

Effekt av tildekking - fra opprydding av hot spots til tiltak i hele fjorder

Av Espen Eek, Gerard Cornelissen, Morten Schaanning og Kristoffer Næs

Espen Eek er prosjektleder og Gerard Cornelissen er teknisk ekspert, begge Norges Geotekniske Institutt (NGI). Morten Schaanning er forsker og Kristoffer Næs forskningsleder, begge Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

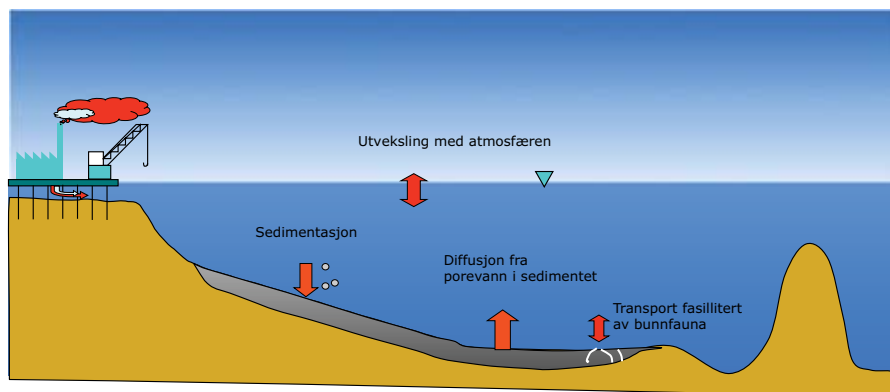
Innlegg holdt på seminar i Norsk vannforening 29. april 2009.

Innledning

Forurensning fra industri og annen menneskelig aktivitet har blitt sluppet ut i vassdrag og har funnet veien til norske fjorder gjennom hele industrialderen. Mange miljøgifter bindes sterkt til partikler og vil derfor sedimentere og bidra til å forurense sedimentet på sjøbunnen. Omrøring av dette sedimentet som følge av graveaktivitet til bunnfaunaen gjør at forurensningen holder seg tilgjengelig på

sedimentoverflaten selv om det sedimenterende materialet er blitt renere. Dette fører til at overflatesedimentet kan være forurenset lenge etter at kilden til forurensning er stanset. Det forurensete sedimentet kan da bli en sekundær kilde til spredning av forurensning til overliggende vann. Dessuten vil bunnfaunaen som lever i sedimentet ta opp miljøgifter og transportere dette videre i næringskjeden. Figur 1 illustrerer hvordan miljøgifter kan transporteres og fordeles i ulike medier i estuarier.

For å redusere miljørisiko knyttet til



Figur 1. Illustrasjon av transport av miljøgifter i estuarier.

denne forurensningen er det laget planer for tiltak i sedimenter i 29 fjordområder (SFT 2009).

Når er tiltak aktuelt?

Tilførselen av nytt materiale til sjøbunnen har stor betydning for forventet effekt av et tiltak. Evaluering av denne tilførselen og av størrelsen av aktive kilder på land er derfor nødvendig for å vurdere om tiltak i sedimentet kan forventes å redusere miljørisiko på sikt. Effekten av det sedimenterende materialet som hele tiden danner ny sjøbunn, kan beskrives med tre scenarier:

1. Det sedimenterende materialet er forurenset.
Sjøbunnen vil bli forurenset igjen etter tildekking eller andre tiltak på sjøbunnen. Tiltak rettet mot kilder på land vil derfor være mer aktuelle i en slik situasjon.
2. Det sedimenterende materialet er rent og blandingsdybden på grunn av bioturbasjon er liten sammenlignet

