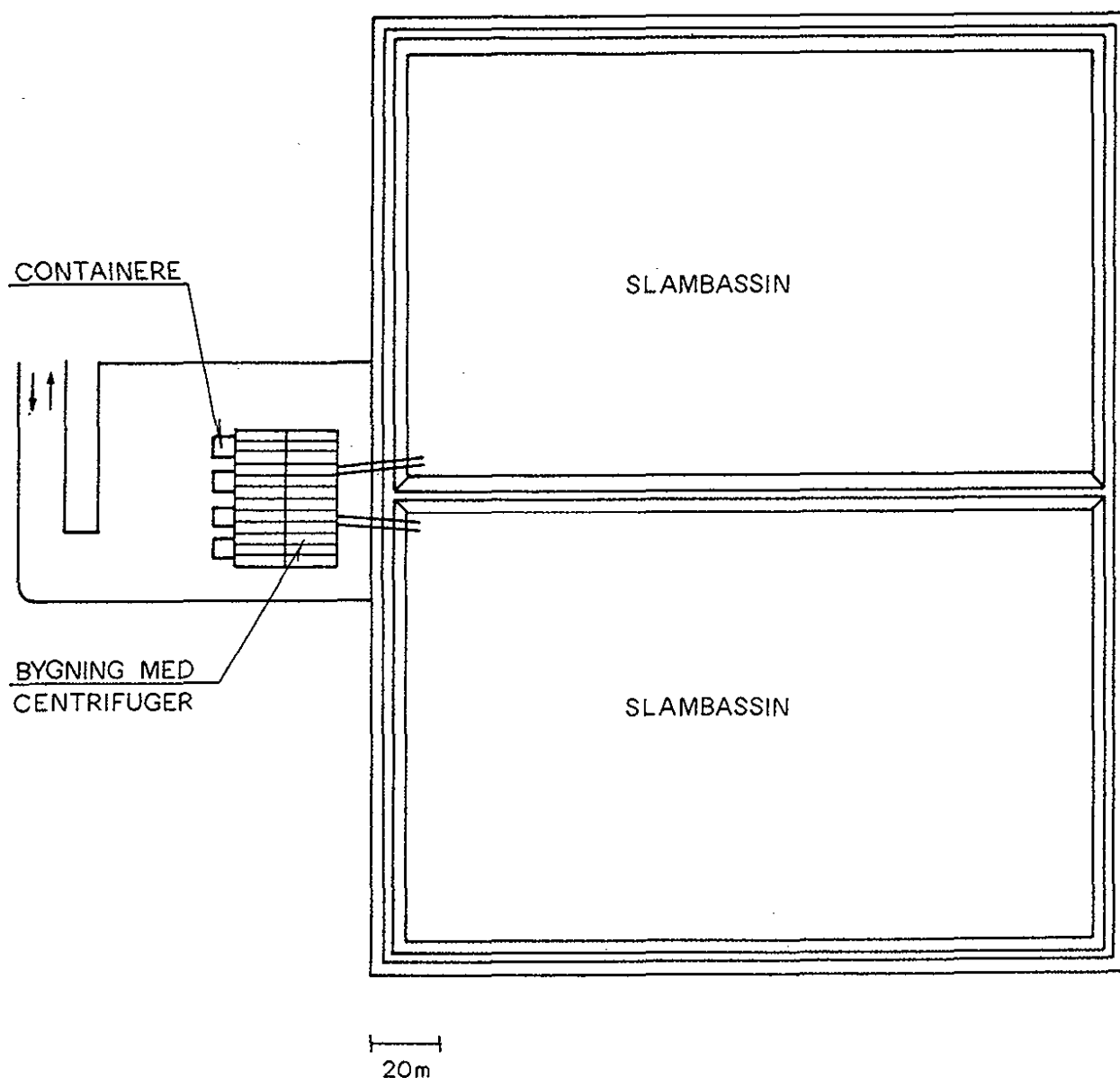
Fjorden

Udjævningsbassinets indretning giver ikke anledning til yderligere behov for sikring af udløb i fjorden.

Luft

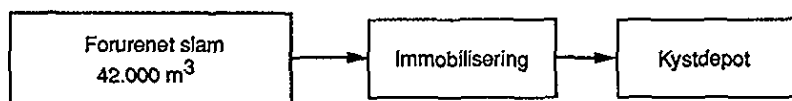
I forbindelse med indspuling af havneslam til udjævningsbassinet kan der forekomme en spredning af lugt til omgivelserne. Dette søges imødegået ved at foretage en neddykket indspuling, d.v.s. at indspulingsrørets udmunding holdes under vandspejlet, så snart vandstanden tillader det. Indspulingsarbejdet foregår iverigt kun i en begrænset tidsperiode 3-8 dage. Derefter vil der være ro i slambassinet.

AFVANDING AF FORURENET SLAM OG DEPONERING PÅ LOSSEPLADS



8.8 Stabilisering af forurenet slam og deponering i kystdepot

Alternativ 2.1.C



I dette alternativ foretages en stabilisering af den forurenede mængde havneslam ved tilsætning af cement og flyveaske. Slammet deponeres herefter i et kystdepot.

Formålet med stabiliseringen er dels at hæve pH i materialet således at mobiliteten af tungmetaller nedsættes og dels at få et materiale med lille vandgennemtrængelighed.

På baggrund af forsøg /19/ og /20/ antages at der skal tilsættes cement og flyveaske i flg. forhold:

1 t stabiliseret slam = 0,8t slam + 0,1 t cement + 0,1 t flyveaske.

Placering

Anlægget til blanding af havneslam, cement og flyveaske placeres i tilslutning til kystdepotet ved Eltang Vig.

Indretning

Ved kystdepotet etableres et blandingsbassin. Når en pram ankommer med slam indpumpes slammet til blandingsbassinet og samtidig doseres cement og flyveaske. Cement og flyveaske tilføres bassinet fra siloer opstillet ved siden af bassinet. I bassinet foretages mekanisk omrøring således at materialerne blandes.

Fra blandingsbassinet udledes det stabiliserede slam til kystdepotet.

Drift

Der tilføres flg. mængder i planperiode:

1990	18.000 m ³
1995	6.000 m ³
2000	<u>18.000 m³</u>
Ialt	42.000 m ³

Slammet tilføres med pramme, der har en kapacitet på 750 m³, i en mængde på ca. 3.000 m³ pr. dag.

Hver blanding skal gennemføres indenfor to timer. I perioder hvor der foretages oprensning regnes med en bemanning på anlægget på 2 mand.

Sektorinteresser

Der er en række sektorinteresser knyttet til Eltang Vig. Det drejer sig om fiskeriinteresser, naturinteresser samt marinarkælogiske interesser. Blandt de 3 interessesfærer vurderes naturinteressen at være den væsentligste, ikke mindst i betragtning af, at dette areal ved en tidligere lejlighed er fundet uegnet for placering af en kontrolleret losseplads.

På nuværende tidspunkt søges en paragraf 60-fredning af området gennemført. Det må derfor betragtes som yderst usikkert, at et depot for klapmateriale kan etableres her /30/.

Anlægsomkostninger

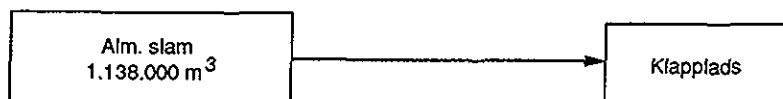
Anlægsomkostningerne omfatter bl.a. etablering af et blandingsbassin, etablering af cementoptagningsanlæg og etablering af slamdeponi. Omkostningerne forventes at udgøre følgende:

1990	kr. 8.080.000
1995	kr. 1.052.000
2000	kr. 3.102.000

se iøvrigt bilag 2.

8.9 Klapning af almindeligt havneslam

Alternativ 2.2.A



Alternativet omfatter klapning af den uforurenede slam-mængde.

Placering

Klappladsen placeres som angivet i alt. 1.1 på en lokalitet i den nordlige del af Vejle Fjord.

