



Testprogram for overskudds- og restmasser som planlegges brukt til tildekking av forurensete sedimenter

TA-nummer: 2143/2005

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn

Testprogram for overskudds- og restmasser som planlegges brukt til tildekking av forurensete sedimenter



Utførende institusjoner:

Bioforsk Jord og Miljø

IRIS – International Research Institute of Stavanger

NTNU - Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

Prosjektansvarlig: Bioforsk Jord og Miljø

Bioforsk-rapportnr: Vol 1 Nr 13 2006

ISBN-10 nummer: 82-17-00014-X

ISBN-13 nummer: 978-82-17-00014-3



Statens forurensningstilsyn (SFT)
 Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
 Besøksadresse: Strømsveien 96
 Telefon: 22 57 34 00
 Telefaks: 22 67 67 06
 E-post: postmottak@sft.no
 Internett: www.sft.no

Utførende institusjoner Bioforsk Jord og Miljø, International Research Institute of Stavanger, Institutt for geologi og bergteknikk Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet	Kontaktperson SFT Harald Solberg	ISBN-nummer ISBN-10 nummer: 82-17-00014-X ISBN-13 nummer: 978-82-17-00014-3
---	-------------------------------------	---

	Avdeling i SFT Miljøoppfølgingsavdelingen	TA-nummer 2143/2005
--	--	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Trine Eggen, Bioforsk Jord og Miljø	År 2006	Sidetall 29	SFTs kontraktnummer Kontrakt nr. 5005019
---	------------	----------------	---

Forfattere Eggen, T ¹ , Myhre, L.P. ² , Kleiv, R.A. ³ , Amundsen, C.E. ¹ , Thornhill, M. ³ , Kitterød, N.O. ¹ , Nævdal, A. ² , Westerlund, S. ² , Sørheim, R. ¹ . ¹ Bioforsk Jord og Miljø, ² International Research Institute of Stavanger, ³ Institutt for geologi og bergteknikk, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet	
Tittel - norsk og engelsk Testprogram for overskudds- og restmasser som planlegges brukt til tildekking av forurensede sedimenter Test program for rest products planed used for capping of contaminated sediments	
Sammendrag – Summary Det er utarbeidet et testprogram for å vurdere egnethet av overskudds- og restmasser for bruk til tildekking av forurensede sedimenter. Testprogrammet vurderer materialets egnethet på generelt grunnlag, uavhengig av en rekke steds spesifikke faktorer som da må vurderes i et helhetlig perspektiv i forhold til et søkt tildekkingsprosjekt. Inntil det er etablert egnede akseptkriterier for dette formålet anvendes kriterier etablert for andre formål. Forslag til opplysninger som SFT eller fylkesmannen bør kreve av søkeren av gjennomføring av tildekkingsprosjekt er en del av i rapporten. Dette omfatter prosjektering, gjennomføring og langsiktig overvåkning av eventuelle miljøkonsekvenser. A test program for evaluation of rest products for use as capping material of contaminated sediments is established. The test program evaluates general suitability, independent of site specific factors which have to be evaluated as a part of an overall capping project. Use of established accept values are suggested used until more suitable values for this purpose is established. Information which should be required for an application for permit for an overall capping project is a part of the report.	
4 emneord Testprogram, forurenset sediment, tiltak, tildekkingsmateriale	4 subject words Test program, contaminated sediment, treatment, capping materials

Forord:

Det er utarbeidet et testprogram for å vurdere egnethet av overskudds- og restmasser som planlegges brukt til tildekking av forurensede sedimenter. Arbeidet er utført av Bioforsk Jord og Miljø, Rogalandsforskning og Institutt for geologi- og bergteknikk ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Eksempler på mulige masser er avgangsmasser fra gruve- og steinindustrien som ofte utgjør store volumer med lavt forurensningsnivå og som industrien har problemer med å disponere. Sedimenter som tildekkingsmateriale er ikke inkludert i dette prosjektet. Det er lagt opp til bruk av mest mulig etablerte og standardiserte tester.

Det eksisterer per i dag ikke egnede kriterier for å vurdere tildekkingsmaterialers potensielle negative miljøeffekter i marint miljø. Inntil det finnes, anbefales å bruke eksisterende grenseverdier for tilstandsklasser som er etablert som miljøklassifiseringssystem for fjorder og kystfarvann (SFT 97:03) og grenseverdier etablert for risikovurdering av forurenset sediment (SFT, TA-208/2005). Selv om bruk av det foreslåtte testprogrammet vil kunne resultere i at enkelte masser overskrider de foreslåtte akseptnivåene, kan de likevel være egnet som akseptable tildekkingsmasser på faglig grunnlag. Det vil kreve en vurdering utover testprogrammet som er utarbeidet her.

Testprogrammet er et verktøy for å vurdere generell egnethet av tildekkingsmaterialer, uavhengig av avsetningsmiljø de forurensede sedimentene befinner seg i eller hvordan tiltak skal iverksettes. Det er mange faktorer som derfor må vurderes i en steds spesifikk vurdering, for eksempel ulike geotekniske forhold og egnethet i forhold til rekolonisering. Tester for innovative egenskaper som adsorpsjon og reductive egenskaper er ikke inkludert i en generell egnethetsvurdering.

Forslag til opplysninger som SFT eller fylkesmannen bør kreve av søkeren av gjennomføring av tildekkingsprosjekt er presentert i rapporten. Dette omfatter prosjektering, gjennomføring og langsiktig overvåkning av eventuelle miljøkonsekvenser.

Trine Eggen

Prosjektleder, Bioforsk Jord og Miljø

Innhold:

1.	Innledning	5
1.1	Strategier for testing og vurdering av tildekkingsmaterialer	5
1.1.1	Betraktninger om testing av materialets kjemisk stabilitet	8
1.1.2	Betraktninger om testing av materialets fysiske stabilitet.....	10
1.1.3	Betraktninger om testing av materialets effekt på organismer.....	12
1.1.4	Betraktninger om testing av materialets innovative egenskaper.....	14
2.	Testprogram	15
2.1	Valg av prøver for testing	15
2.2	Generell karakterisering av tildekkingsmassene	15
2.2.1	Karakterisering og klassifisering (Trinn 1)	15
2.2.2	Kjemisk- og mineralogisk sammensetning	16
2.2.3	Bestemmelse av materialets fysiske egenskaper.....	17
2.3	Kjemisk stabilitet – utlekkingspotensiale	17
2.3.1	Konservativ utlekkingsstest (Trinn 2)	17
2.3.2	Realistisk utlekkingsstest (Trinn 3)	18
2.4	Tildekkingsmassens egenskaper i forhold til biota (Trinn 4 og 5)	19
2.4.1	Akutt toksikologiske egenskaper (Trinn 4).....	19
2.4.2	Bioakkumulerende egenskaper (Trinn 4).....	20
2.4.3	Kroniske effekter, helsediment-toksisitetstest (Trinn 5).....	20
3.	Egnethetskriterier	21
3.1	Egnethetsvurdering av innhold av miljøgifter basert på kjemisk analyse	21
3.2	Egnethetsvurdering av massens fysiske egenskaper	21
3.3	Egnethetsvurdering av bioakkumuleringspotensialet	23
3.4	Egnethetsvurdering av innhold av miljøgifter basert på utlekkingsstester	23
3.5	Vurdering av materialets biologiske egenskaper	24
4.	Opplysninger som bør kreves av søker i forhold til prosjektering, gjennomføring og overvåking av miljøkonsekvenser	26
5.	Referanser	29

1. Innledning

Tildekking av forurensede sedimenter er et tiltak for å redusere risiko for negative miljøeffekter. Tiltaket består i å dekke til forurensede sedimenter med egnede masser for å forhindre spredning og transport av miljøgifter fra sedimentene til omgivelsene. Det skal også være en fysisk barriere, slik at levende organismer ikke kommer i kontakt med det forurensede sedimentet. Før valg av tildekkingsmaterialer må massene vurderes ut fra sine egenskaper og egnethet. Prinsippet er derfor at tildekkingsmassene skal være kvalitetssikret med hensyn til at de har tilstrekkelig renhet og ellers har egenskaper som gjør dem egnet til formålet. Landbaserte masser som tilføres skal ikke inneholde antropogene miljøgifter.

Forslag til testprogram som presenteres i denne rapporten er utarbeidet med ønske om at testprogrammet skal være relativt enkelt, rimelig og robust. Dette gjør at man kan inkludere flere analyser og dermed få et så godt som mulig bilde av massens heterogenitet. Programmet baseres derfor hovedsaklig på kommersielt tilgjengelige metoder og analyser, eller med noen enkle modifikasjoner av disse, for å tilpasse metodene og analysene til problemstillingen. Materialer som kan bli funnet uegnet i testprogrammet, for eksempel i forhold til organisk innhold, kan likevel bli funnet egnet i en stedspecifikk vurdering. En slik egnethetsvurdering vil da måtte være basert på mer inngående dokumentasjon om at materialet ikke har negative konsekvenser på den gitte lokaliteten.

Det eksisterer per i dag ikke akseptkriterier for formålet å vurdere tildekkingsmaterialer og en må derfor benytte allerede etablerte grenseverdier eller akseptnivåer. For biologiske tester er det anvendt akseptverdier utarbeidet for risikovurdering av forurenset sediment. I mangel på egnede akseptverdier for utlekkings tester og kjemisk innhold i materialet (SFT, TA-208/2005), er grenseverdier for miljøklassifisering av tiltaksklasser av fjorder og kystfarvann brukt (SFT 97:03). Det anbefales å etablere akseptverdier som er mer egne og tilpasset formålet.