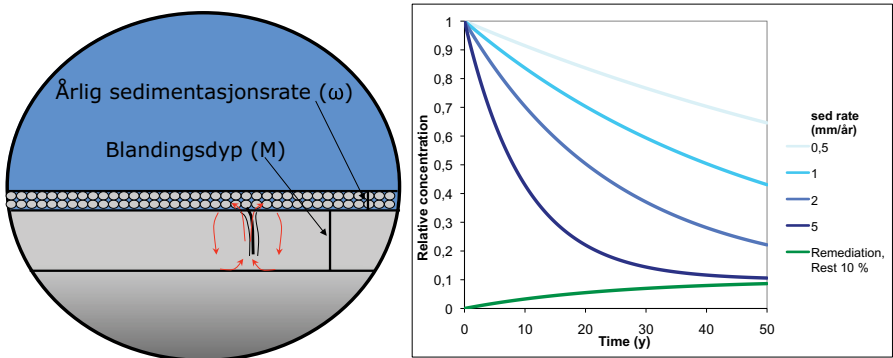
med mengden materiale som akkumulerer på sjøbunnen. Bunnfaunaen rekker ikke å flytte forurenset sediment opp til sediment-vann overflaten før det blir begravd.

Sjøbunnen blir relativt raskt renere uten tiltak, naturen selv sørger for tildekking. Aktuelt ”tiltak” kan være overvåket naturlig restitusjon.

3. Det sedimenterende materialet er rent, men blandingsdybden på grunn av bioturbasjon er stor sammenlignet med mengden materiale som akkumulerer på sjøbunnen. Innblanding av forurenset sediment (bioturbasjon) opp til sediment-vann overflaten skjer kontinuelig slik at sjøbunnen forblir forurenset.

Tiltak i sedimentet kan forventes å redusere spredning og tilgjengelighet av miljøgifter i sedimentet.

Figur 2 viser estimat av konsentrasjonen i et overflatesediment som funksjon av tiden med ulike sedimentasjonsrater og



Figur 2. Effekten av forholdet mellom sedimentasjon av rent materiale og blandingsdyb i forurenset sediment. Utvikling i konsentrasjon av miljøgifter i overflatesediment der konsentrasjon i sedimenterende partikler er 10 % av konsentrasjonen i opprinnelig sediment. Blandingsdyb er 5 cm.

samme blandingsdyp på 5 cm. Konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentet er viktig for miljørisiko knyttet til sedimentet fordi den påvirker porevannskonsentrasjonen og derfor opptak i bunnlevende organismer og transport til overliggende vann.

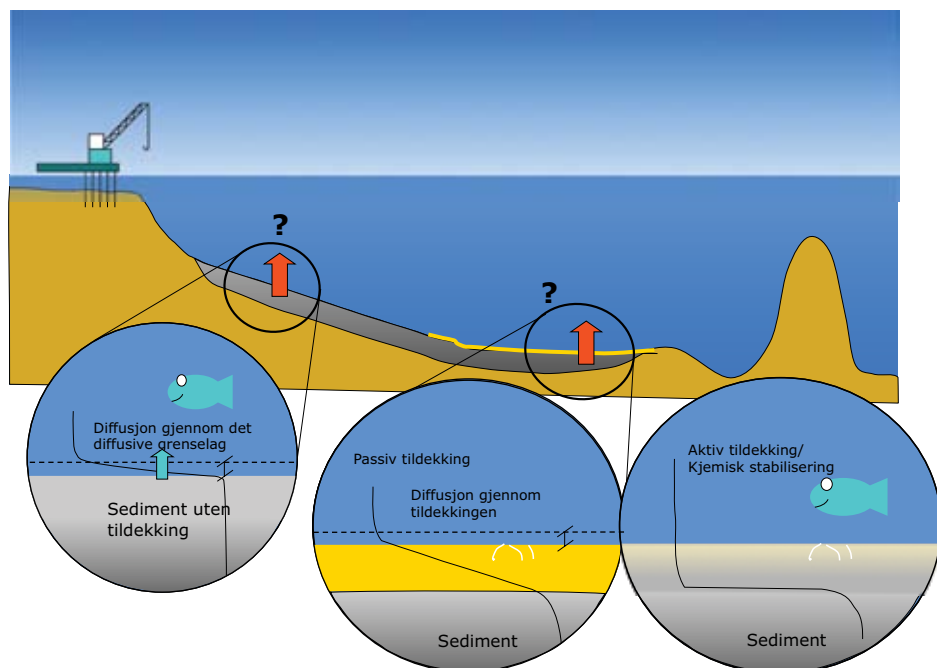
Effekt av tildekking

Mudring av forurenset sediment kan være nødvendig dersom krav til seilingsdyp krever dette. Mudring gir imidlertid behov for disponering av forurensete mudrede masser. Fjerning av forurensete sedimenter ved mudring er ofte miljøteknisk krevende og kostbart. Tildekking av forurensete sedimenter med rene masser for å isolere disse er derfor et attraktivt alternativ i mange tilfeller.