Indretning

Deponering foretages i en højde på 2 m svarende til alt. 1.1.

Drift

Som ved alternativ 1.1.

Der klappes nedenstående slammængder på lokaliteten:

1990	234.000 m ³
1995	636.000 m ³
2000	270.000 m ³

Sektorinteresser

Som ved alternativ 1.1 er det fritidssektorens interesser og erhvervsfiskeriets interesser, der er aktuelle i forbindelse med den angivne klapplads.

Det vurderes imidlertid ikke at de nævnte sektorer vil blive væsentligt påvirket af den beskrevne klapning.

Anlægsomkostninger

1990	Optagning og transport	kr. 7.410.000
1995	Optagning og transport	kr. 20.140.000
2000	Optagning og transport	kr. 8.550.000

Driftsomkostninger

Der er kun mindre driftsomkostninger ved denne form for bortskaffelse, idet der skal foretages recipientkontrolmålinger.

Miljøbelastning

Klappladsen er udlagt i et sedimentationsområde for at undgå spredning af slammet som følge af strøm og bølgeerosion.

Når der kun foretages klapning af det almindelige slam er indholdet af tungmetal i slammet ikke væsentligt højere end niveauet i klapningsområdet.

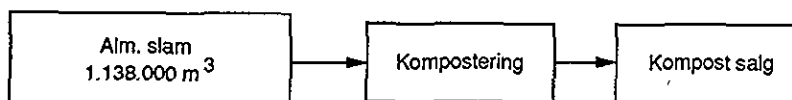
Miljøbelastningen ved at foretage klapning af hvad der i dette projekt betegnes som almindeligt havneslam må således være begrænset til nogle rimelig kortsigtede konsekvenser.

Fysiske effekter i forbindelse med klapningen er bl.a. et forøget iltforbrug under og umiddelbart efter selve klapningen. Endvidere sker der en tildækning af bunden, hvilket betyder at en del bunddyr og planter går til. Der sker imidlertid en genkolonisering således at bunden efter en periode vil vende tilbage til normal tilstand.

På lidt længere sigt kan frigivelse af næringssalte være en effekt, der bør medtages i vurderingen.

8.10 Kompostering af almindeligt havneslam

Alternativ 2.2.B



Alternativet omfatter kompostering af den uforurenede mængde slam samt afsætning af den fremstillede kompost.

Placering

Komposteringsanlæggets placering er ikke udpeget konkret, men det forventes placeret kystnært a.h.t. afledning af de store mængder overskydende vand.

Kapacitet

Anlægget har en kapacitet svarende til ca. 180.000 m³ pr. tilførsel. Dette forudsætter, at havneslammet tilføres anlægget med en tørstofprocent på 20.

Den valgte størrelse forudsætter, at havneslammet tilføres i en jævn strøm gennem hele perioden.

Indretning

Komposteringsanlægget indrettes på et 9 ha stort areal, med omkransende 1,5 m høje volde. Arealet opbygges med et drænsystem, der består af drænrør pr. 25 m, drængrus samt stabilgrus. Drænrørene forbindes i den ene ende med en hovedledning, der fører vandet til et opsamlingsbassin på ca. 5.000 m³. Et overløb leder vand fra bassinet ud i fjorden.

Drift

Havneslammet tilføres anlægget med et tørstofindhold på ca. 20%, og opblandes med træflis eller tilsvarende materiale. Denne blanding oplægges i miler med en højde på max. 2 m og en bundflade på ca. 10 m. Milerne vendes med frontlæsser 1 gang pr. uge. Derved tilføres luft til materialet og vanddamp kan afgives.

Dette arbejde fortsættes gennem 1,5 år, indtil slam og flis er færdigkomposteret. Derefter kan komposten afsættes.

Sektorinteresser

Da den nøjagtige placering af komposteringsanlægget ikke er kendt, er det ikke muligt at vurdere sektorinteresserne. Imidlertid har der været mange problemer forbundet med at finde egnede lokaliteter til en fremtidig losseplads i Kolding kommune, p.g.a. naturfrednings- og grundvandsinteresser. Man må derfor forudse samme konflikter, når lokaliteter for komposteringsanlæggene skal udpeges.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne omfatter etablering af et komposteringsanlæg og et opsamlingsbassin for perkolat samt indkøb af maskinel. Omkostningerne anslås at udgøre følgende:

1990	kr. 19.373.000
1996	kr. 4.500.000

se iøvrigt bilag 2.

Driftsomkostninger

Driftsomkostningerne dækker bl.a. vedligeholdelse og reparationer af anlægget, lønninger til 4 mand, miljøanalyser samt indkøb af flis. Omkostningerne pr. år varierer gennem perioden mellem 1.312.000,- og 10.653.000,- kr./år.

Miljøbelastning

Grundvand

Komposteringsanlægget placeres kystnært, hvorved det største hensyn til grundvandet tages. Endvidere etableres et drænsystem for opsamling af overskudsvand. Derved er grundvandet sikret yderligere.

Fjorden

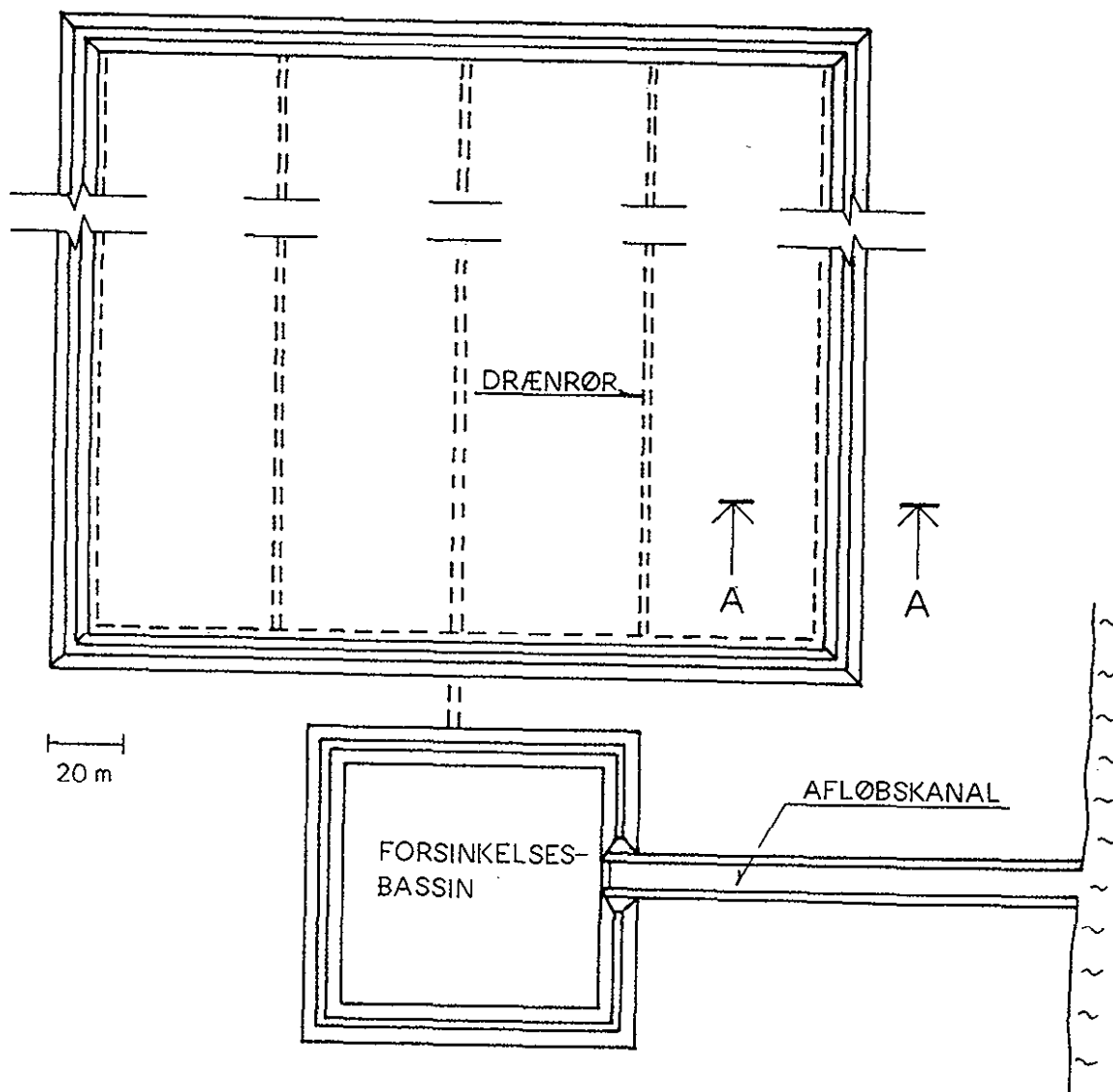
Der etableres et overløbsbassin, hvor overskudsvandet får en opholdstid før udledning til fjorden. Der er således mulighed for bundfældning af eventuelt sediment. Denne sedimentation bliver eneste form for rensning før udledning til fjorden. Da der er tale om behandling af almindelig havneslam, forventes ingen væsentlig miljøbelastning fra det udledte vand.