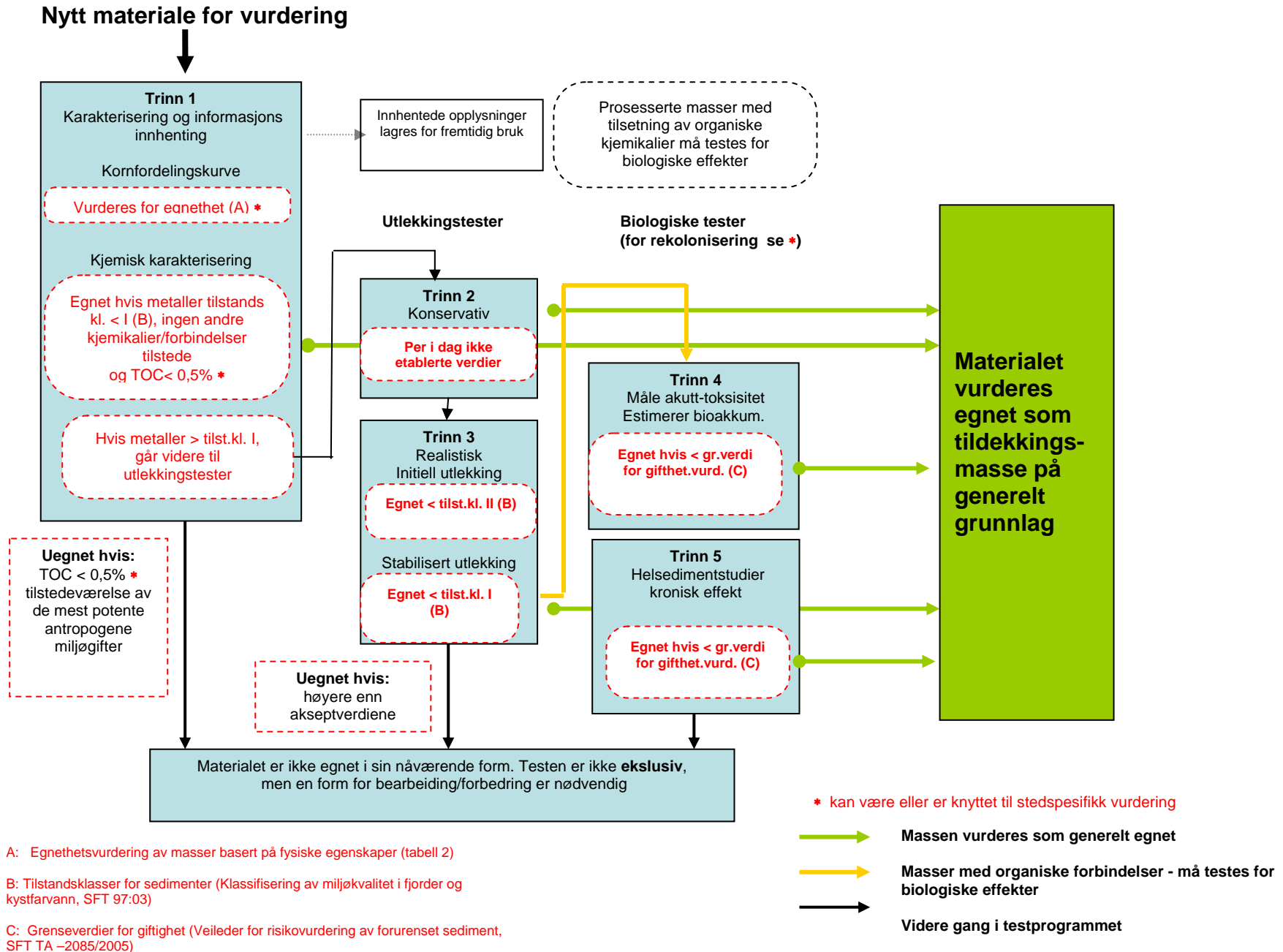
Testprogrammet er utarbeidet for materialer vurdert brukt som tildekkingsmasser i marint miljø. Skal materialer vurderes for tildekking i ferskvann må en utarbeide akseptverdier som er relevante for ferskvannssystemer og med ferskvann som løsning i realistisk utlekkings test.

1.1 Strategier for testing og vurdering av tildekkingsmaterialer

En overordnet beskrivelse av strategien til testprogrammet, samt en skjematisk framstilling av prosedyren for vurdering er gitt i figur 1.

Eier eller innehaver av materialer som søkes vurdert som tildekkingsmaterialer må skaffe tilstrekkelig dokumentasjon i henhold til beskrivelsen i testprogrammet i forkant av saksbehandlingen (trinn 1). Her inngår informasjon om massens opphav, eventuelt prosessering, samt en basiskarakterisering av materialet. Ved tilstedeværelse av potente antropogene miljøgifter vil materialet være uegnet. Materialer kan også karakteriseres som generelt uegnet på grunnlag av innhold av totalt organisk karbon (TOC) ($> 0,5\%$). Materialer uten antropogene miljøgifter eller andre kjemikalier, TOC lavere enn $0,5\%$ og som har lavere konsentrasjon av testforbindelser enn tilstandsklasse 1 (SFT 97:03), kan karakteriseres som egnet på trinn 1. Videre blir materialets utlekkingspotensialet testet; enten i en konservativ

utlekkingsstest (trinn 2) eller i en mer realistisk utlekkingsstest (trinn 3). I den realistiske utlekkingsstesten vurderes initiell og stabilisert utlekking opp mot henholdsvis tilstandsklasse II og I for vannmasser (SFT 97:03). Blir materialet funnet egnet i trinn 3 men antas å inneholde kjemikalier eller forbindelser utover hva det er analysert for i trinn 1, testes materialet videre for biologiske effekter (trinn 4 og 5). I trinn 4 testes materialet for akutt-toksisitet, samt ved behov gjennomføres en kjemisk vurdering av bioakkumuleringspotensialet for aktuelle forbindelser. I trinn 5 gjennomføres helsedimenttester for å vurdere kroniske effekter (begrensninger av helsedimenttester er kommentert i pkt. 1.1.3). Materialets rekoloniserings- og geotekniske egenskaper vurderes i forbindelse med en helhetlig søknad om prosjektering av et gitt tildekkingsprosjekt.



Figur 1. Skjematisk framstilling av testprogram.

1.1.1 Betragtninger om testing av materialets kjemisk stabilitet

Mobilisering av forurensninger fra potensielle tildekkingsmasser er påvirket av en lang rekke grunnleggende kjemiske prosesser. Dette kan være syre-base-reaksjoner, utfellings- og oppløsningsreaksjoner, kompleksdannelse i vannfasen, ionebyttereaksjoner, samt ulike sorpsjonsprosesser. Noen av prosessene som skjer i kontakten mellom tildekkingsmassen og sjøvann vil foregå raskt (for eksempel oppløsning av vannløselige salter, enkelte ionebyttereaksjoner, sorpsjonsprosesser), mens andre vil ta lenger tid (for eksempel utfellingsreaksjoner, desorpsjonsprosesser). Både korttidseffekter og langtidseffekter må ivaretas i utlekkingsstestene.

Sekvensielle ekstraksjoner av et materiale er en mye brukt teknikk for å bestemme til hvilken fraksjon i jorda et metall (eller forurensning) finnes. Gjennom slike ekstraksjoner fås opplysninger om forurensningen er løst i vannfasen (salt), adsorbent til overflater, bundet i organisk materiale eller oksider, eller om det finnes i mineralgitteret til ulike mineraler. Selv om resultatene fra sekvensielle ekstraksjoner er avhengig av hvilke ekstraksjonsmidler som brukes og i hvilke rekkefølge disse brukes, fås en del informasjon som kan være nyttig i vurderingene av utlekkingssegenskaper. De fleste sekvensielle utlekkingsstester er utviklet for karakterisering av jord og sedimenter og tolkningen krever en relativt omfattende materialkarakterisering og geokjemisk spesialkompetanse.

En konservativ utlekkingsstest har til formål å belyse et "worst case scenario", med andre ord en tilnærming til hvor mye som maksimalt vil kunne frigjøres fra fast fase ved svært fremskreden forvitring av massene. En slik test gjennomføres som en enkel ett-trinns ristetest med et høyt L/S forhold, og vil basere seg på bruk av sure aggressive løsninger. Resultatene vil følgelig ikke være representativ for de forholdene massene vil eksponeres for ved bruk til tildekkingsformål, men bruk av en slik aggressiv konservativ test som første utlekkingsfase gir imidlertid to viktige fordeler:

1. Det blir mulig å karakterisere en del tildekkingsmasser som egnet bare på grunnlag av én enkelt test.
2. Resultatene fra en aggressiv konservativ test gjør det mulig å begrense videre analyser til de elementer/forbindelser som viste seg å overskride de gitte grenseverdiene.

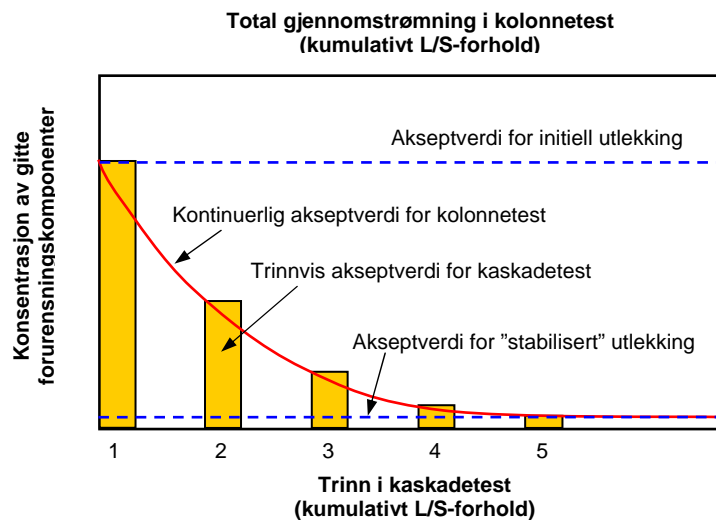
En konservativ test kan brukes til å karakterisere potensielle tildekkingsmaterialer som egnet, men testen gir ikke noe grunnlag for ekskludering av slike masser uten videre testing. De kjemiske betingelsene materialet utsettes for i en aggressiv konservativ test er svært forskjellig fra reelle betingelser ved tildekking. Relativt syreløselige mineraler som for eksempel kalkstein, plagioklasfeltspat og olivin kunne gi høye konsentrasjoner av gitterbundne elementer i løsning. Mange slike materialer vil likevel kunne være godt egnet for tildekkingsformål.

For å vurdere materialers utlekkingspotensial under mer realistiske betingelser, eksponeres materialet for kunstig sjøvanns løsning med tilsvarende pH og bufferegenskap. Under slike forhold vil effekten av pH-avhengig utlekking være svært lav, og de viktigste mekanismene som kan fremme mobilisering av forurensning fra fast fase er ionebyttereaksjoner og kompleksdannelse med klorider. Testen vurderer utlekking over tid, det vil si utlekking av stabilisert materialet. I praksis betyr det at materialet som testes eksponeres for ny løsning over tid, enten kontinuerlig i form av en kolonnetest eller trinnvis i form av en kaskadetest (ristetest). Begge testene gjennomføres uten justering av pH under utlekkingsforløpet, men pH bestemmes av reaksjoner med selve materialet som testes. Avhengig av L/S forholdet vil

pH i de første utlekkingsstrinnene kunne avvike vesentlig fra pH i den opprinnelige løsningen. Testen gjennomføres så lenge at en stabilisering av pH nåes.