Tildekking av forurensete sedimenter kan redusere spredning og tilgjengelighet av miljøgifter ved å isolere vannmiljø og bunnfauna fra det forurensete sedimentet. To hovedmekanismer kan gi redusert spredning og tilgjengelighet:

- Fysisk isolasjon
- Kjemisk stabilisering

Fysisk isolasjon virker ved å fysisk hindre bunnfaunaen å komme ned i det forurensete sedimentet. Samtidig virker laget med rent materiale mellom de mobile miljøgiftene i porevannet i det forurensete sedimentet og vannmiljøet over som en diffusjonssperre. Denne reduserer diffusjonstransport av mobile og biotilgjengelige miljøgifter til resipienten. Effekten av fysisk isolasjon er avhengig



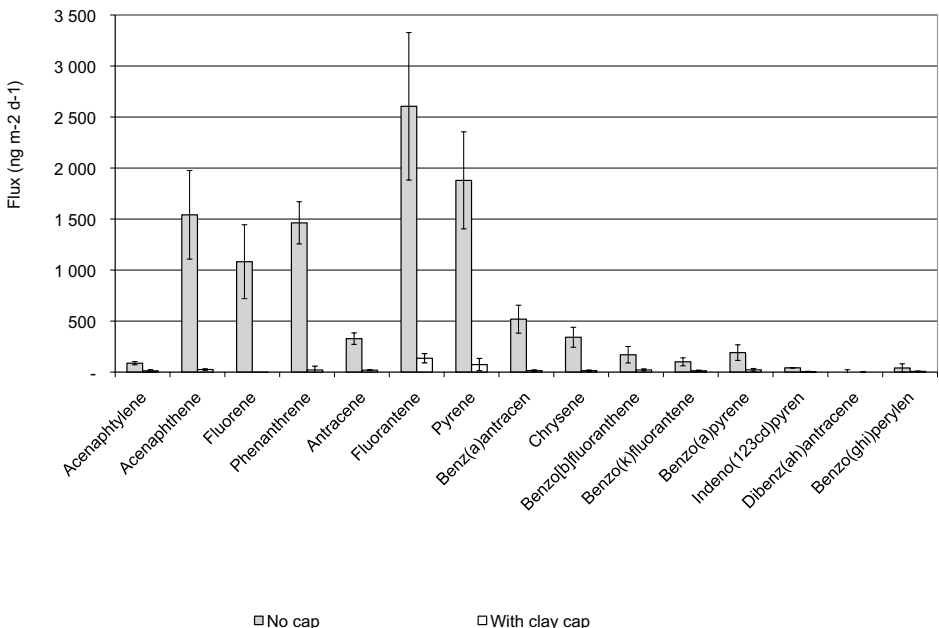
Figur 3. Effekt av passiv og aktiv tildekking.

av at det er liten advektiv transport (grunnvannstransport) av miljøgifter.

Et område på 260 000 m² utenfor Bjørvika ble dekket til med 40 cm ren leire fra senketunnel-traseen i Bjørvika som en del av oppryddingen i Oslo Havn. Effekten av denne tildekkingen ble dokumentert ved å måle transport av PAH med flukskammer (NGI 2008). Figur 3 viser transport av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra sedimentet til overliggende vann. Resultatene viser at transporten fra sjøbunnen før tildekking var høyere (7 – 70 ganger høyere) enn etter tildekking for alle PAH-forbindelsene.