Luft

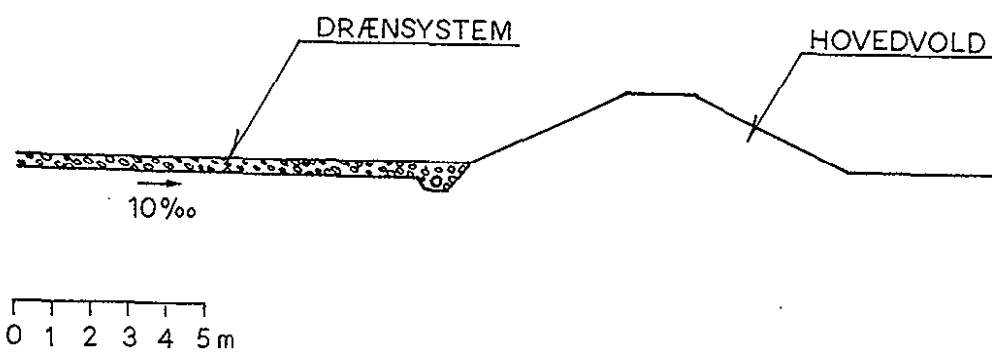
Der vil være lugtemission ved opstart af et komposteringsanlæg, idet slammet vil være udækket i en længere periode. Lugtemissionen vil først aftage, når komposteringsprocessen er godt igang.

Der kan endvidere forekomme yderligere lugtemission, hvis milernes kerner bliver anaerobe, d.v.s. ikke får ilt nok.

KOMPOSTERING AF ALM. SLAM



SNIT A-A



8.11 Deponering af almindeligt havneslam i kystdepot

Alternativ 2.2.C



Alternativet omfatter deponering af den uforurenede slammængde i et kystdepot.

I forhold til alt. 1.2, hvor den samlede slammængde deponeres i et kystdepot, er beskrivelsen den samme.

Dog vil anlægsomkostningerne være en anelse mindre (på grund af de mindre mængder). Disse skønnes at udgøre følgende:

1990	kr. 36.085.000
1995	kr. 15.761.000
2000	kr. 4.275.000

se iøvrigt bilag 2.

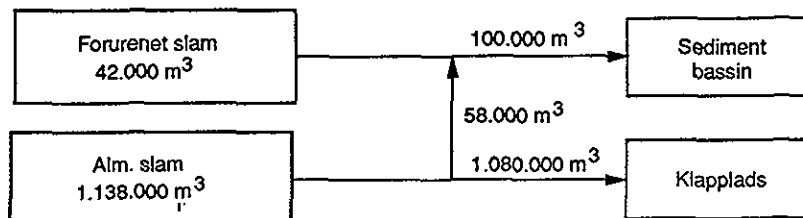
Den samlede slammængde deponeres af tre omgang med 5 års mellemrum. Der tilføres følgende mængder:

1990	232.000 m ³
1995	634.000 m ³
2000	272.000 m ³

De øvrige forhold er beskrevet under alternativ 1.2.

8.12 Samdeponering i sedimentationsbassin og klapning

Alternativ 3.1



Alternativet omfatter separat optagning og deponering af den forurenede slammængde i et kystnært sedimentationsbassin med efterfølgende deponering af en del af det uforurenede slam. Den øvrige mængde uforurenede slam bortskaffes ved klapning.

Placering

Deponeringsanlægget placeres langs kysten ved Kolding Fjords nordlige kystlinie, næsten helt inde i bunden af fjorden. På land vil nærmeste nabo være DSB's banelegeme, mens på vandsiden vil Kolding Lystbådehavn, Nord ligge i umiddelbar nærhed.

Indretning

Deponiet udbygges etapevis i takt med deponeringsbehovet i de aktuelle år. D.v.s. at deponiet får 3 kamre af forskellig størrelse. Ud fra kysten (ca. 100 m) og i en linie, der følger strandbreddens bugtninger, etableres en træspunsvæg, bestående af azobeplader, afstøttet med et fyrretræsskelet. På væggen depotside beklædes spunsen med en fiberdug, der skal holde slammet tilbage, når vandet langsomt siver ud af depotet.

Spunsvæggens topkote sættes til +1,5 m.

Det deponerede slam omfatter alt optaget forurenede slam, der placeres nederst i kammeret, samt alm. slam svarende til ca. 1,5 gange det forurenede slams volumen.

Ved indspuling af havneslammet doseres med passende mellemrum (f.eks. en gang pr. dag) læsket kalk ud over slammet af hensyn til dels en hurtigere stabilisering, dels en minimering af lugtgener.

Kapacitet

Kamrenes volumen er sat til følgende:

Kammer 1:	40.000 m ³	(1990)
Kammer 2:	20.000 m ³	(1995)
Kammer 3:	<u>40.000 m³</u>	(2000)
Ialt	<u>100.000 m³</u>	

Drift

Der regnes ikke med nogen egentlig drift af deponiet, idet der kun arbejdes med deponiet i indspulingsperioden. Dog foretages der en række miljøeffektanalyser før og efter hver indspulingsperiode. Endvidere anbefales det at efterse spunsvæggens tilstand med passende mellemrum hvert år.

Sektorinteresser

Til den valgte placering er, af tidligere nævnte sektorinteresser, kun knyttet marinarkæologiske. Dette indebærer, at der forud for etablering af anlæg m.m. må udføres en marinarkæologisk rekognoscering og udgravning af eventuelle fortidsminder. Der er imidlertid en anden sektorinteresse knyttet til lokaliteten, nemlig byen og havnens aktiviteter samt beboelse i nærheden af depotet. For havnen og byen kan bassinet, når det er fyldt op og reetableret, blive et aktiv. Problemet er opfyldningsperioden, hvor der kan opstå lugtproblemer specielt for de nærmeste beboere.

Anlægsomkostninger

Anlægsomkostningerne omfatter etablering af bassin ved ramming af spunsvægge, kalkindkøb, analyser af slam/kalkblandingen m.v. Omkostningerne skønnes at udgøre følgende:

1990	kr. 3.612.000
1995	kr. 1.816.000
2000	kr. 2.928.000

se iøvrigt bilag 2.

Driftsomkostninger

Driftsomkostningerne anslås at udgøre ca. 70.000 kr. pr. år. Omkostningerne dækker tilsyn med anlægget og miljøanalyser.

Miljøbelastning

Grundvand

Da deponiet i princippet er indrettet som en inddæmning af et areal, vil grundvandet ikke kunne forurenes af det forurenede slam.