Kaskadetester eller kolonnetester vil kunne avsløre viktige trender i utlekkingsforløpet som ikke vil komme frem i en ett-trinnstest. Dette kan enklest illustreres ved å betrakte et tenkt materiale der en begrenset mengde forurensning foreligger adsorbent til overflaten av rene inerte partikler. Når materialet utsettes for en kaskadetest vil mesteparten av forurensningen mobiliseres i første utlekkingsstrinn slik at det kun er løsningen fra dette trinnet som vil ha forhøyede konsentrasjoner av den gitte forurensningen. Dersom et slikt materiale benyttes til tildekkingsformål kan man forvente en umiddelbar mobilisering av overflatebundet forurensning når massene bringes i kontakt med sjøvann. Den negative miljøeffekten vil være akutt, men kan være svært begrenset og kortvarig. I områder med forurensede sedimenter vil dette kunne ha liten betydning dersom tildekkingsmassene på lengre sikt vil ha en positiv effekt på miljøet. Dersom den realistiske testen hadde blitt utført som en ett-trinns utlekkingsstest ville dette resultert i forhøyede forurensningskonsentrasjoner som ikke ville være representative for annet enn den initielle kontaktfasen, dvs når materialet faller gjennom vannsøylen ved utlegging.

Ved gjennomføring av en kaskadetest vil utlekkingen fra fast fase være størst i de første utlekkingsstrinnene for de fleste materialer. I en kolonnetest vil man på tilsvarende vis vente å finne de høyeste konsentrasjonene i den tidlige fasen av utlekkingsforløpet. For mange materialer blir vurderingen av egnethet en avveining mellom korttidseffekter og langtidseffekter. Dette vil gjenspeiles i akseptkriteriene, som er utformet slik at det tillates høyere, men likevel forsvarlige, konsentrasjoner i den tidligste fasen. For å forenkle vurdering av resultatene fra den realistiske utlekkingsstesten deles dette inn i to trinn. Først eksponeres materialet for et relativt høyt L/S-forhold (for eksempel $L/S = 10$) i en enkel ett-trinns ristetest, før det samme faste materialet, etter separasjon av utlekkingsvæsken fra ett-trinnstesten, deretter testet i en kolonne- eller kaskadetest. Den enkle ristetesten representerer den initielle kontaktfasen når materialet faller gjennom vannsøylen, mens den etterfølgende kaskade- eller kolonnetesten gjenspeiler strømming av porevann gjennom sedimentert materiale. En slik todeling av den realistiske testen gjør det lettere å sette opp kriteriene for henholdsvis korttids- og langtidseffekter.



Figur 2. Prinsipper for fastsetting av akseptkriterier for kolonne- og kaskadetest.

Ved bruk av en kaskadetest er det mulig å definere akseptkriterier for hvert enkelt utlekkingsstrinn, mens det ved en kolonnetest kan defineres kontinuerlige akseptverdier som funksjon av tid eller total gjennomstrømning slik det er vist i figur 2. Systemet kan forenkles ved å definere en øvre konsentrasjonsgrense for initiell utlekking som ikke må overskrides på noe tidspunkt/trinn i utlekkingsforløpet, samt en øvre konsentrasjonsgrense for ”stabilisert” utlekking som ikke må overskrides etter en gitt total gjennomstrømning eller et gitt antall utlekkingsstrinn. Systemet vil dermed kunne fange opp materialer som gir uakseptable ”engangsepisoder” så vel som materialer med en uakseptabel økende trend. Sistnevnte tilfelle kan inntreffe dersom materialet inneholder faser som må gå i løsning før forurensningskomponentene blir tilgjengelige. Realistiske tester må ha et visst antall utlekkingsstrinn eller en total gjennomstrømning (disse størrelsene beskrives ofte ved hjelp av det kumulative L/S-forholdet) som er tilstrekkelig for å avdekke slike forhold. Hvis den realistiske utlekkings testen inkluderer en ett-trinns ristetest forventes langt lavere variasjon i eluatkonsentrasjonene fra den påfølgende kolonne- eller kaskadetesten.

Testen fungerer som en screening-test og det er viktig at eluater analyseres for flest mulig relevante forbindelser. I praksis betyr dette bruk av ICP (inductively coupled plasma spectroscopy) med analyse for rundt 20-30 elementer.

1.1.2 Betraktninger om testing av materialets fysiske stabilitet

I forbindelse med tildekking av forurenset sjøbunn, er de viktigste fysiske transportmekanismene (Eek, 2005):

- oppvirvling
- porevannsutstrømning
- diffusjon

Oppvirvling

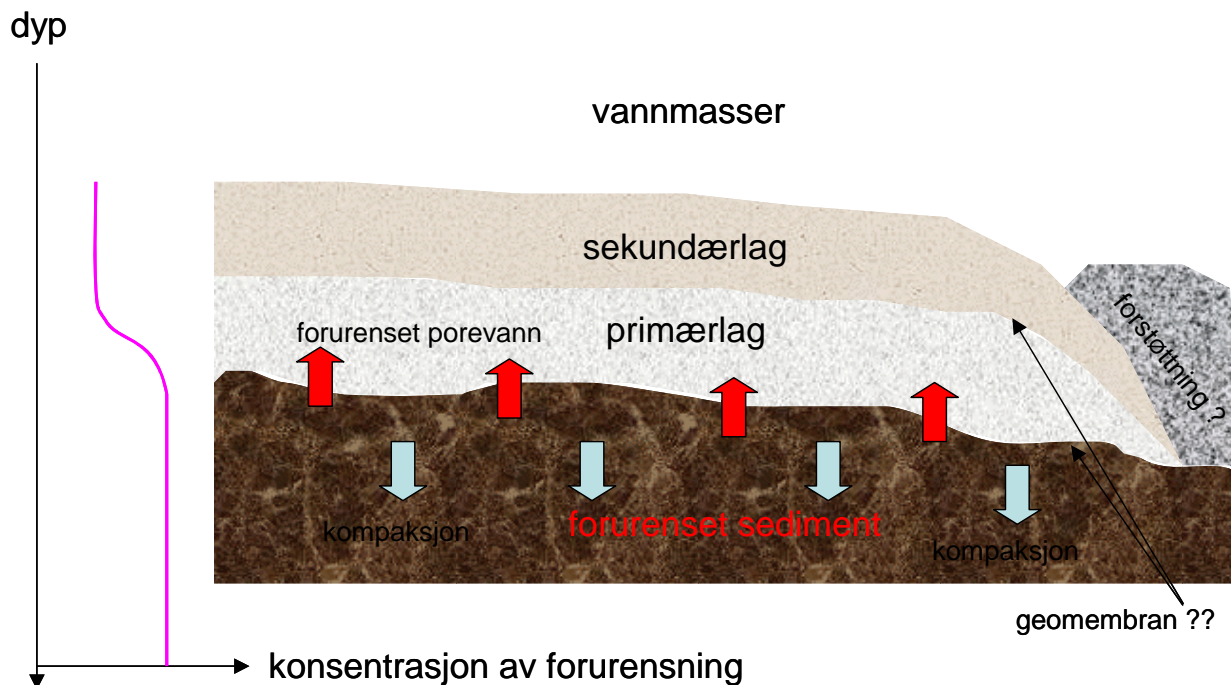
Ved vurdering av massenes egnethet for steds spesifikk bruk, er faren for oppvirvling knyttet til lokale strømningsforhold og valg av deponeringsteknikk.

Porevannsutstrømning (adveksjon)

Forurensede marine sedimenter er vanligvis dårlig konsolidert og har derfor høy porøsitet. Enhver tildekking – naturlig eller kunstig – vil medføre *kompaksjon* (figur 3). Denne prosessen innebærer en sammenpressing av sedimentene som reduserer porevolumet. Dersom ikke porevannet fritt kan strømme ut av sedimentet, vil det medføre økt porevannstrykk. I denne sammenhengen anser vi det som uønsket å få et overtrykk i de forurensede sedimentene fordi dette kan føre til instabilitet, innsynkning og ukontrollerte utstrømninger. For å unngå overtrykk, bør tildekkings sedimentene ha de samme hydrauliske egenskapene som de forurensede sedimentene. I slike tilfelle vil det foregå en kontrollert utstrømning av forurenset porevann fra sedimentene inn i tildekkingsmassene. Det kan være ønskelig å legge på to lag, et primærlag som har mest mulig lik hydrauliske egenskaper som de forurensede sedimentene, og et sekundærlag som enten fungerer som en biologisk barriere eller som et stabiliserende lag i tilfelle fare for erosjon.

Ukontrollert utstrømning av forurenset porevann i vannmassene kan skje ved utrasning eller utglidning. Er det fare for slike bevegelser i sedimentene bør forstøttinger vurderes (figur 3). Forstøttingsmassene bør først og fremst ha stor skjærstyrke. Slike egenskaper oppnår man lettest i grove, enskornede masser. For å unngå setningsbevegelser, bør tildekkingen være jevnest mulig. Laterale endinger i permeabilitet og porøsitet bør unngås.

For vurdering av materialets egnethet som tildekkingsmasse, anbefaler vi at to representative parametere i kornfordelingskurven dokumenteres, nemlig partikkeldiameterene til 10-persentilen og 60-persentilen i kornfordelingskurven. Fordi tildekkingssedimentene bør være homogene anbefales det at variasjonen i disse diametrene (d_{10} og d_{60}) oppgis.



Figur 3. Overlagring av bløte sedimenter reduserer porevolumet. Denne prosessen – kompaksjon – fører enten til overtrykk eller porevannsutstrømning. Overtrykk er uønsket i denne sammenheng. Forurenset porevann vil trenge opp i tildekkingssedimentene, men uten å komme i kontakt med vannmassene ovenfor. Konsentrasjon av forurenset stoff avtar med tykkelsen på tildekkingsmassene. I enkelte tilfeller kan det være aktuelt med to tildekkingslag, et primærlag og et sekundærlag, enten for å lage en barriere eller for å stabilisere primærlaget. Geomembraner og forstøttinger omhandles ikke i denne rapporten, men kan være viktig ved vurderingen av hvilke tildekkingsmasser som er optimale. For mer utfyllende detaljer om konsolidering, se Lambe and Whitman (1969).