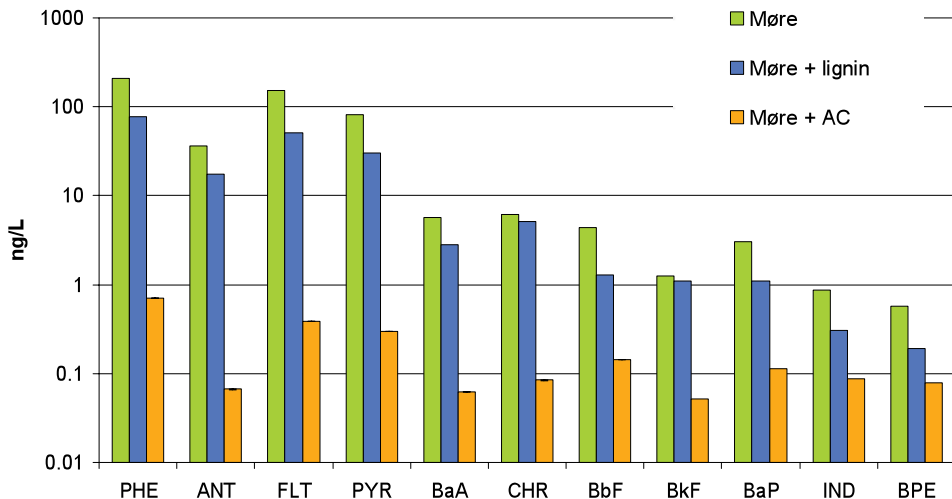
Kjemisk stabilisering av forurensede sedimenter reduserer tilgjengelighet og transport gjennom å binde miljøgifter i

sedimentet sterkere til tildekkingsmaterialet enn det er bundet i sedimentet (fordelingskoeffisient for tildekkingsmaterialet ($K_{d, \text{tildekking}}$) > for sedimentet ($K_{d, \text{sediment}}$)). Konsentrasjonen av miljøgifter i porevannet og dermed transport til overliggende vann og biotilgjengelighet for organismer som lever i sedimentet, blir da redusert. En slik tildekking kalles for en aktiv tildekking. Figur 4 viser hvordan konsentrasjonen av PAH i porevannet reduseres med tilsetning av ligning (med om lag en faktor 2) og tilsetning av aktivt kull (porevannskonsentrasjonen reduseres med 1 – 2 størrelsesorden). Figur 5 illustrerer effekten av passiv og aktiv tildekking på konsentrasjonsgradient av miljøgifter fra porevann til overliggende vann.

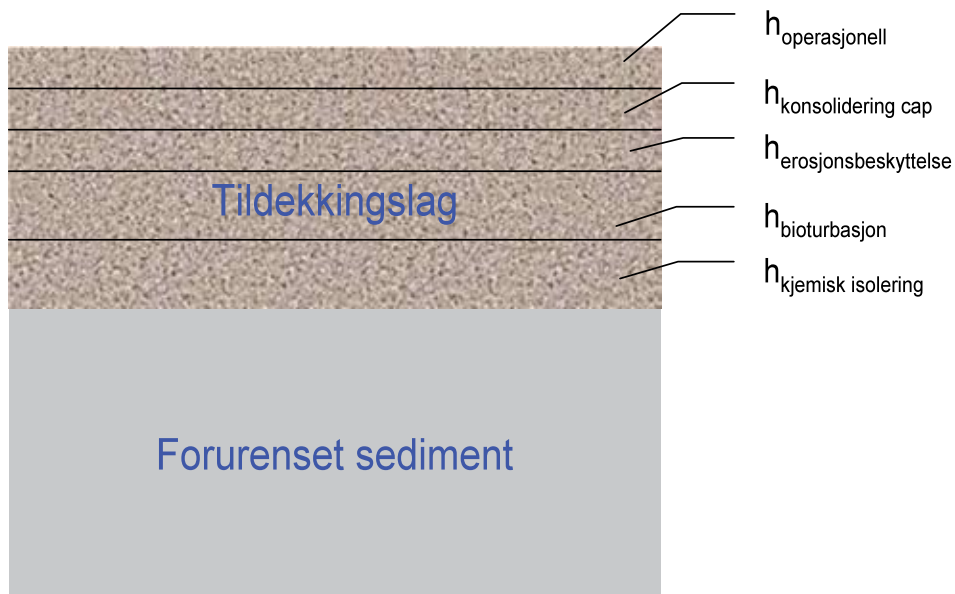


Figur 4. PAH-fluks fra tildekket område før og etter tildekking med 40 cm leire.