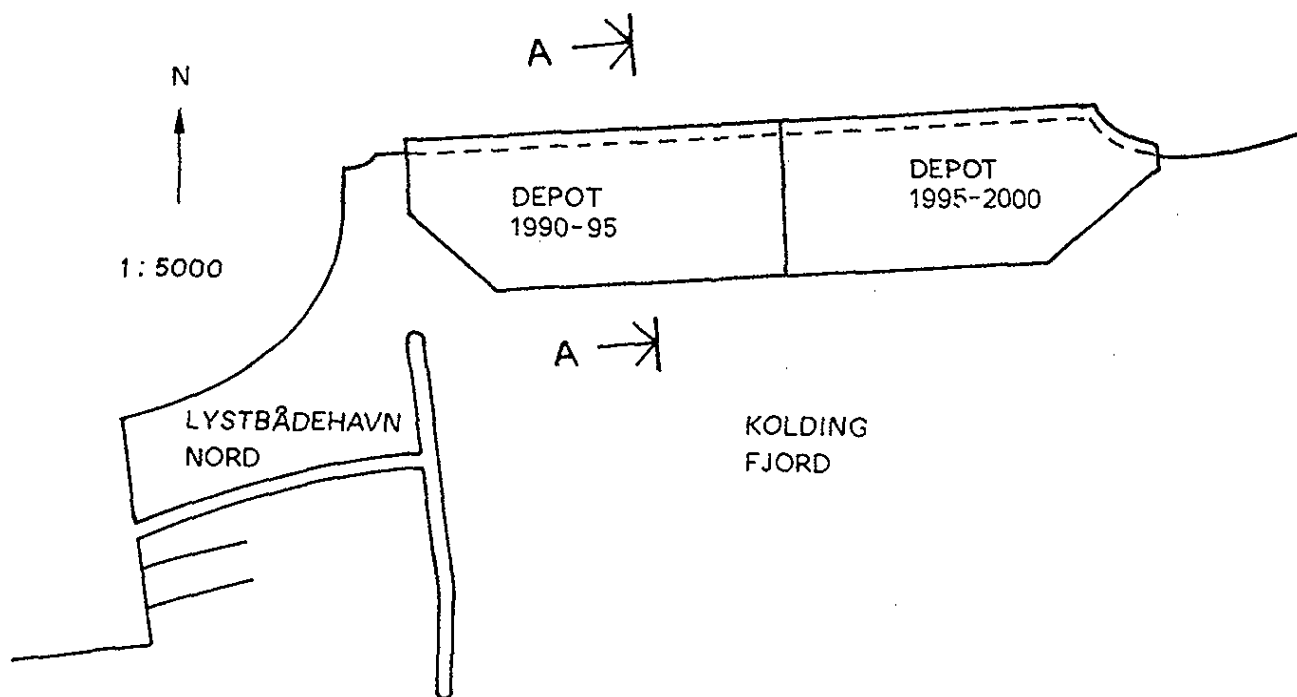
Fjorden

Det forurenede slam deponeres nederst i kamrene med alm. slam ovenpå. En spredning af det forurenede slam som følge af tidevand og undersøisk erosion vil derfor ikke kunne forekomme. Tidevandet vil imidlertid kunne foretage en meget langsom udvaskning af tungmetallerne, specielt i den zone, der ligger tættest ved spunsvæggen. Denne udvaskning forventes at være lille, idet der på længere sigt sandsynligvis kun vil foregå en lille vandtransport gennem spunsvæggens fiberdug.

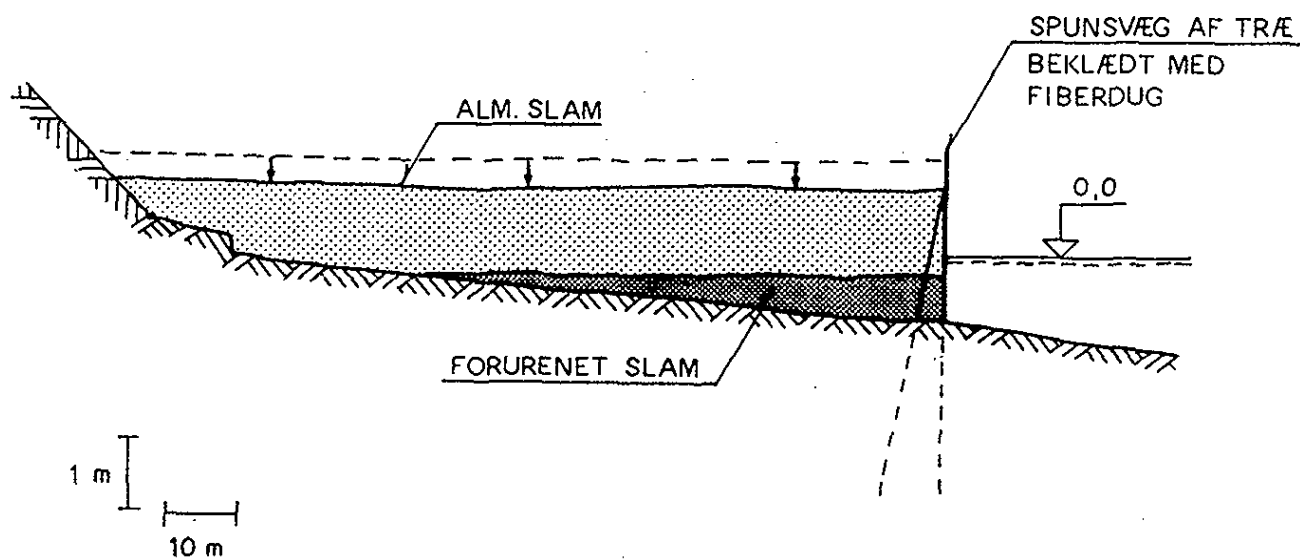
Luft

Forurening af luften vil primært bestå i lugtafgivelse, særligt når indspuling af slam foregår. Efterhånden som slammet falder til ro, vil lugten forsvinde. Hertil vil det læskede kalk, der tilsættes slammet, også hjælpe.

SAMDEPONERING I SEDIMENTATIONS-BASSIN



SNIT A-A



9. SAMLET VURDERING AF BORTSKAFFESESMETODER FOR HAVNESLAM FRA KOLDING HAVN

9.1 Sammenfatning af totalløsninger

Alternativer under hovedalternativ 1 og 3 er alle total-løsninger og fremgår af efterfølgende.

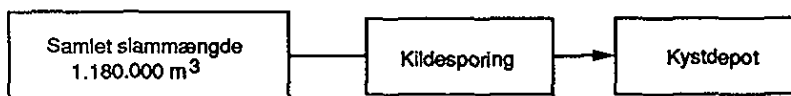
Under hovedalternativ 2 er i det foregående beskrevet alternativer for bortskaffelse af det forurenede slam samt alternativer for det almindelige slam. I det følgende kombineres disse alternativer til totalløsninger og der foretages en samlet vurdering.

Der er udvalgt ialt 11 totalløsninger, hvis sammensætning fremgår af nedenstående.