Diffusjon

Diffusjon er en fysisk prosess som blir bestemt av tilfeldige termiske bevegelser av molekylene (Brownske rørrelser). Diffusjon avhenger av miljøforbindelsenes egenskaper, konsentrasjonsgradienter (konsentrasjonen i sediment, porevann og omliggende sjøvann) og egenskapene til materialet som forbindelsene transporteres igjennom. Spredning ved diffusjon avtar proporsjonalt med mektigheten på tildekkingslagene.

Metode for bestemmelse av fysiske egenskaper

Porøsitet og permeabilitet er de fysiske parametrene som styrer transport av forurensning og geoteknisk stabilitet. I enhver sedimentasjonsprosess – naturlig eller kunstig – endres disse parametrene dynamisk som en funksjon av overlagring. Det er derfor ikke spesielt meningsfullt å kreve absoluttverdier for disse størrelsene. En annen faktor som er meget viktig i denne sammenheng, er den romlige variabiliteten. Av den grunn vil vi anbefale

metoder som gjør at man kan foreta så mange målinger et den naturlige heterogeniteten blir kvantifisert. Utgangspunktet for denne metodikken er kornfordelingskurven.

Bayesiansk estimering av porøsitet og permeabilitet

Gustafson (1983) la et teoretisk fundament for sammenhengen mellom kornfordeling, porøsitet og permeabilitet. Han introdusere to stokastiske parametere i sine likninger θ_1 og θ_2 , som kan oppdateres innenfor rammen av Bayesiansk statistikk (Omre, 1987 og Goshu, 2003). Kornfordelingskurven introduseres ved hjelp av to parametere, nemlig kornfordelingsdiameterene som tilsvarer 0.1 og 0.6 persentilene, dvs. de partikkeldiameterne som markerer 10% og 60% av sedimentprøvens totale vekt. Disse diameterne kalles d_{10} og d_{60} . Basert på forutsetningen om ideell kulepakning beregnet Gustafson først porøsiteten ϕ :

$$(1) \quad \phi = \frac{\theta_1}{\theta_1 + \left(\frac{1}{2 \ln(u)} - \frac{1}{u^2 - 1} \right)^{-1}},$$

og dernest den hydraulisk ledningsevne k :

$$(2) \quad k = \theta_2 \frac{\phi^3}{(1-\phi)^2} \left(\frac{u^{1.8} \log(u)}{u^2 - 1} \right)^2 d_{10}^2$$

hvor $u = d_{10}/d_{60}$, og er θ_1 og θ_2 er stokastiske parametre som kan oppdateres enten fra kjerneprøver og permeabilitetstester eller pumpetester. Basert på et stort antall prøver estimerte Gustafson (1983, 1986) $\theta_1 = 0,8$, men denne verdien kan variere en del. θ_2 avhenger både av sedimentet og av væsken, hvilket innebærer at væskens tetthet og viskositet må oppgis. Basert bl.a. på et stort antall prøvepumperinger estimerte Gustafson (1993, 1986) $\theta_2 = 0,8 \times 10^{-6} \rho g / \mu$, hvor ρ er væskens tetthet, g er tyngdens akselrasjon og μ er væskens viskositet. For rent vann er den empiriske verdien for $\theta_2 = 6,0$. Hvis d_{10} og d_{60} , oppgis i mm blir enheten for k m/s dersom standard SI enheter benyttes for ρ (kg/m^3), g (m/s^2) og μ (kg/ms). Forholdet mellom permeabilitet κ , og hydraulisk ledningsevne er: $\kappa = (k\mu)/(\rho g)$.

1.1.3 Betragtninger om testing av materialets effekt på organismer

Akutt toksisitet

Testing for tildekkingsmassens effekt på organismer gjennomføres innledningsvis med en konservativ screeningstest (marin kiselalge *Skeletonema costatum*) hvor akutt-toksisitet i vannekstrakt bestemmes (EC_{50} – bestemmelse av konsentrasjonen som gir 50% hemming av algens vekst). Ekstraktet representerer en maksimal tilgjengelighet av potensielt miljøfarlige forbindelser under ellers normale miljøforhold. Ved antagelse om tilstedeværelse av upolare, lite vannløselige organiske forbindelser, gjennomføres screeningstesten med organisk løsemiddel som ekstraksjonsmiddel.

Helsedimenttester

De aller fleste materialer vil være av terrestrisk karakter og i utgangspunktet ikke optimalt som substrat for marine sedimentlevende organismer. Dette vanskeliggjør de toksikologiske vurderingene av materialet slik som det vil bli liggende på sjøbunnen. Toksikologiske tester

som er utviklet i dag med hensyn til marine sedimenter baseres på en vurdering av organismenes gravende aktivitet, fødeopptak, overlevelse samt kjemisk analyse av dyrene. Gravende aktivitet og fødeopptak vil ikke kunne skille mellom effekter knyttet til toksikologi og effekter som skyldes substratets struktur og kornfordeling. Vi ser derfor at helsedimentstester med sine begrensninger og problemer ikke er optimale for vurdering av kroniske effekter men i mangel på andre egnede tester kan denne vurderes brukt. Men det kan tas en forenklet *Corophium sp.* test hvor overlevelse etter 10 døgns eksponering blir vurdert. Dette vil ikke gi ett sammenliknbart bilde med hensyn til normale sedimenttester da den gravende aktiviteten kan være svært redusert.

Bioakkumulering

Ved antagelse om tilstedeværelse av upolare, lite vannløselige organiske forbindelser, gjøres en kjemisk vurdering av bioakkumuleringspotensial for de aktuelle upolare miljøgiftene. Det hadde vært ønskelig å bruke biologiske bioakkumuleringstester, men grunnet restmaterialenes antatte natur med lavt innhold av organisk stoff og næringssalter så vil organismene enten dø eller bli kraftig påvirket av underernæring i testperioden på 28 dager. I en bioakkumuleringstest så er resultatet en funksjon av opptak og utskillelse av de aktuelle komponentene. En viktig opptaksrute er gastrointestinalt noe som krever næringsopptak i organismen. Man kan lage nye metoder for å vurdere bioakkumulering, noe som blir gjort i forskningsøyemed flere steder i landet, men det vil kreve en metodeutvikling som ikke inngår i dette prosjektet.

Rekolonisering

Man kan anta at i tildekkingsområdet blir all flora og fauna begravd under tildekkingslaget og fremtidig bunnfauna vil etableres ved rekolonisering. Under utlegging vil partikler spres i større eller mindre grad i de frie vannmassene og sedimentene i tilstøtende områder. Det er påvist effekter på bunndyrssamfunn ved sedimentering av terrestrisk materialer i flere studier. Selv ved sedimentasjon av kun 3 mm med terrestriske materiale ble bunndyrssamfunnet signifikant forandret (Cummings and Thrush 2004, Thrush et. al. 2003, Lohrer et al. 2004). Disse resultatene tilsier at tilstøtende områder også kan påvirkes og må tas med i vurderingen av konsekvensene av en tildekking. Restitusjonen av bunnfaunaen er avhengig av flere faktorer, den gjenlevende bunnfaunaen i tilstøtende områder og lokale hydrodynamiske forhold. Det er påvist en sammenheng mellom innholdet av totalt karbohydrater, fosfor, nitrogen og grov sand i tildekkingslaget (Cummings et. al. 2003) og langtidseffekten av tildekking med hensyn til bunnfauna, uten at de kan konkludere med eksakte sammenhenger. Det er derfor anbefalt at disse parametrene bør følges opp mht vurderingen av rekolonisering. Høyt innhold av svært finpartikulært materiale som vanskelig konsoliderer kan være negativt i den grad at det tar lengre tid før sedimentene er stabile.

Materiallets kornstørrelse vil være avgjørende for hvilken type bunnfauna som rekoloniserer. Grove masser vil medføre rekolonisering av organismer og finkornige masser vil favorisere bløtbunnssamfunn. Sedimentasjonsraten i tildekkingsområdet vil spille en viktig rolle med hensyn til tidsaspektet for rekolonisering. Områder med høy sedimentasjonsrate vil raskere få tilbake den opprinnelige faunaen. Generelt vil materialer med stor likhet med opprinnelig sediment teoretisk være positivt. Strømningsforhold og sedimentasjonsraten i et gitt område vil påvirke type bunn og bunndyrssamfunnet. Det er derfor behov for stedspesifikke vurderinger for å kunne vurdere rekolonisering.

Det finnes per i dag ingen standardiserte tester for rekolonisering og kritiske parametere for rekolonisering er ikke etablert i en slik grad at vi ved å se på enkeltparametere kan forutsi

egnetheten for rekolonisering. De fleste materialer som er av terrestrisk karakter med lite innhold av tilgjengelige næringssalter og organisk stoff vil i utgangspunktet være lite egnet som substrat for bunnfauna. Studier av Jøssenfjorden som har vært tilført store mengder terrestrisk materiale viser begynnende rekolonisering allerede 1 år etter at tilførselene stoppet og etter 3 år var alle vesentlige makrobentiske phyla representert (Olgard and Hasle 1992). Dette er også belyst i rapport av Det Norske Veritas (DNV 2004-0086) som ser på rekolonisering frem til 2003. Disse resultatene er ikke representative for alle tiltenkte materialer men er indikativt på hva som kan forventes av tidsperspektiv for rekolonisering. Bruk av diversitetsindekser med hensyn på bentos hvor dette foreligger som en del av en tilstandsvurdering/klassifisering av fjorder (jmf Jøssenfjorden), kan dette være egnet som grunnlag for vurdering av rekoloniseringsegneskaper.

Det er i ulike prosjekter laget metodikk for å vurdere stedspesifikk rekolonisering (Tranum et al. 2004, Olsgard, F. 1999). Disse metodene anbefales å videreføre og standardiseres slik at de kan bli nyttet til å vurdere rekoloniseringsegenskapene til materialer i dette testprogrammet. Metodene brukt til å vurdere rekolonisering er avhengige av mange faktorer som er stedsspesifikke for hvor massene skal legges slik at de vanskelig kan gi et universelt resultat.

Det er viktig å ta med i betraktning at områder som skal dekkes til vil være svært forurensede og utgjøre en risiko for miljøet og ikke ha en naturlig bunnfauna. Det bør derfor kunne aksepteres at tildekkingsmaterialet ikke har optimale egenskaper i forhold til rekolonisering av den opprinnelige fauna før sedimentet ble forurenset.