PAH freely dissolved concentration in Møre sediment



Figur 5. Konsentrasjon av PAH i porevannet før og etter blanding med de aktive materialene lignin og aktivt kull.



Figur 6. Design av klassisk isolasjonstildekking, etter Palermo 1998.

Klassisk isolasjonstildekking

Isolasjonstildekking der en tykk passiv tildekking av og til kombinert med lag med aktiv tildekking har vært benyttet i en rekke prosjekter her i Norge bla. i Odda (SFT 2002), Sandefjord (NGI 2003), Drammen havn (FMBu 2008), Oslo havn (NGI 2008), Kristiansand (NGI 2005) og internasjonalt (Ling et al., 1996; Azcue et al., 1998). Design av slike tildekkingslag gjøres gjerne ved at nødvendig tykkelse for å oppnå tilstrekkelig kjemisk isolasjon beregnes først og deretter legges det til tykkelse for å ta hensyn til usikkerhet, erosjon bioturbasjon etc. for å gi den totale ønskede tykkelsen til tildekkingslaget. Dette resulterer i et konservativt design.

Et slikt design blir selvsagt kostbart og ressurskrevende på store arealer. Dessuten kan tildekking med tykkelser på 20 – 50 cm ha store akutte negative effekter på bunnfaunaen. Slike effekter kan aksepteres på mindre arealer fordi re-kolonisering av organismer fra tilstøtende områder raskt vil bringe situasjonen tilbake mot normalen. Dersom tildekkingsarealet utgjør en stor andel av en fjord, kan imidlertid tiltaket gi økologiske effekter som påvirker hele fjordsystemet.

Tynntildekking Opticap og Thinc

Modellering av spredning og opptak av dioksiner i organismer i Grenlandsfjordene (Saloranta et al. 2008) har vist at tiltak knyttet til relativt små arealer med de høyeste konsentrasjonene av dioksiner (hot spots) gir liten effekt i form av

reduisert konsentrasjon i fisk sammenlignet med tiltak på store arealer med moderat forurensning. Dette skyldes blant annet at mengden dioksiner som tas opp i næringskjeden fra et stort areal med moderat forurensning, er større enn de som tas opp fra små arealer med høy forurensning. Viktig er det også at fisken i dette området er stasjonær og i hovedsak ernærer seg i det moderat forurensete området, og at forurensningstransporten via resuspensjon og vantransport er relativt liten. Denne erkjennelsen har ført til planer om tiltak på store arealer med forurenset sediment (opp til 28 km²) beskrevet i tiltaksplan for Grenlandsfjordene (Fylkesmannen i Telemark 2006). Tiltaksplaner for andre fjorder i Norge inneholder også planer eller forslag om tildekking av arealer > 1 km² (Drammensfjorden (FMBu 2005), Oslofjorden (Oslo kommune 2005)).

Tiltak på så store arealer har et stort potensial for en betydelig positiv miljøeffekt, men eventuelle negative konsekvenser av dette kan også bli store på grunn av det store arealet som påvirkes. Konvensjonell isolasjonstildekking på store arealer vil dessuten gi svært høye kostnader for tiltakene. Det er derfor blitt foreslått at tiltak i store områder bør gjøres i form av tynn tildekking (< 10 cm) med rene masser (FMTe 2006).