Løsning 1



Løsning 2



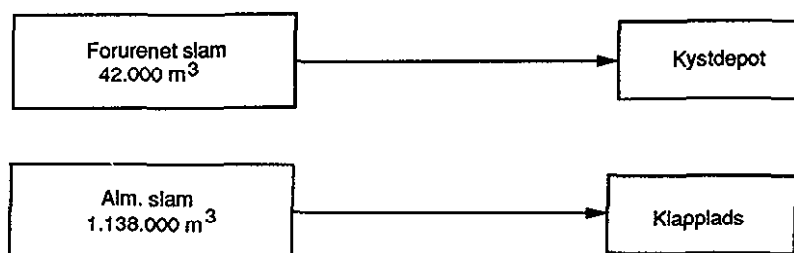
Løsning 3



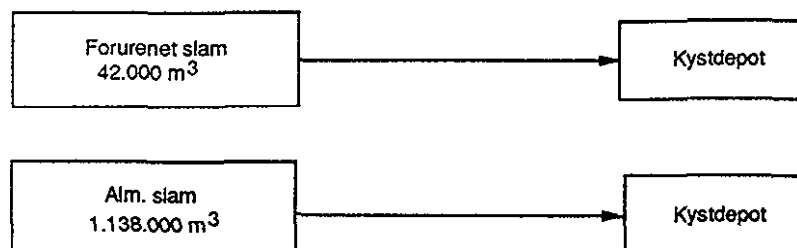
Løsning 4



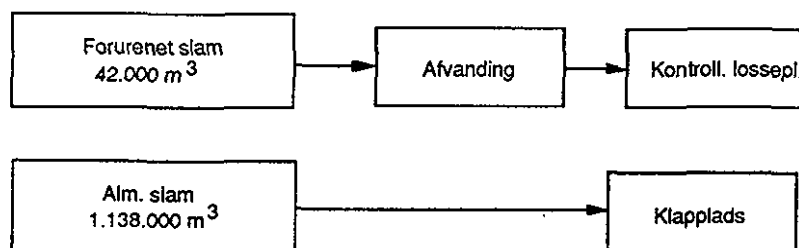
Løsning 5



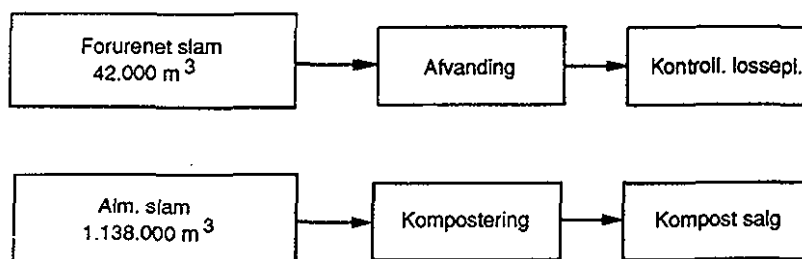
Løsning 6



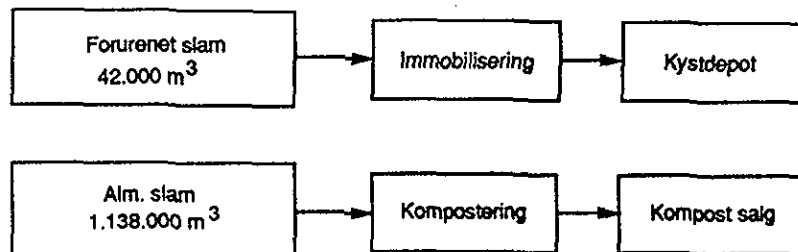
Løsning 7



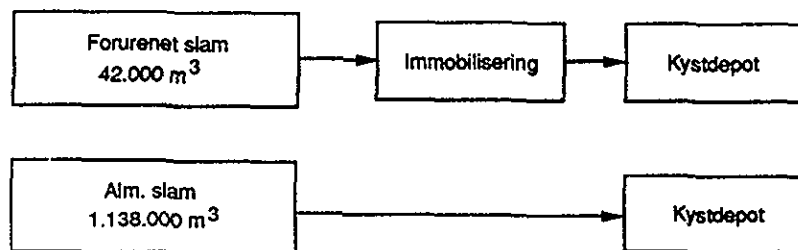
Løsning 8



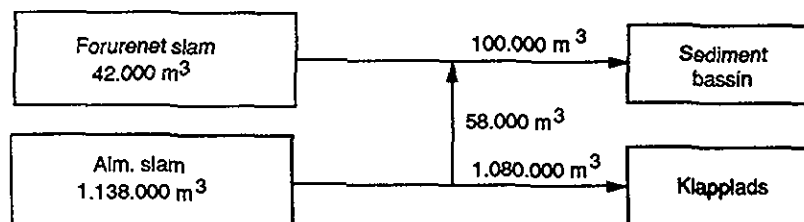
Løsning 9



Løsning 10



Løsning 11



9.2 Vurdering af totalløsninger

I det følgende er foretaget en vurdering af de opstillede totalløsninger for bortskaffelse.

Totalløsningerne er vurderet med hensyn til:

- teknik
- miljøpåvirkning
- sektorinteresser
- økonomi

Teknik

Teknisk er totalløsningerne bedømt udfra om de er:

- Gennemprøvet
- Forsøgt
- Uafprøvet

Miljø

Miljøpåvirkning underinddeles således, at der angives om recipienterne hav/fjord, grundvand og luft kan udsættes for en påvirkning. Der er i bedømmelsen ikke vurderet om eventuelle påvirkninger er store eller begrænsede.

Påvirkningen af havet er bedømt udfra risikoen for at forurenende stoffer bliver udvasket fra havneslammet til havmiljøet udenfor deponeringsstedet.

Påvirkningen af grundvandet vil blive bedømt udfra risikoen for at grundvandskvaliteten i områder med udnyttelige grundvandsressourcer forringes.

Påvirkningen af luften er et spørgsmål om risiko for generende lugt, idet der ikke i forbindelse med nogle af de angivne totalløsninger sker nogen form for spredning af forurenende stoffer via luften.

Sektorinteresser

Sektorinteresser, som vil blive berørt af de angivne bortskaffelsesmetoder, kan være en væsentlig hindring for gennemførelse af et projekt. De berørte sektorer kan samles i grupperne natur og fritid, marinarkæologi og erhvervsfiskeri.

For de enkelte totalløsninger er angivet hvilke sektorinteresser der berøres.

Økonomi

Økonomisk sammenligning foretages udfra totalløsningernes nutidsværdi. Nutidsværdierne er beregnet udfra de i de foregående afsnit opstillede anlægs- og driftsomkostninger.

I tabel 9.1 er angivet resultatet af ovennævnte vurdering af de opstillede totalløsninger.

Tabel 9.1 Vurdering af totalløsninger.

Løsning	Teknik		Miljøpåvirkning				Sektorinteresser			Økonomi	
	Gennemprøvet	Forsøgt	Uafprøvet	Hav/fjord	Grundvand	Luft	Natur og fritid	Marinarkæologi	Erhvervsfisker	Nutidsværdi (mill. kr.)	
1			x	x			x		x	31	
2	x			x			x	x		58	
3	x			x			x	x		54	
4		x		x			x	x	x	31	
5	x			x			x	x	x	30	
6	x			x			x	x		56	
7		x		x	x	x		x		36	
8			x		x	x		x		73	
9			x	x			x	x	x	73	
10			x	x			x	x	x	64	
11	x			x		x	x	x		31	

9.3 Diskussion

En samlet vurdering af de opstillede totalløsninger for bortskaffelse af havneslam fra Kolding Havn, er vanskelig at foretage, idet de tekniske, miljømæssige, sektorale og økonomiske konsekvenser ikke umiddelbart kan sammenlignes for de forskellige løsninger.

Det er derfor valgt, at kommentere totalløsningerne på baggrund af de drøftelser som projektets styregruppe har haft under rapportens tilblivelse.

Løsning 1

Klapning af den samlede mængde havneslam er ikke muligt i henhold til gældende regler, idet tungmetalindholdet i en del af slammet er for højt. Denne løsning er derfor kun medtaget som et eksempel. (Under alle omstændigheder er iværksættelse af kildesporing med henblik på reduktion af tungmetalbelastningen i havneslammet anbefalelsesværdigt).

- Løsning 2
- Løsning 3
- Løsning 5
- Løsning 6
- Løsning 9
- Løsning 10

Deponering i et kystdepot er en mulig løsning, hvad enten det drejer sig om hele slammængden under ét eller kun den forurenede del. Imidlertid er der nu indledt bestræbelser på at gennemføre en §60-fredning af området ved Eltang Vig, hvilket kan umuliggøre en placering af et kystdepot på dette sted. Dette betyder, at de løsninger, hvori indgår et kystdepot, er behæftet med en betydelig usikkerhed.

Løsning 4

Et undersøisk depot for den samlede slammængde er en mulig løsning. Med den valgte placering ved Kidholme kan de biologiske og fiskerimæssige interesser medføre at løsningen er behæftet med en vis usikkerhed.