Det er diskutert om formen og skarpheten på partiklene (finfraksjon) kan medføre en risiko for filtrerende organismer. Det finnes så vidt vi er bekjent ingen etablerte metodikker eller kriterier for å vurdere dette. Flere arbeider har sett på effekter fra Baritt, bentonitt og illmenitt som brukes i borevirksomhet offshore og deres effekter på ulike organismer. Det er påvist effekter på filtreringsorganer, men det er uklart om dette skyldes mekaniske påvirkninger eller kjemiske. Planlagte forskningsprosjekter vil gi svar på om dette skyldes mekaniske eller kjemiske påvirkninger. Denne problemstillingen vil i første rekke være aktuell i tildekkingsperioden hvor spredningen av finpartikulært materiale vil være størst.

1.1.4 Betraktninger om testing av materialets innovative egenskaper

Bestemmelse av tildekkingsmaterialets innovative egenskaper, adsorpsjons- eller reductive egenskaper, inngår ikke i testprogrammet for generell egnethetsvurdering. Materialers adsorpsjonsegenskaper eller evne til nedbrytning av sterkt oksiderte organiske miljøgifter eller reduksjon av oksiderte metaller, kan likevel være av stor betydning og vurderes i forhold til stedspesifikk vurdering av ett tildekkingsprosjekt.

2. Testprogram

2.1 Valg av prøver for testing

- All testing og karakterisering utføres på representative prøver av materialet og på et representativt antall prøver i forhold til hvor store mengder materiale som skal brukes. Standarden ISO/DIS 10381-8 gir en detaljert veiledning for prøvetaking av oppgravde hauger.
- Ved veldig inhomogene masser må materialet deles inn i flere typer materialer som testes hver for seg.
- Prøvene oppbevares i godkjent emballasje for lagring og transport til analyse laboratorium. NS-ISO 5667-15 omhandler metoder for konservering og behandling av slam- og sedimentprøver som skal analyseres for fysiske, kjemiske og biologiske parametere.
- Analyser bør generelt utføres på materialer som er siktet ned til kornstørrelsen som metoden er bestemt for. Er massen for grov i forhold til ønsket kornstørrelse, må materialet knuses og siktes.

2.2 Generell karakterisering av tildekkingsmassene

2.2.1 Karakterisering og klassifisering (Trinn 1)

Materialets eier/leverandør gjør rede for all kjent informasjon som kan være relevant for materialets egnethet. Materialets eier/leverandør må dokumentere hvordan prøvene er fremskaffet og opplyse om alle relevante forhold vedrørende prøvenes representativitet. Hvis materialet har vært gjennom en industriell prosess med tilsats av kjemikalier skal disse kjemikaliene gjøres rede for separat og tilgjengelige datablader og toksisitetsdata for kjemikaliene må inngå i en dokumentasjon av massene.

Materialet klassifiseres i forhold til et tredelt klassifikasjonssystem:

- Brytningsmasser
- Løsmasser
- Prosesserte masser

Brytningsmasser består av opprinnelig brutt fast berggrunn, samt nedknuste og utsiktede fraksjoner fra denne. Det er en forutsetning at massene ikke har gjennomgått våte separasjonsprosesser eller på annen måte er tilført kjemikalier. Denne kategorien vil typisk inkludere sideberg fra bergverksdrift, tørr avgang fra oppredningsanlegg, avfallsfraksjoner fra pukkverk og brytningsmasser fra anleggsvirksomhet.

Kategorien **løsmasser** omfatter alle typer opprinnelige løsmasser, samt nedknuste og utsiktede fraksjoner fra disse. Det kan være nødvendig å sette en akseptverdi for øvre kornstørrelse for å skille opprinnelige løsmasser fra brytningsmasser, da det trolig er mer hensiktsmessig å definere ur og blokkmasser som brytningsmasser.

Prosesserte masser er masser som har gjennomgått en faseforandring, er blitt utsatt for en våt separering- eller kondisjoneringsprosess - der materialet har hatt anledning til å reagere med smelte, væske, gass eller kjemikalier. Denne kategorien vil typisk inkludere slagg fra smelteverk, finkornig flotasjonsavgang og avgang fra våte oppredningsprosesser generelt. Det

vil også være hensiktsmessig å definere gjenvunnet ”fluidised bed”-materiale og gjenvunnet blåsesand og støpesand som prosesserte masser. Ren utsikting for å produsere ulike størrelsesfraksjoner defineres ikke som prosesserte masser.

Felles krav til opplysninger for alle kategorier/typer tildekkingsmasser er:

- Kornfordeling
- Egenvekt
- Materialets geografiske opphav
- Massens mineralsammensetning
- Kjemisk karakterisering
 - pH
 - Totalt innhold av uorganiske elementer; jern, mangan, kadmium, kvikksølv, bly, sink, nikkel, kobber, krom og arsen må være inkludert i bestemmelsen
 - Totalt organisk karbon (TOC)

For løsmasser inngår i tillegg:

- Hvilken aktivitet har funnet sted på lokaliteten materialet er hentet fra
- Er det grunn til å forvente at massene er forurenset og i så fall hvilke forurensningskomponenter som mistenkes

For prosesserte masser inngår:

- Beskrivelse av prosessen med hensyn på mulige faseforandringer og eksponering for ulike væsker, gasser og kjemikalier
- Informasjon om hvilke forurensningskomponenter prosessen kan ha bidratt med eller gjort mer tilgjengelig

2.2.2 Kjemisk- og mineralogisk sammensetning

Som en del av den generelle karakteriseringen gjennomføres en kjemisk analyse for å bestemme den totale kjemiske sammensetningen samt å påvise de viktigste mineralene som opptrer i materialet. Mineralogien er grunnleggende informasjon om materialet og som også i en historisk sammenheng er viktig å vite og arkivere med tanke på framtidlige bruk.

2.2.2.1 Bestemmelse av materialets uorganiske sammensetning

Materialets uorganiske sammensetning bestemmes ved en syreoppslutning av fast prøve, partikkelstørrelse mindre enn 2 mm, for deretter å analysere løsningen ved hjelp av ICP-AES eller ICP-MS (inductively coupled plasma *atomic emission spectroscopy* eller *mass spectroscopy*). Oppslutning utføres ved bruk av norsk standard NS-EN 13656 (oppslutning i mikrobølgeovn med flussyre (HF), salpetersyre (HNO₃) eller saltsyre (HCl)).

2.2.2.2 Bestemmelse av materialets innhold av organiske miljøgifter

Hvis materialet er prosesserte masser eller løsmasser påvirket av en antropogen aktivitet (mulig forurensning av organiske miljøgifter) må materialet også analyseres for de organiske forbindelsene som en vet eller antar kan være tilstede, partikkelstørrelse mindre enn 2 mm.

De fleste større analyselaboratorier bestemmer i dag innholdet av de mest relevante organiske miljøgiftene. Ekstraksjon med diklormetan eller sykloheksan brukes som oftest for å gi en så fullstendig ekstraksjon av miljøgiftene som mulig.

2.2.2.3 Bestemmelse av materiales mineralogiske sammensetning

Mineralogisk sammensetning bestemmes kvalitativt på pulverisert fast prøve ved hjelp av XRD (X-røntgen diffraksjon).

Hvis materialets eier allerede kjenner materialets mineralogi, for eksempel masser fra ingeniørgeologiske prosjekter og avgangsmasser/overskuddsmasser fra pukkverk og bergverksdrift generelt, kan det være unødvendig å utføre en ny XRD-analyse.

2.2.3 Bestemmelse av materialets fysiske egenskaper

De to parametere i kornfordelingskurven d_{10} og d_{60} bestemmes, og må være representative for tildekkingsmassen. Kornfordelingsanalysen skal omfatte masser med diameter mindre enn 100 mm. Dette kan gjøres ved standard våtsiktigsmetoder, eventuelt komplettert med sedimentasjonsmålinger, for eksempel ved bruk av sedigraf.

For å dokumentere representativiteten må gjennomsnitt i d_{10} og d_{60} samt variasjon oppgis. I finkornede masser må man langt ned i partikkelfraksjon for å dekke d_{10} fraksjonen. Fordi det er en sammenheng mellom sedimentasjonshastighet og partikkel størrelse, betyr det at målingene kan bli relativt tidkrevende. For svært finkornede sedimenter er måling av fallhastigheten med laserinstrument et alternativ. Partikkelfraksjon med diameter $> 2\text{mm}$ bør utføres med vanlig siktemetoder, fortrinnsvis våtsiktig for å sikre at mest mulig av finstoffet blir inkludert i analysen.

Kornfordelingsresultatene av det omsøkte tildekningsmaterialet vurderes i forhold til kornfordelingen i de forurensede sedimentene og er avhengig av en steds spesifikk vurdering for å fastslå den fysiske egnetheten. En matrise som viser en generell sammenheng mellom kornfordelingen av tildekkingsmaterialet og det forurensede sedimentet er vist i tabell 2.

2.3 Kjemisk stabilitet – utlekkingspotensiale

Basert på analysen av totalinnhold av elementer i massen (Trinn 1) og vurdering av hvilke forbindelser som foreligger over akseptnivået, samt informasjon fra søker om eventuelt forventet innhold av eventuelt andre organiske forbindelser eller kjemikalier, bestemmes hvilke forbindelser som skal analyseres for i disse testene.

2.3.1 Konservativ utlekkingsstest (Trinn 2)

Nordtest NT ENVIR 003 (tilsvarende den nederlandske tilgjengelighetstesten NEN 7341) er en konservativ test som er utviklet for å vise hvor mye som maksimalt kan lekke ut fra fast fase sett i et langt tidsperspektiv.

NT ENVIR 003/NEN 7341 krever minimum 1-2 kg tørt knust prøvemateriale. Testen gjennomføres med prøvemateriale $< 0,063\text{ mm}$. Først holdes pH på 7 i tre timer, og deretter på pH 4 i 18 timer, begge ved L/S-forhold 100. pH justeres ved tilsetning av salpetersyre (HNO_3). Eluatene (fra både pH 7 og pH 4) slås sammen før analyse. Kontroll med pH og det høye L/S-forholdet medfører at konsentrasjonene av potensiell forurensning i eluatene i liten grad begrenses av løselighetslikevekter.

Resultatene av kjemisk analyse av eluatet vurderes i forhold til et sett egnede akseptkriterier. Hvis konsentrasjonen er lavere enn akseptnivået (per i dag ikke etablert), og en vet materialet

ikke inneholder andre kjemiske forbindelser som det ikke er analysert for, karakteriseres materialet som egnet med uten videre innhenting av mer informasjon. Hvis ikke, må materialet testes videre for å innhente mer informasjon.