Det forventes at en tynnere tildekking i seg selv vil ha mindre negativ økologisk effekt, men kan også gi mindre effekt i forhold til redusert spredning av miljøgifter. Tynntildekking med aktive materialer, som binder miljøgifter sterkere enn passive materialer, gir bedre effekt enn tilsvarende tildekking uten til-

sats av aktive materialer. Dette gir mulighet til å bruke enda tynnere lag med tildekning og dermed mulighet for å redusere eventuelle negative effekter på bunnfauna. Det er derfor viktig å studere både positive og negative effekter ved bruk av ulike typer materialer til tynntildekning under realistiske forhold.

Forskning på Tynn tildekning, Opticap og Thinc

NGI og NIVA samarbeider om forskningsprosjektet Opticap (www.opticap.no) for å studere effekten av tynntildekning. Dette prosjektet er støttet av Forskningsrådet, SFT, Norsk Hydro, Secora, Agder Marine, Hustad Marmor og NOAH. Opticap er dessuten samordnet med NIVA-prosjektet Thinc for å gjennomføre felteksperimenter knyttet til dioksinforurensingen i Grenlandsfjordene. I disse prosjektene studeres tynntildekning gjennom laboratoriestudier, modellering og feltforsøk.

Viktige spørsmål som ønskes besvart i dette prosjektet er:

Hva er best egnet teknologi for utlegging av tynntildekning?

Hvor tykk tildekning er nødvendig for å redusere tilgjengelighet, og spredning?

Hvor tynt tildekkingslag er tilstrekkelig?

Kan en tynn passiv tildekning gi noen effekt?

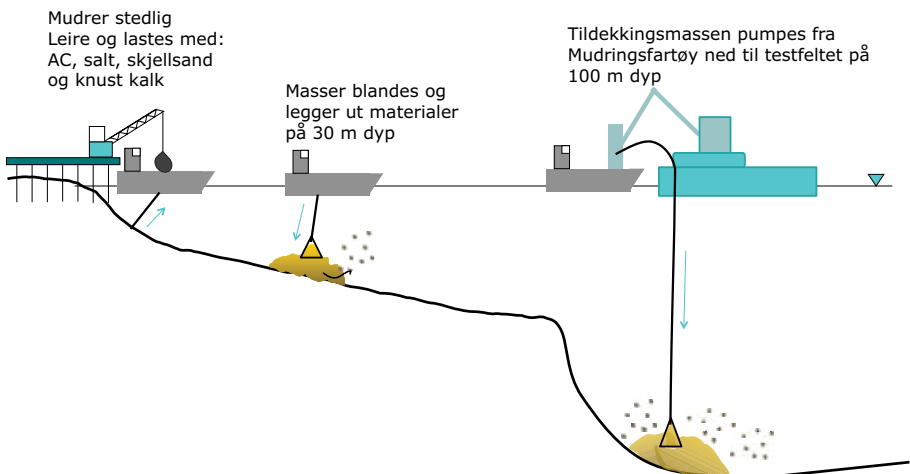
Hvor mye større effekt kan oppnås med aktive materialer?

Hvordan påvirker tynntildekning bunnfauna og biogeokjemiske prosesser i sedimentene?

Hvilken betydning har trålfiske for resirkulering av miljøgifter fra bunnsedimentene?

Dokumentasjon av gjennomført isolasjonstildekning viser at tildekning kan gi god miljøeffekt. For å kunne vurdere om tiltak på større fjordområder kan forventes å ha positiv miljøeffekt må flere av spørsmålene over besvares.