- Løsning 7 Afvanding og deponering af det forurenede slam er en mulig løsning. Såfremt den samlede løsning skal blive økonomisk attraktiv forudsætter dette, at den uforurenede slammængde kan tillades klappet.
- Løsning 8 Kompostering af den uforurenede slammængde er endnu ikke afprøvet. Miljømæssigt set er dette en god løsning, hvorimod løsningen kræver store økonomiske ressourcer.
- Løsning 11 Deponering i et sedimentationsbassin af den forurenede slammængde og en del af det uforurenede slam er en mulig løsning. Den resterende mængde uforurenede slam skal dog tillades klappet, såfremt økonomien skal holde.

10. REFERENCER

- /1/ Branson, D.R.: Prioritization of Chemicals According to the Degree of Hazard in the Aquatic Environment. Environmental Health Perspectives, Vol. 34, p. 133-138, 1980.

- /2/ Spildevandsteknik, Leif Winther m.fl. Polyteknisk Forlag, 1978.

- /3/ Seelye, J.G. and Mac, M.J.: Bioaccumulation of Toxic Substances Associated With Dredging and Dredged Material Disposal. [EPA-905/3-84-005]. Great Lakes National Program Office - U.S. Chicago, Illinois, 1984.

- /4/ Landner, L. (ed.): Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems. Proceedings of an International Workshop, 1986. In Bhatta-charji, S.; Friedman, G.M. and Neugebauer, H.J. (Eds): Lecture Notes in Earth Sciences, 11. Springer-Verlag, Berlin, 1987.

- /5/ Andersen, T.V. og Pedersen, F.: Tungmetalforurening fra marine sedimenter. I Larsen, V.J. og Sørensen, P.M. (eds.): Tungmetaller. Kemi, økologi og forurening, Niche, 1987.

- /6/ Gobas, F.A.P.C., A. Opperhuizen and O. Hutzinger: Bioconcentration of hydrophobic chemicals in fish: Relationship with membrane permeation. Environmental Toxicology and Chemistry, 5, p. 637-646, 1986.

- /7/ The Development of Environmental Criteria for the Control of the Dumping of Dredged Material. Proposal from the Netherlands. Fifteenth Meeting of the Standing Advisory Committee for Scientific Advice, March 1988. SACSA 15/4/1-E.

- /8/ Jensen, K. og Rand, P.: Miljøkvaliteten i de indre danske farvande. Miljøprojekt 22. Miljøstyrelsen, 1980.

- /9/ Madsen, P.P. og Larsen, B.: Data vedrørende spormetalindhold i marine overfladesedimenter. Arbejdsrapport nr. 19, Miljøstyrelsen, 1987.

- /10/ PIANC (1986). Permanent International Association of Navigation Congresses. Disposal of Dredged Material at Sea. Supplement to Bulletin nr. 52.

- /11/ Salomons W. & Förstner U. (1988). Environmental Management of Solid Waste. Springer-Verlag.
- A: Rotterdam Dredged Material: Approach to Handling.
- B: Methods for the Treatment of Contaminated Dredged Sediments.
- C: Classification and Dewatering of Sludges. Joachim Werther.
- /12/ Oplysninger indhentet på studierejse i april 1988.
- /13/ Environmental acceptable methods at dredging and handling harbour and channel sediments. Proceedings from CEDA dredging day 1988.
- A: C4 Treatment and disposal of contaminated dredged material from the Ghent-Terneuzen canal. B. Malherbe m.fl.
- B: C2 Research into dredged material disposed in the port of Hamburg. H. Glindemann m.fl.
- /14/ Sv. E. Jørgensen, Farmaceutisk Højskole. Personlig meddelelse.
- /15/ Kemikalieforurennet jord. Red. Bjørn Jensen, Teknisk Forlag.
- /16/ "Oprensninger i Kolding Havn", Klaus Andersen, Kolding Kommune, oktober 1988.
- /17/ "Kloakplan, eksisterende forhold, 1983". Kolding Kommune, Teknisk Forvaltning, oktober 1983.
- /18/ "Oversigt over spildevands- og slamanalyser i perioden 1. april 1974 til 31. marts 1975", Teknisk Forvaltning, Kolding, Havne- og Kloakafdelingen.
- /19/ Salomons & Förstner 1988: Environmental Management of Solid Waste. Springer Verlag 1988.
- /20/ Cementfabrikkernes Tekniske Oplysningskontor. Thorkill Rasmussen. Personlig kommunikation.
- /21/ Bortskaffelse af havneslam. Udredningsrapport. Statshavnsadministrationen, Frederikshavn. Rambøll & Hannemann, COWIconsult, Carl Bro gruppe. Marts 1989.

- /22/ "Notat om kviksølvproblemer i Kolding", Kolding Kommune, Teknisk Forvaltning, ETB-nr. H-D9-97.
- /23/ "Forbrug og forurening med kviksølv i Danmark". COWIconsult for Miljøstyrelsen, 1985.
- /24/ "Import af cadmium", COWIconsult for Miljøstyrelsen, maj 1983.
- /25/ "Forbrug og forurening med arsen, krom, kobolt og nikkel i Danmark", COWIconsult for Miljøstyrelsen, 1984.
- /26/ "Forbrug af og forurening med bly i Danmark", Miljøprojekt nr. 105, 1989, COWIconsult for Miljøstyrelsen.
- /27/ Vurdering af udviklingen i tungmetalbelastningen for Lillebælt 1980-86. Isotopcentralen, ATV, Sønderjyllands Amt, Vejle og Fyns Amter.
- /28/ Kolding Havn - og kommuneplanrevisionen. Oktober 1988. Udført for Kolding Kommune af Hans Tyge Pedersen og COWIconsult.
- /29/ V & S Byggedata, Anlæg - brutto 1989, opslagsværk.
- /30/ Oplysninger fra Skov- og Naturstyrelsen.
- /31/ Thermal Treatment of Dredged Material. Dipl.ing. H.J. Hampel et. al. Freie und Hanselstadt Hamburg Strom - under Hafenbau.

Bilag 1

Økonomiske forudsætninger

ØKONOMISKE FORUDSÆTNINGER

Ved beregning af anlægs- og driftsomkostningerne for de enkelte alternative løsninger, er følgende enhedsomkostninger anvendt. Omkostningerne er baseret på prisniveau januar 1989, excl. moms.

Enhedsomkostninger, anlæg

Deponi	Dæmningsfyld	75,10 kr./m ³
	Opgravning af blødbund	20,00 kr./m ³
	Opbygning af lerbund	75,10 kr./m ³
	Overløbsrør	550,00 kr./m ³
Afvanding og deponering	Bygning til centrifuger	2.500,00 kr./m ²
	Transportbånd	750,00 kr./lbm
	Befæstet areal	200,00 kr./m ³
Kompostanlæg	Opgravning og bortkørsel af muld	10,15 kr./m ³
	Opgravning af råjord	27,00 kr./m ²
	Grøftegravning	112,00 kr./lbm
	Udlægning af stabilt og drængrus	61,25 kr./m ²
	Drænrør	123,00 kr./lbm
	Hovedrørledning	414,00 kr./lbm
	Geotekstil	9,65 kr./m ²

Enhedsomkostninger, drift

Løn, personale	180.000 kr./år
Løn, inspektion	385 kr./time
Recipientkontrolmåling	50.000 kr./måling
Tungmetalanalyser	1.500 kr./analyse

Enhedsomkostninger, optagning og transport

Optagning og transport	
Kolding Havn - Klapplads	38 kr./m ³
Optagning og transport	
Kolding Havn - Eltang Vig	19 kr./m ³
Optagning og transport	
Kolding Havn - Renseanlæg	12 kr./m ³
Optagning og transport	
Eltang Vig - Klapplads	19 kr./m ³

Alle enhedspriser gælder faste mål, d.v.s. slamvolumen på bunden af havnen. Priserne er hentet hos et stort dansk dredging-firma, men kan dog kun opfattes som vejledende.

Ovennævnte enhedspriser er anvendt i de efterfølgende økonomiske beregninger af de opstillede alternativer.

Bilag 2

Anlægs- og driftsomkostninger
for de alternative løsninger

ANLÆGS- OG DRIFTSOMKOSTNINGER FOR DE ALTERNATIVE LØSNINGER

I dette bilag præsenteres anlægs- og driftsoverslag for de enkelte alternative løsninger.