2.3.2 Realistisk utlekkingsstest (Trinn 3)

I den realistiske utlekkingsstesten er det to prinsipper som ønskes testet:

1. Initiell utelekkingspotensiale. Maksimal konsentrasjon som kan tillates i vannfase for aktuelle forurensninger i tildekkingsprosessen av forurensede sedimenter (tidlig utlekkingsfase, lavt LS-forhold (L/S-forhold 2, dvs samme forhold som brukes ved testing av akutte effekter).
2. Utlekking etter lang tid (stabilisert utlekkingspotensiale). Konsentrasjon av forurensninger etter langt framskreden utlekking (stabilisert utlekking, høyt L/S-forhold -100, kroniske effekter).

Som ekstraksjonsmiddel benyttes kunstig sjøvann.

- **Initiell utlekkingspotensiale:**

gjøres ved bruk av en ett-trinns ristetest med (NS-EN12457-1 hvor destillert vann som ekstraksjonsmiddel erstattes med kunstig sjøvann) L/S-forhold lik 2.

Testen utføres på materialer med partikkelstørrelse mindre enn 2 mm. Til testen kreves 1 kg materiale. Materialet eksponeres for kunstig sjøvann i 24 timer.

Konsentrasjonen av aktuelle forbindelser i eluatet sammenlignes med akseptkriterier for initiell utlekking.

- **Stabilisert utlekkingspotensiale:**

gjøres ved bruk av en seriell ristetest hvor LS-forholdet økes fra 20 til 100 (NEN 7349 hvor surgjort destillert vann erstattes med kunstig sjøvann). Testen utføres på materialer med partikkelstørrelse mindre enn 2 mm. Det kreves 1 kg materiale. Materialet eksponeres for kunstig sjøvann i 5 x 23 timer. Eluatkonsentrasjonen i eluatet LS-80-100 sammenlignes med akseptkriterier for ”stabilisert” utlekking.

Testing av materialer med elementer som kan ha høyere utlekkingspotensiale ved anaerobe forhold

Tildekkingsmaterialet har et generelt krav om total organisk karbon-innhold lavere enn 0,5 %. Dette vil sikre at materialet i seg selv ikke skaper reduserende forhold. Ved utleggelse av tildekkingsmaterialer i områder med anaerobe forhold og dårlig vannkvalitet må materialet også testes for utlekking ved reduserende forhold. Det vil være en stedsspesifikk vurdering (se kapittel 5) og inngår derfor ikke direkte i testprogrammet for generell vurdering av tildekkingsmaterialer. Redoks-sensitive elementer som må vurderes analysert for er arsen, krom, jern og mangan.

Testen utføres i henhold til CEN-standard prEN 14405 (Oppstrøms utlekkingsstest for uorganiske forbindelser) med følgende modifikasjoner: destillert vann erstattes med O₂-fri kunstig sjøvann (bobles med N₂-gass). Testen gjennomføres til LS-forhold 20 og minimum fire eluater i testen, LS 1, LS 5, LS 10 og LS 20 skal analyseres. pH og redox-potensialet bestemmes i eluatene, i tillegg til de elementene som er relevant basert på vurderingen gjort

innledningsvis etter totaloppslutning av tildekkingsmaterialet. En økning i redox-sensitive forbindelser i eluatene (LS 1 til LS 20), samt en senkning av redox-potensialet i eluatet viser at tildekkingsmaterialet kan gi økt utlekking under anaerobe forhold.

Resultatene av kjemisk analyse av eluatet vurderes i forhold til ett sett akseptkriteriene vist i tabell 3; initiell- og stabilisert utlekking i forhold til henholdsvis tilstandsklasse II og I. Hvis konsentrasjonen er lavere enn akseptnivået og materialet ikke inneholder organiske forbindelser/kjemikalier, karakteriseres materialet for egnet uten videre innhenting av informasjon. Er konsentrasjonen lavere enn akseptnivået og materialet antas inneholde andre forbindelser/kjemikalier, testes materialet videre for biologiske effekter (Trinn 4 og 5). Er konsentrasjonen høyere enn akseptnivået, karakteriseres materialet som uegnet.

2.4 Tildekkingsmassens egenskaper i forhold til biota (Trinn 4 og 5)

2.4.1 Akutt toksikologiske egenskaper (Trinn 4)

2.4.1.1 Algetest (*Skeletonema costatum*)

Screening av vannløselige miljøgifter (vannekstrakt):

Testen gjennomføres i henhold til ISO 10253 Water Quality – "Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*".

Ekstraheringsprosedyre for vannløselige forbindelser:

Prøvene ristes på ristebord i 24 timer med 1 del materiale mot 2 deler rent saltvann. Materialet settes til sedimentering i 30 minutter før det blir dekantert over i beholder for sentrifugering ved 1000 g i 45 min. Supernatanten dekanteres av og settes til sedimentering i 30 min. Vannet suges av og overføres til prøveflasker for testing av toksisitet. Vannekstrakt kan oppbevares i fryser (-20 °C).

Ved antagelse om tilstedeværelse av upolare organiske forbindelser gjennomføres det også en screening hvor materialet ekstraheres med et organisk ekstrakt.

Screening av upolare miljøgifter (organisk ekstrakt):

Testen gjennomføres i henhold til en modifisert ISO 10253 (identisk med risikovurdering av forurensede sediment).

Ulike mengder ekstrakt overføres til 10 mL glassbeholdere og løsningsmiddel dampes av. Anbefalt dosering er i området 1 – 100 µl. Tilsett deretter 10 ml av en fortynnet kultur av *S. costatum* (ca. $5 \cdot 10^3$ celler/ml) til alle beholderne og innkuber dem for vekst i 3 døgn. Dosene (µl ekstrakt/ml) regnes om til mg (tørt) materiale/l ved hjelp av forholdet sediment/ekstrakt i ekstraksjonsprosedyren. Deretter beregnes EC₅₀ (mg materiale/l) for inhibering av algenes veksthastighet fra dose/responskurven for testen. Testen utføres med minst tre replikater for hver dose.

Ekstraheringsprosedyre for upolare organisk forbindelser:

To ganger 20 g materiale ekstraheres med fordelt på 3-4 celler ved temperatur 100°C og trykk 2000 psi. Ekstraksjonen med sykloheksan og diklormetan (1:1 v/v- forhold) i 3 statiske

sykluser og aceton og diklormetan (1:1 v/v- forhold) i 1 statisk syklus. Ekstraksjonstiden per syklus er 5 min. Ekstraktet tørkes og dampes inn til 9 mL.

2.4.2 Bioakkumulerende egenskaper (Trinn 4)

Ved mistanke om tilstedeværelse av organiske forbindelser som potensielt kan ha negative miljøkonsenser bestemmes bioakkumulering for disse stoffene ved bruk av en kjemisk bioakkumuleringstest.

Bioakkumuleringspotensialet bestemmes etter OECD guideline 117 og angir sannsynligheten for at et organisk stoff tas opp i en akvatisk organisme (en organisk fase). I prinsippet bestemmes stoffenes løselighet i oktanol og vann (oktanol og vann danner to separate faser), og konsentrasjonen av stoffet som testes bestemmes analytisk i de to fasene. Fordelingskoeffisienten, $P_{ow} = C_{oktanol}/C_{vann}$, beregnes. Resultatet angis som logaritmen til fordelingskoeffisienten ($\log P_{ow}$). Testen dekker $\log P_{ow}$ område fra 0 – 6.

Testmetoden er ikke egnet for alle typer stoffer, for eksempel surfaktanter, stoffer som reagerer med eluenten, sterke syrer og baser, og metallkomplekser.

For stoffer som ikke kan testes, kan en beregne $\log P_{ow}$ -verdien hvis strukturformelen er kjent. Beregningen summerer kjente $\log P$ -verdier av de fragmenter stoffet består av (CH_3 , CH_2 , OH e.l.).

Molekylstørrelse påvirker bioakkumulering og kan også være en viktig informasjon. Store molekyler kan hindres i å passere cellemembranen på grunn av størrelsen, og for stoffer med molekylvekt over 1500 er testing av bioakkumuleringspotensialet ikke lenger påkrevd.

2.4.3 Kroniske effekter, helsediment-toksisitetstest (Trinn 5)

Det er utfordrende å teste effekter på sedimentlevende dyr av ett materiale som kan være suboptimalt med hensyn til organismers gravende aktivitet. Testen har begrensninger og vil gi ett sammenliknbart bilde med hensyn til normale sedimenttester da den gravende aktiviteten kan være svært redusert. I særskilte tilfeller hvor det er mistanke om kroniske effekter kan likevel helsediment-toksisitetstester anbefales gjennomført. Det kan være aktuelt å blande materialet med ett uforurenset sediment får å gjøre testen mer sammenliknbar med helsedimenttester.

I testen eksponeres krepsdyret *Corophium* for materialet (eventuelt blandet med uforurenset sediment) i akvarie over en periode på ti døgn. Dødelighet over 20 % blir regnet som signifikant og er en indikasjon på uakseptabel risiko. I tillegg blir antall dyr som oppholder seg på sedimentoverflaten og i vannsøylen registrert daglig i 4 døgn.

Resultatene fra de biologiske testene vurderes i forhold til grenseverdier etablert for risikovurdering for forurenset sediment presentert i tabell 4.

3. Egnethetskriterier

3.1 Egnethetsvurdering av innhold av miljøgifter basert på kjemisk analyse

For vurdering av materialets egnethet for tildekking basert på kjemiske analyser av totaloppslutning (trinn 1) benyttes akseptverdiene vist i tabell 1, og som tilsvarer tilstandsklasse I (ubetydelig – liten forurenset) for sedimenter (SFT veileder 97:03).

Hvis materialet ikke overstiger akseptverdiene i tabell 1 kan det karakteriseres som egnet med hensyn til disse forbindelsene. Materialet skal også vurderes (basert på informasjon gitt fra søker) i forhold til tilstedeværelse av potente antropogene organiske miljøfarlige forbindelser slik som for eksempel polyklorerte bifenyler, dioksiner, bromerte flammehemmere, ftalater, nonylfenoler, klorerte parafiner og andre forbindelser på Obs listen (SFT TA-1910/2002). Materialer som inneholder slike organiske miljøgifter er uegnet som tildekkingsmaterialet.