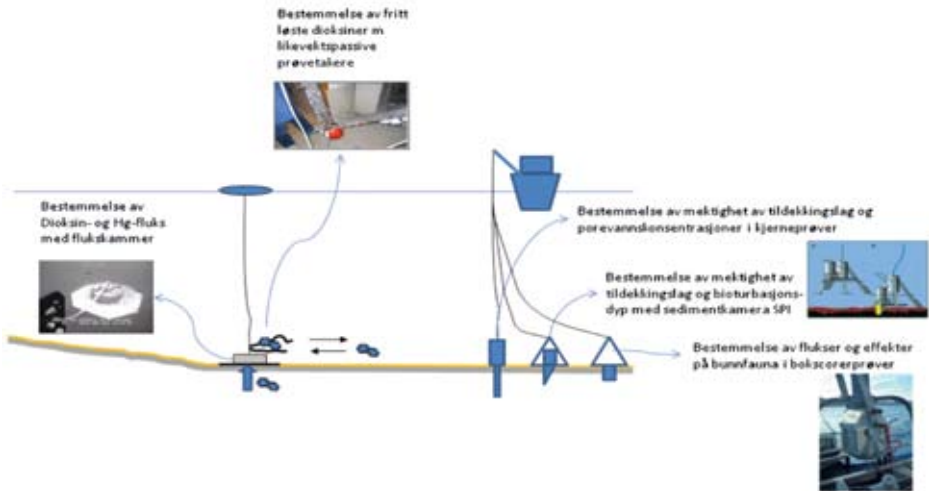
I september 2009 etableres det et testfelt



Figur 7. Illustrasjon av utleggingsteknikker som skal benyttes på testfeltet i Grenlandsfjordene.

i Eidangerfjorden og i Ormerfjorden i Telemark. Både passiv tynn tildekking (leire og knust kalkstein) og aktiv tildekking (leire blandet med aktivt kull) testes ut på disse testfeltene. I felttesten skal ut-

leggingssuksess, kjemisk effekt og effekt på bunnfauna dokumenteres. Det forventes at dette vil gi betydelig kunnskapsøkning om tildekking generelt og om tynntildekking spesielt.



Figur 8. Illustrasjon av overvåkingsmetoder.

Referanser

Azcue, J.M., Zeman, A.J., Förstner, U., 1998. International review of application of subaqueous capping techniques for remediation of contaminated sediments. In: Sêco e Pinto, P.S. (Ed.), Environmental Geotechnics. Balkema Rotterdam. pp. 537-542.

FMBu (2005) Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Drammensfjorden Sluttrapport Fase II. Fylkesmannen i Buskerud Miljøvernavdelingen RAPPORT NR. 3 – 2005, ISBN 82-7426-268-9.

FMBu (2008) <http://fylkesmannen.no/hoved.aspx?m=20653&amid=1975538> (besøkt 20.08.2009).

FMTe (2006) Fylkesmannen i Telemark Prosjekt Rein Fjord Tiltaksplan for forurenset sjøbunn i Telemark – Fase 2. Rev-01.

Ling, H.I., Leshchinsky, D., Gilbert, P.A., Palermo, M.R., 1996. In-situ capping of contaminated submarine sediments: Geotechnical considerations. In: M. Kamon (Ed.), Environmental Geotechnics. Balkema Rotterdam, pp. 575-580.

NGI (2003) Pilotprosjekter om forurensete havnesedimenter Erfaringer fra pilotprosjektene, fellesmøte i Sandefjord 14 - 15 mai 2003 NGI-rapport 20031335-1 Rev. 1.

NGI (2008) Tildekking av forurensede sedimenter i Oslo havn med leire Kvalitet på sjøbunn etter tiltak. NGI-rapport 20071396-2. Datert 14. Februar 2008.

NGI (2005) Kristiansandsfjorden, overvåking ved pilotprosjekt med oppryddingstiltak i forurensede sedimenter. Teknisk notat 20021629 datert 2005-11-14.

Saloranta, T.M., J.M. Armitage, H. Haario, K. Naes, I.T. Cousins, and D.N. Barton, (2008) Modeling the effects and uncertainties of contaminated sediment remediation scenarios in a Norwegian

Fjord by Markov chain Monte Carlo simulation. Environmental Science & Technology, 2008. 42(1): p. 200-206.

SFT (2002) Tildekking av forurensede sjøsedimenter TA-1865/2002 ISBN 82-7655-448-2.

SFT (2009) Fylkesvise tiltaksplaner (nettside) http://www.sft.no/seksjonsartikkel_40715.aspx Besøkt 2009-08-18.

Oslo Kommune (2005) Helhetlig tiltaksplan for forurensede sedimenter i Oslo havnedistrikt Forslag Oslo, juni 2005.