De anførte omkostninger er alle eksklusive moms.

Alternativ 1.1 (Kildesporing)

1990	Kortlægning med overordnet kildestudie	kr. 250.000
	Detailundersøgelser	kr. 400.000
	Oprydning særligt forurenede lokaliteter	kr. 500.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 230.000</u>
	Ialt	<u>kr. 1.380.000</u>

1995	Omlægning af regnvandsledninger	kr. 1.000.000
	Oprydning særligt forurenede steder	kr. 1.000.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 400.000</u>
	Ialt	<u>kr. 2.400.000</u>

Driftsomkostninger

Miljøtilsyn 1 time pr. uge	kr./år	40.000
Kontrolanalyser	kr./år	20.000
Diverse, 20%	<u>kr./år</u>	<u>12.000</u>
Ialt	<u>kr./år</u>	<u>72.000</u>

Alternativ 1.2, 1.3 (Kystdepot)

Anlægsomkostninger

1990	Dæmning	kr. 3.150.000
	Blødbund, opgravning	kr. 5.000.000
	Lerbund, opbygning	kr. 18.800.000
	Overløbsrør	kr. 30.000
	Optagning og transport	kr. 3.990.000
	Diverse, 20% incl. rørbefæstelse	<u>kr. 5.400.000</u>
	I alt	kr. 36.370.000 =====

1995	Dæmning	kr. 6.750.000
	Overløbsrør, forlængelse	kr. 3.000
	Optagning og transport	kr. 10.165.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 1.350.000</u>
	I alt	kr. 18.268.000 =====

2000	Optagning og transport	kr. 4.275.000
------	------------------------	---------------

Driftsomkostninger

Tilsyn, 2 timer pr. uge	kr. 40.000
Analyser, 4 stk. pr. år	kr. 6.000
Reparation & vedligeholdelse (2,5%)	kr. 250.000
Diverse, 20%	<u>kr. 59.000</u>
I alt	kr. 355.000 =====

Alternativ 1.4 (Undersøisk depot)

Anlægsomkostninger

1990	Bestemmelse af recipientens baggrundsbelastning	kr. 50.000
	Optagning og transport af bundmateriale, Kidholme - Klapplads	kr. 5.040.000
	Optagning og transport af havneslam, Kolding Havn - Kidholme	kr. 3.958.000
	Recipientkontrolprogram	<u>kr. 20.000</u>
	Ialt, excl. moms	<u>kr. 9.068.000</u>

1995	Optagning og transport af bundmateriale, Kidholme - Klapplads	kr. 12.720.000
	Optagning og transport af havneslam, Kolding Havn - Kidholme	kr. 10.133.000
	Recipientkontrolprogram	<u>kr. 20.000</u>
	Ialt	<u>kr. 22.873.000</u>

2000	Optagning og transport af bundmateriale, Kidholme - Klapplads	kr. 5.760.000
	Optagning og transport af havneslam, Kolding Havn - Kidholme	kr. 4.592.000
	Recipientkontrolprogram	<u>kr. 20.000</u>
	Ialt	<u>kr. 10.772.000</u>

Driftsomkostninger

Recipientkontrolmålinger	kr. 50.000
--------------------------	------------

Alternativ 2.1.A (Kystdepot)

Anlægsomkostninger

1990	Dæmning	kr. 501.000
	Blødbund, opgravning	kr. 300.000
	Lerbund, opbygning	kr. 1.127.000
	Overløbsrør	kr. 20.000
	Optagning og transport	kr. 285.000
	Diverse, 20% incl. rørbefæstelse	<u>kr. 390.000</u>
	I alt	kr. 2.623.000 =====
1995	Dæmning	kr. 39.000
	Overløbsrør, forlængelse	kr. 3.000
	Optagning og transport	kr. 95.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 8.000</u>
	I alt	kr. 145.000 =====
2000	Optagning og transport	kr. 285.000 =====

Driftsomkostninger

Tilsyn, 2 timer pr. uge	kr. 40.000
Analyser, 4 stk. pr. år	kr. 6.000
Reparation & vedligeholdelse (2,5%)	kr. 15.000
Diverse, 20%	<u>kr. 12.000</u>
I alt	kr. 73.000 =====

Alternativ 2.1B (Afvanding og kontrolleret losseplads)

Anlægsomkostninger

1990

Blødbund fjernes	kr. 260.000
Dæmning	kr. 145.000
Bundopbygning, 1 m ler	kr. 977.000
Diverse 20%	<u>kr. 320.000</u>
Ialt ¹⁾	kr. 1.802.000

=====

Centrifuge 2 stk.	kr. 2.000.000
Bygning 70 m ²	kr. 175.000
Transportbånd, 30 m	kr. 25.000
Befæstet areal 225 m ²	kr. 60.000
El, vand, telefon	kr. 60.000
Diverse, 20%	<u>kr. 464.000</u>
Ialt ²⁾	kr. 2.784.000

=====

Endvidere fås følgende omkostninger i forbindelse med afvanding og deponering:

1990 og 2000

Centrifuger: Drift 270 kr/time	kr. 695.000
Løn, 200 kr. pr. time	kr. 260.000
Transportbånd	kr. 25.000
Optagning og transport	kr. 180.000
Diverse, 20%	<u>kr. 232.000</u>

Ialt kr. 1.392.000

Transport af afvandet slam til losseplads 640 kr/tur x 800	kr. 512.000
Losseplads excl. statsafgift 100 kr/ton	<u>kr. 1.200.000</u>

Total kr. 3.104.000

=====

1995

Centrifuger - 270 kr/time	kr.	231.000
Løn, 200 kr/time	kr.	90.000
Transportbånd	kr.	10.000
Optagning og transport	kr.	60.000
Diverse, 20%	<u>kr.</u>	<u>78.000</u>

Ialt	kr.	469.000
------	-----	---------

Transport af afvandet slam til losseplads 640 kr/tur x 270	kr.	173.000
Lossepladsafgift excl. statsafgift 100 kr/ton	<u>kr.</u>	<u>900.000</u>

Total	kr.	1.514.000
-------	-----	-----------

=====

Alternativ 2.1.C (Immobilisering og kystdepot)

Anlægsomkostninger

1990	Etablering af blandings-	
	bassin 800 m ³ (600.000 - 1978)	kr. 1.800.000
	Opstilling af 2 stk. siloer	
	å 1000 m ³	kr. 400.000
	Optagning og transport	kr. 285.000
	2.500 ton cement á 650 kr.	kr. 1.625.000
	2.500 ton flyveaske á 250 kr.	kr. 625.000
	14 manddage	kr. 50.000
	Depotomkostninger jf. 2A.1.B	kr. 1.948.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 1.290.000</u>
	Ialt	<u>kr. 8.023.000</u>
1995	Optagning og transport	kr. 95.000
	800 ton cement á 650 kr.	kr. 520.000
	800 ton flyveaske á 250 kr.	kr. 200.000
	5 manddage	kr. 20.000
	Depotomkostninger jf. 2A.1.B	kr. 42.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 156.000</u>
	Ialt	<u>kr. 1.033.000</u>
2000	Optagning og transport	kr. 285.000
	Materialer som 1990	kr. 2.300.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 517.000</u>
	Ialt	<u>kr. 3.102.000</u>

Alternativ 2.2.B (Kompostering)

Anlægsomkostninger

Komposteringsanlæg	Volde, 1.300 m	kr. 319.000
	Muld, fjernes	kr. 914.000
	Råjord, fjernes	kr. 2.111.000
	Grøfter, 2.650 m	kr. 297.000
	Stabiltgrus og drængrus	kr. 5.576.000
	Drænrør, 2.250 m	kr. 277.000
	Hovedrørledning, 200 m	kr. 83.000
	Geotekstil	<u>kr. 869.000</u>
		kr. 10.446.000
Opsamlingsbassin	Volde, 300 m	kr. 74.000
	Muld, fjernes	kr. 51.000
	Råjord, fjernes	kr. 144.000
	Afløbsrør, 500 m	<u>kr. 846.000</u>
		kr. 1.115.000
	Sum	kr. 11.561.000
	Diverse, 20% incl. mandskabs- faciliteter	<u>kr. 2.312.000</u>
	Ialt	kr. 13.873.000 =====
Maskinel	Frontlæsser x 3	kr. 4.500.000 =====
Optagning og transport	1990	kr. 3.705.000
	1995	kr. 10.070.000
	2000	kr. 4.275.000