Fordi analysemetoden er en totaloppslutning av tilstedeværende forbindelser i materialet kan dette gi en overkonsentrasjon av metaller i forhold til hva som er tilgjengelig i materialet. Hvis akseptverdiene overstiges, testes materialet for utlekkingspotensial og sammenlignes med nye akseptverdier (tabell 3).

Tabell 1. Akseptverdier for vurdering av totalinnhold av forbindelser i materialet i en generell egnethetsvurdering (Trinn 1). Verdiene er basert på tilstandsklasse I (SFT veileder 97:03), gitt i mg/kg TS.

Parameter	Akseptverdi mg/kg TS
Total organisk karbon	< 5000 (0,5%)
Arsen	< 20
Bly	< 30
Kadmium	< 0,25
Kopper	< 35
Krom	< 70
Kvikksølv	< 0,15
Nikkel	< 30
Sink	< 150
PAH*	< 0,3

* sum 16 PAH, benzo(a)pyren < 0,001

3.2 Egnethetsvurdering av massens fysiske egenskaper

En fullstendig egnethetsvurdering av tildekkingsmaterialet forutsetter mange opplysninger som er steds spesifikke; for eksempel fysiske egenskaper til de forurensete sedimentene som skal tildekkes, heterogene/homogene i sedimentene, avsetningsmiljø på den gitte lokaliteten. Hvert enkelt tiltak krever sin spesifikke vurdering. For eksempel må ulike kriterier anvendes avhengig av om de forurensete massene utgjør erosjonsbunn eller sedimentasjonsbunn. Det er likevel mulig å legge noen enkle prinsipper til grunn får å gjøre en grovsortering av aktuelle tildekkingsmasser. For at dette skal bli meningsfylt, må vi imidlertid gjøre noen grove antagelser. I de følgende vurderingene forutsetter vi:

1. at overtrykk i de forurensede sedimentene bør unngås
2. at kornfordelingen til de forurensede sedimentene gjenspeiler strømningshastighetene i vannmassene over
3. at geoteknisk instabilitet (innsynkning, utglidning og setninger etc.) blir kontrollert ved hjelp av geomembraner eller forstøttingsmasser (figur 3)

Ut fra disse forutsetningene vil den sikreste tildekkingen oppnås dersom tildekkingsmassene har de samme fysiske egenskapene som de forurensede sedimentene. I praksis er dette umulig å oppnå, og i vurderingen som er gjort skjematisk i tabellen nedenfor, er det indikert hvilke avvik som kan aksepteres. Generelt er det bedre med grovere masser over finere masser, men det kan være gode grunner for at denne regelen bør avvikes, for eksempel hvis det er ønskelig å bygge opp filteregenskaper i tildekkingsmassene.

Hvis vi benytter den vanlige metoden for å karakterisere partikkeldiameter d , $\zeta = \log_2 d$, er det rimelig å akseptere et avvik på $< 2\zeta$ mellom tildekkingsmasser og forurenset sediment. Det betyr for eksempel at vi aksepterer å legge finsiltige masser på leirige sedimenter.

Utgangspunktet for dette dokumentet har vært å foreslå metodikk for å karakterisere tildekkingsmassene egnethet *uavhengig* av hvilke tiltak som skal iverksettes (for eksempel hvilken anleggsmetodikk tiltaket har ressurser til å anvende) og *uavhengig* av hvilket avsetningsmiljø de forurensede sedimentene befinner seg i. Materialets egnethet i forhold til å hindre spredning av miljøgifter gjennom tildekkingslaget vurderes også i forhold til steds spesifikke betingelser. Her må miljøforbindelsenes egenskaper og konsentrasjonsnivå inngå i vurderingen. Det kan være tilfeller hvor det er ønskelig å legge inn flere tildekkingslag; både primær og sekundærlag. Sekundærlaget får i slike tilfeller en tilleggsfunksjon enten i form av et filter, eller i form av en erosjonsbeskyttelse. Tabell 2 er en illustrasjon av hvilke kriterier som kan legges til grunn etter at de forurensede sedimentene er karakterisert, og etter at det er avklart hvilke tiltak som skal iverksettes. Materialer med innovative egenskaper som for eksempel reduserende egenskaper (potensialet til å deklorere polyklorerte bifenyler) eller gode adsorpsjonsegenskaper, må vurderes særskilt. Egnethetsmatrisen i tabell 2 er ikke inkludert bruk av innovative materialer.

Tabell 2. Skjematisk framstilling av tildekkingsmassenes fysiske egnethet i forhold til den forurensede sedimentets fysiske egenskaper. Egnethetsmatrisen inkluderer ikke bruk av innovative materialer.

		Tildeckingsmaterialer				
		Grusig	Sandig	Siltig	Leirig	
Forurensede sedimenter	Grusig	Meget godt	Godt Kan brukes	Mindre egnet Egnet	Ikke egnet Mindre egnet	Primærlag Sekundærlag
	Sandig	Kan brukes Meget godt	Meget godt	Mindre egnet Kan brukes	Ikke egnet Mindre egnet	Primærlag Sekundærlag
	Siltig	Mindre egnet Egnet	Kan brukes Godt	Meget godt	Mindre egnet Kan brukes	Primærlag Sekundærlag
	Leirig	Ikke egnet Mindre egnet	Ikke egnet Mindre egnet	Kan brukes Godt	Meget godt	Primærlag Sekundærlag

3.3 Egnethetsvurdering av bioakkumuleringspotensialet

Ved antagelse om tilstedeværelse av organiske forbindelser eller kjemikalier som potensielt kan ha negative miljøkonsekvenser (andre forbindelser enn de mest potente antropogene miljøgiftene som ikke er akseptert), bestemmes bioakkumuleringspotensialet for disse stoffene hvis det ikke allerede foreligger.

Følgende grenseverdier kan brukes som akseptkriterier med hensyn til bioakkumulering (aktivitetsforskriften SFT, 2004):

- 0 - 3 grønt område (lavt bioakkumuleringspotensial)
- 3 - 5 gult område (middels bioakkumuleringspotensial)
- 5 - 6 rødt område (høyt bioakkumuleringspotensial)

Stoffer med lavt bioakkumuleringspotensial (grønt området) kan karakteriseres som egnet med hensyn til bioakkumuleringsegenskaper.

3.4 Egnethetsvurdering av innhold av miljøgifter basert på utlekkningstester

Resultatene fra utlekkningstestene vurderes med hensyn på de parametrene som har vist konsentrasjoner over akseptverdiene i tabell 1 (trinn 1).

Den konservative testen i trinn 2 kan medføre at masser kan bli klassifisert som egnede uten videre testing. For strenge akseptverdier vil ikke passere noen masser og for milde akseptverdier kan føre til at masser som har en miljørisiko blir funnet egnet. Per i dag er akseptnivåer for en slik konservativ test ikke etablert, men det anbefales at dette gjøres. Dette vil gjøre det mulig at en del materialer kan karakteriseres som egnet på et generelt grunnlag uten å gjennomføre de andre mer tidkrevende og kostbare testene.

Den realistiske utlekkingsstesten i trinn 3 er delt i to; initiell og stabilisert utlekking.

Initielt utlekkingspotensial representerer en kortvarig påvirkning og bestemmes ved bruk av ristetest (eluat LS 2). Som utgangspunkt brukes akseptverdiene i tabell 3 og som er etablert for tilstandsklassifisering av vannmasser (SFT TA-1467/99).

Stabilisert utlekkingspotensial vurderes ved å analysere eluatet LS 100 i en kaskadetest. Dette representerer utlekkingen over tid og gir et konservativt estimat på konsentrasjonen i porevannet til materialet etter tildekkingen.

Blir ikke materialet funnet egnet i utlekkingsstestene kan materialet vurderes for negative biologiske egenskaper i trinn 4.

Tabell 3. Akseptverdier for tildekkingsmateriale ved realistisk utlekkingsstester med sjøvann, gitt i µg/l. Verdiene er basert på tilstandsklasser for vannmasser, henholdsvis II og I for initiell og stabilisert utlekking (SFT TA-1467/99).

Parameter	Initiell utlekking	Stabilisert utlekking
	(eluat LS 2)	(eluat LS 100)
	µg/l	µg/l
Arsen	< 5	< 2
Bly	< 0,15	< 0,05
Kadmium	< 0,07	< 0,03
Kopper	< 0,7	< 0,3
Krom	< 0,5	< 0,2
Kvikksølv	< 0,005	< 0,001
Nikkel	< 2	< 0,5
Sink	< 5	< 1,5

3.5 Vurdering av materialets biologiske egenskaper

Materialer som blir karakterisert som egnet i utlekkingsstester og som antas inneholde organiske forbindelser/kjemikalier, testes for potensielle negative biologiske effekter i trinn 4 og 5.

Det kan forekomme samvirkende gifteffekter av stoffer samt effekter fra forbindelser som ikke inngår i analyseprogrammet. Prosesserte masser eller masser som en vet inneholder organiske forbindelser (andre enn de mest potente antropogene miljøgiftene som ikke skal forekomme), testes derfor også i trinn 4.

Resultatene av de biologiske testene vurderes mot de etablerte grenseverdiene i veileder for risikovurdering av forurenset sediment, gitt i tabell 4. For akutt toksisitet vil EC₅₀ verdier **lavere** enn grenseverdien for algetesten betyr en **overskridelse** av grenseverdien for giftighet.

En dødelighet **høyere** enn 20 % i helmaterialtesten medfører en **overskridelse** av grenseverdien.

Materialer som slår ut på toksiske tester vil ikke karakteriseres som egnet som en generell vurdering. Det er mulig å gjøre en ekspertvurdering av hvilke forbindelser som gir toksisk effekt i disse testene og hvorvidt dette vil være et miljøproblem i en steds spesifikt område. Slike ekspertvurderinger vil være en del av en vurdering av en steds spesifikk tiltakssøknad.

Tabell 4. Akseptverdier for giftighet av testmateriale i ulike ekstrakter, basert på veileder for risikovurdering av forurenset sediment. (EC_{50} verdier **lavere** enn grenseverdien for algetesten betyr en **overskridelse** av grenseverdien for giftighet. Dødelighet **høyere** enn 20 % i helmaterialtesten etter 10 dager medfører en **overskridelse** av grenseverdien.

Analyse		Grenseverdi
Sjøvanns ekstrakt	<i>Skeletonema costatum</i>	$EC_{50} > 50\%$
Organisk ekstrakt	<i>Skeletonema costatum</i>	$EC_{50} > 2000 \text{ mg/l}$
Helmaterial test ¹	<i>Corphium sp.</i>	Dødelighet $< 20\%$

¹ Grenseverdiene er etablert mht risikovurdering av naturlige marine sedimenter og er ikke prøvd ut mht terrestrisk materiale, noe som kan gi høyere dødelighet. Dette gjør at grenseverdiene kan være noe konservative og det bør vises forsiktighet i innføringen av systemet.

For vurdering av materialers egnethet i forhold til rekoloniserings se "Betraktninger om testing av materialets effekt på organismer" i pkt. 1.1.3.

4. Opplysninger som bør kreves av søker i forhold til prosjektering, gjennomføring og overvåking av miljøkonsekvenser

Det er viktig at saksbehandlingen i de ulike regionene følger de samme prinsippene med hensyn på krav til dokumentasjon ettersom samme materiale kan vurderes brukt i flere regioner. Dette kapitlet gir anbefalinger med hensyn til hvilke opplysninger som bør kreves av søker i forhold til prosjektering, gjennomføring og langtidsovervåking. Søker i denne sammenhengen er den som er ansvarlig for gjennomføringen av tildekkingsprosjektet.

Behov for følgende dokumentasjon må vurderes inkludert:

- **Beskrivelse av tildekkingsmaterialet**
 - Dokumentasjon på at materialet er generelt egnet i henhold til det foreslåtte testprogrammet.
 - En vurdering/dokumentasjon på materialets rekoloniseringsegenskaper. Dette vil være en steds spesifikk vurdering. Både rekoloniseringstester utført i laboratorier og rapporter knyttet til tilstandsvurderinger i fjorder kan anvendes som vurderingsgrunnlag (se også kommentarer under punkt 1.1.3).
 - Dokumentasjon av det valgte materialets egnethet for tildekking i det spesifikke omsøkte området/lokaliteten med hensyn på materialets filteregenskaper. En steds spesifikk vurdering av materialets filter/barriereegenskaper i forhold til de miljøgifter og konsentrasjoner som foreligger i det omsøkte tildekkingsprosjektet, må foreligge. Her vil også materialets innovative egenskaper som adsorpsjon og reduksjon kunne vurderes.
 - Hvis tildekkingsmaterialer med organisk karbon høyere enn 0,5 % vurderes anvendt, må det foreligge en steds spesifikkvurdering om dette kan være tilrådelig. Potensiell effekt på redoksforhold og økt utlekking av redokssensitive forbindelser eller metanproduksjon ved nedbrytning av organisk materiale under anaerobe forhold på vurderes.
- **Foreslått teknologi/metode for utlegging av tildekkingsmasse bør vurderes i forhold til:**
 - Utstyrets kapasitet og robusthet
 - Nøyaktighet ved utlegging
 - Fare for utilsiktede utslipp av for eksempel drivstoff og hydraulikkolje
 - Sikkerhet under anleggsarbeidet
 - Støy
 - Behov for ankring under tildekkingen
 - Spredningsvurderinger av eksisterende sediment i forhold til valg av teknologi som er gunstig mht utleggingshastighet
- **Beskrivelse av tildekkingsområdet**
 - Området er risikovurdert i henhold til veileder for risikovurdering av forurenset sediment (SFT TA-2085)
 - Eventuell tiltaksplan for tildekkingsområdet

- Geoteknisk stabilitet i tildekkingsområdet vurderes mot tildekkingsmaterialets egenskaper (sedimentets bæreevne og konsolideringsegenskaper, metodikk er beskrevet i rapport av Eek 2005)
- Strømningsforhold er kartlagt
- Bunntopografi er kartlagt
- Naturtilstand i tildekkingsområdet
- Andre brukerinteresser i området og eventuelle konflikter under og etter tiltaket er kartlagt

- **Fare for resuspensjon som følge av skipstrafikk**
 - Beskrivelse av båttrafikk i området
 - Etablering av kritisk resuspensjonshastighet for tildekkingsmaterialet.
 - Beregning av propellindusert strømningshastighet (Eek, 2005 vedlegg A)

- **Forslag til forurensningsbegrensende tiltak ved for stor partikkelspredning**
 - Siltskjørt
 - Begrense utleggingsperioden til perioder med lav strøm
 - Modifisere/forbedre teknologien for utlegging

- **Overvåkingsprogram for tiltaksperioden kan inneholde følgende punkter**
 - Partikkelspredning, turbiditetsmålinger, visuell kontroll med dykker eller ROV
 - Vannkjemi, vannprøver tas over bunn i gitte intervall under utlegging av masser for å vurdere om partikler i vannmassene kommer fra tildekkingsmaterialet eller fra opprinnelig forurenset sediment
 - Overvåking av vannsøylen med blåskjell eller kunstige prøvetakingsmembraner (SPMD, DGT) eller sedimentfeller

- **Sluttdokumentasjon av tiltak**

I oppfølgingsfasen av en tildekking er det viktig at det finnes god dokumentasjon av selve utleggingsarbeidet. En slik dokumentasjon kan sikres ved pålegg om sluttdokumentasjon.

De viktigste elementene som bør inngå i et overvåkingsprogram er:

- Dokumentasjon av tildekkingslaget ved kjemiske analyser.
- Dokumentasjon av tildekkingslagets tykkelse og utbredelse
- Jevnheten på utleggingen skal vurderes ved hjelp av bunntopografi målinger og om mulig vurderes mot kartleggingen utført i forkant av tildekkingen
- Stabiliteten til tildekkingslaget

- **Langtidsovervåking av tiltak**

Ethvert område må vurderes særskilt da det vil være ulike problemstillinger alt etter forurensningsgrad, tildekkingsmateriale, sedimentasjonsrate, strømforhold, områdets størrelse med mer. Det kan kreves av søker at de belyser ulike metoder som kan inngå i ett overvåkingsprogram, og nedenfor er noen av de mest vanlige metodene gjengitt.

- For å vurdere potensiell utlekking fra det forurensete sedimentet og eventuelt fra materialet anbefales det å videreføre eventuelle overvåkingsteknikker, for

eksempel sedimentfeller, absorpsjonsmembraner (SPMD, DGT), og/eller blåskjell.

- Rekolonisering kan vurderes enten ved å ta grabbprøver og vurdere diversiteten eller ved å sette ut kasser som står ute i ett gitt tidsrom. For prøvetakning med grabb finnes det godt utviklet metodikk som brukes rutinemessig, men for utsettingsforsøk så finnes det ikke etablerte metoder, men det må lages spesifikke program for de ulike områdene.
- For å kunne vurdere diffusjon av miljøgifter gjennom tildekkingslaget over tid kan det tas kjemiske analyser av kjerneprøver i ulike sjikt etter 1 – 3 – 5 år. Kjerneprøver vil alltid ha en viss usikkerhet forbundet med at du ikke kan ta opp samme kjernen flere ganger. Det må derfor tas flere replikater for å kunne vurdere forurensningsgrad og i hvilke lag forurensningen ligger.
- For å vurdere bioakkumulering kan det settes ut eller fanges inn bunnlevende organismer for kjemiske analyser. Organismene kan også analyser ved hjelp av biomarkører som kan gi utslag ved relativt lave konsentrasjoner av miljøgifter. Ulempen med villfangst er at det er usikkert i hvilken grad organismene er stedbundne eller om de kan være påvirket av andre kilder. Utsetting av organismer fjerner noe av denne usikkerheten, men vil gi begrensninger med hensyn til eksponeringstid og levemåte til organismene.

5. Referanser

CEN-standard prEN 14405.

Cummings, V.J., Thrush, S.F., Hewitt, J., Norkko, A., Pickmere, S. 2003. Terrestrial deposits on intertidal sandflats: sediment characteristics as indicators of habitat suitability for recolonising macrofauna. *Marine Ecology-Progress Series*, vol 253.

Cummings, V.J., Thrush, S.F. 2004. Behavioural response of juvenile bivalves to terrestrial sediment deposits: implications for post-disturbance recolonisation. *Marine Ecology-Progress Series* 278: 179-191.

DNV rapport 2004-0086. Jensen T. Miljøundersøkelser Jøssingfjorden 2003.

Eek, E. 2005. Anbefalinger ved prosjektering av tildekking av forurenset sediment. NGI rapport 20021244-4.

Goshu, A.T. 2003. Bayesian inversion and geostatistical methods applied to some groundwater problems. Norwegian University of Science and Technology, Dr.ing.-thesis 203:78.

Gustafson, G. 1983. Grunnsystem för värmelagring och värmeutvinning i akvifere, R39:1983, Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm, ISBN 91-540-3912-6.

Gustafson, G. 1986. One-hole pumping tests in Swedish glaciofluvial aquifers – prediction of transmissivity and storage coefficient, Nordic Hydrological Conference, Reykjavik.

Lambe, W. and R. V. Whitman, 1969, Soil mechanics, New York, Wiley, ISBN: 0471511927

ISO/DIS 10381-8. Soil quality - Sampling - Part 8: Guidance on sampling of stockpiles.

ISO TC 190. Soil Quality – Guidance on sampling of stockpiles.

Lohrer, A. M., S. F. Thrush, et al. 2004. Terrestrially derived sediment: response of marine macrobenthic communities to thin terrigenous deposits. *Marine Ecology-Progress Series*. 273: 121-138.

NS-ISO 5667-15. Vannundersøkelse-Prøvetaking-Del 15: Veiledning I konservering av behandling av slam- og sedimentprøver.

Olsgard, F. 1999. Effects of Cobber contamination on recolonisation of subtidal marine soft sediments- An Experimental Field Study, *Mar. Pol. Bull* Vol 38, Issue 6.

Omre, H. 1987. Bayesian kriging – merging observations and qualified guesses in kriging. *Math. Geol.*, 19, 25-39.

RF-rapport 2005 – 027. Tildekking av forurenset sjøbunn med leire. Rapport fra pilotprosjekt i Bjørvik.

SFT 97:03. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

SFT 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann

SFT TA. 2085-2005 Veileder for risikovurdering av forurenset sediment.

SFT 2004. Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten.

Thrush, S.F., Hewitt, J.E. et al. 2003. Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats. *Ecological Applications*. 13(5): 1433-1455.

Tranum H.C., Olsgard, F., Skei, J. Indrehus J., Æverås S. and Eriksen J. 2004. Effects of cobber , cadmium and contaminated harbour sediments on rekolonisation of soft- bottom communities. *Jour. Exp. Mar. Biol. and Eco.* Vol 310.