Driftsomkostninger

Løn, 4 mand	kr.	720.000
Brændstof	kr.	180.000
Rep. og vedligeholdelse, maskiner (2,5%)	kr.	113.000
Rep. og vedligeholdelse, anlæg (2,5%)	kr.	40.000
Rep. og vedligeholdelse, bygninger og garage	kr.	10.000
El, vand, telefon	kr.	10.000
Miljøanalyser	kr.	20.000
Diverse, 20%	<u>kr.</u>	<u>219.000</u>

Ialt	kr.	1.312.000
		=====

Indkøb af tilsætningsmaterialer
(50 kr./ton)

I årene 1991, 1994, 1996	kr.	4.000.000
Øvrige år excl. 1992 og 1998	kr.	6.500.000

Alternativ 2.2.C (Kystdepot)

Anlægsomkostninger

1990	Dæmning	kr. 3.150.000
	Blødbund, opgravning	kr. 5.000.000
	Lerbund, opbygning	kr. 18.800.000
	Overløbsrør	kr. 30.000
	Optagning og transport	kr. 3.705.000
	Diverse, 20% incl. rørbefæstelse	<u>kr. 5.400.000</u>
	I alt	kr. 36.085.000
		=====

1995	Dæmning	kr. 4.740.000
	Optagning og transport	kr. 10.070.000
	Overløbsrør, forlængelse	kr. 3.000
	Diverse, 20%	<u>kr. 948.000</u>
	I alt	kr. 15.761.000
		=====

2000	Optagning og transport	kr. 4.275.000
------	------------------------	---------------

Driftsomkostninger

Tilsyn, 2 timer pr. uge	kr. 40.000
Analyser, 4 stk. pr. år	kr. 6.000
Reparation & vedligeholdelse (2,5%)	kr. 250.000
Diverse, 20%	<u>kr. 60.000</u>
I alt	kr. 356.000
	=====

Alternativ 3.1 (Sedimentationsbassin)

Anlægsomkostninger

1990	Træspuns + fiberdug	2.075.000 kr.
	Kalkindkøb	450.000 kr.
	Leje af kalkspreder	135.000 kr.
	Løn, tilsyn	15.000 kr.
	Analyser af blanding mellem indspulet slam og kalk	35.000 kr.
	Optagning og transport	360.000 kr.
	Div., 20%	<u>542.000 kr.</u>
	Ialt	<u>3.612.000 kr.</u>
1995	Træspuns + fiberdug	1.040.000 kr.
	Kalkindkøb	230.000 kr.
	Leje af kalkspreder	67.000 kr.
	Løn, tilsyn	8.000 kr.
	Analyser af slam/kalkblanding	18.000 kr.
	Optagning og transport	180.000 kr.
	Div., 20%	<u>273.000 kr.</u>
	Ialt	<u>1.816.000 kr.</u>
2000	Træspuns + fiberdug	1.505.000 kr.
	Kalkindkøb	450.000 kr.
	Leje af kalkspreder	135.000 kr.
	Løn, tilsyn	15.000 kr.
	Analyser af blanding mellem indspulet slam og kalk	35.000 kr.
	Optagning og transport	360.000 kr.
	Div., 20%	<u>428.000 kr.</u>
	Ialt	<u>2.928.000 kr.</u>

Driftsomkostninger

Tilsyn, 20 timer pr. år	kr. 8.000
Miljøeffektanalyser pr. år	kr. 50.000
Diverse, 20%	<u>kr. 12.000</u>
Ialt	<u>kr. 70.000</u>

Der foretages analyser i 1990, 1991, 1995, 1996 og 2000. Tilsynet foretages hvert år.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, nr. 158

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Bortskaffelse af havneslam

Undertitel:

Forfatter(e):

Udførende institution(er):

COWIconsult A/S

Resumé:

Rapporten foretager en generel vurdering af mulighederne for en miljømæssigt forsvarlig bortskaffelse af havneslam. Med Kolding Havn som eksempel demonstreres de vurderinger, der bør foretages for at nå frem til den optimale bortskaffelsesmetode. Den anvendte systematik vedrørende udvælgelse og vurdering af relevante bortskaffelsesmetoder kan dog anvendes ved vurdering af bortskaffelsesmuligheder i andre danske havne.

Emneord:

slam; havne; bortskaffelse; tungmetaller; kompostering; deponering; klappning; organiske halogenforbindelser; slammængder; Kolding

ISBN: 87-503-8908-4

ISSN: 0105-3094

Pris (inkl. 22% moms): 150,- kr.

Format: A4

Sideantal: 136

Md./år for redaktionens afslutning: december 1990

Oplag: 800

Andre oplysninger:

Tryk: Scantryk, København

Trykt på miljøpapir

- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
- Nr. 117 : Dioxinmission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
- Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
- Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde
- Nr. 124 : Vedligeholdelse af køle-smøremidler
- Nr. 125 : Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter
- Nr. 126 : Miljøvenlige malematerialer i jernindustrien
- Nr. 127 : Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 128 : Nedsivning fra byggeaffald
- Nr. 129 : Genanvendelse af bygge- og anlægsaffald - del 1
- Nr. 130 : Forureningsfri galvanomaskiner til værkstedsbrug
- Nr. 131 : Miljøvurdering af PVC og udvalgte alternative materialer
- Nr. 132 : PVC i kontorartikler, sundhedssektor, m.v.
- Nr. 133 : PVC i byggeri og anlæg
- Nr. 134 : PVC i emballage
- Nr. 135 : Hjemmekompostering
- Nr. 136 : Bearbejdning af danske måledata af regn og afstrømning
- Nr. 137 : Regulering af forurening fra afløbssystemer under regn
- Nr. 138 : Renere teknologi på energiområdet
- Nr. 139 : Afvask af trykpresser med sojaolie
- Nr. 140 : Vandige malematerialer til korrosionsbeskyttelse
- Nr. 141 : Det grønne affaldssystem i AFAV
- Nr. 142 : Det grønne affaldssystem i Høng
- Nr. 143 : Katodisk elektrodyppemaling
- Nr. 144 : Reparationsmaling af automobiler
- Nr. 145 : Genanvendelse af nedknust tegl
- Nr. 146 : Restprodukter fra røggasrensning ved affaldsforbrænding 1
- Nr. 147 : Blæserensningsmetoder
- Nr. 148 : Storskraldsordninger med genanvendelse
- Nr. 149 : Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne
- Nr. 150 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - hovedrapport
- Nr. 151 : Prognose for bygge- og anlægsaffald - bilagsdel
- Nr. 152 : Kemikalier i husholdningen
- Nr. 153 : Danmarks udledning af industrielt spildevand
- Nr. 154 : Miljømærkning af produkter
- Nr. 155 : Spredning af forurening i moræner
- Nr. 156 : Drikkevandskvalitet i Danmark
- Nr. 157 : Anvendelse af nedknust beton i ny beton
- Nr. 158 : Bortskaffelse af havneslam

Bortskaffelse af havneslam

Rapporten foretager en generel vurdering af mulighederne for en miljømæssigt forsvarlig bortskaffelse af havneslam. Med Kolding Havn som eksempel demonstreres de vurderinger, der bør foretages for at nå frem til den optimale bortskaffelsesmetode. Den anvendte systematik vedrørende udvælgelse og vurdering af relevante bortskaffelsesmetoder kan dog anvendes ved vurdering af bortskaffelsesmuligheder i andre danske havne.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 150,- inkl. 22% moms

ISSN nr. 0105-3094
ISBN nr. 87-503-8908-4