



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Bruk av miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av tiltak i forurenset sjøbunn

Utredning av muligheter

TA
2804
2011



Utført av:



Forord

På anbefalinger fra Klifs konsultasjonsgruppe for forurenset sjøbunn satte Klif ut et oppdrag ”Utredning av muligheter for bruk av miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av tiltak i forurenset sjøbunn”. Rapporten fra arbeidet skulle være tilstrekkelig som grunnlag for å utarbeide en eventuell veileder om temaet.

Et miljøgiftbudsjett har ennå bare vært brukt ved oppryddingen i Oslo havn. Klif har i retningslinjer for sjødeponier, TA-2024/2010, pekt på viktigheten av at forventet spredning av miljøgifter ved deponering beregnes på forhånd og inngår i en søknad, slik at miljøvernmyndigheten kan vurdere om denne spredningen er akseptabel. Prosjektet skulle også ivareta et slikt behov.

Prosjektet har vært gjennomført av en prosjektgruppe som har bestått av NGI, NIVA og DNV.

I rapporten har prosjektgruppen kommet frem til en anbefalt modell for å sette opp miljøgiftbudsjett for oppryddingstiltak i forurenset sjøbunn. Den konkluderer med at miljøgiftbudsjett vil kunne være egnet som et forvaltningsverktøy ved planlegging, gjennomføring og etter avslutning av et tiltaksprosjekt i forurensete sedimenter. Den peker også på at et miljøgiftbudsjett gjør det mulig å sammenligne ulike tiltaksalternativer ut fra hvor stor reduksjon i forureningsspredning som kan oppnås både på kort og lang sikt, og derav muligheten for å få frem den maksimalt oppnåelige miljøeffekten relatert til kostnader og samfunnsnytte for tiltaket.

Et prosjekt kan styres etter miljøgiftbudsjettet ved at det føres regnskap over utvalgte målbare parametere i gjennomføringsfasen. Regnskapet sammenlignes med budsjett og det kan settes inn korrigerende tiltak underveis. Det leveres et totalregnskap mot budsjettet ved sluttrapportering av oppryddingstiltaket.

Klif vil vurdere alle sider av foreliggende rapport og om den skal omarbeides til en veileder om bruk av miljøgiftbudsjett ved oppryddingstiltak i forurenset sjøbunn.

Oslo, juni 2011

Bjørn Bjørnstad
avdelingsdirektør

Innhold

	Sammendrag	5
1	Innledning og bakgrunn	7
2	Vurdering av effekter av tiltak	8
2.1	Forankring til risikovurdering av forurensede sedimenter	8
2.2	Miljøgiftbudsjett: bruksområde og avgrensning	9
2.3	Erfaringer med bruk av miljøgiftbudsjett	11
3	Etablering av et miljøgiftbudsjett	13
3.1	Dokumentasjon av spredning uten tiltak	15
3.2	Spredningsprosesser under et tiltak	16
3.3	Vurdering av situasjonen etter at tiltaket er avsluttet	19
3.4	Sammenstilling av spredningsprosesser	22
3.5	Spørsmål som må avklares for å etablere et miljøgiftbudsjett	23
4	Kvantifisering av transportprosesser i miljøgiftbudsjettet	24
4.1	Transport via biodiffusjon	24
4.2	Transport som følge av propelloppvirvling	24
4.3	Transport som følge av mudring	25
4.4	Transport via opptak i organismer	26
4.5	Transport som følge av porevannsutpressing	27
4.6	Transport via vannutskifting	27
4.7	Håndtering av usikkerhet	28
5	Føring av miljøgiftregnskap	30
5.1	Før tiltak	30
5.2	Under tiltak	31
5.3	Etter tiltak	32
5.4	Kvantifiseringsbehov	33
6	Anvendelsesmuligheter av miljøgiftbudsjett og regnskap i forvaltningen	34
6.1	Anvendelsesområder	34
6.2	Miljøgiftbudsjett som verktøy ved planlegging av tiltak	34
6.3	Miljøgiftbudsjett og regnskap under gjennomføring av tiltak	35
6.4	Miljøgiftbudsjett og regnskap etter tiltak	35
6.5	Eksempel fra Oslo Havn	35
6.6	Formidling og presentasjonsformer	39
7	Oppsummering	40
8	Referanser	43
Vedlegg A	Eksempel miljøgiftbudsjett Ren Oslofjord	
Vedlegg B	Oversikt over informasjonsbehov for etablering av et miljøgiftbudsjett	
	Kontroll og referanseside	

Sammendrag

Miljøgiftbudsjett og miljøgiftregnskap gir mulighet til å gjennomføre opprydding i forurensede sedimenter etter målbare parametre som er knyttet til miljørisiko og reduksjon av miljørisiko. Risikoen uttrykkes i dette tilfelle som mengde miljøgifter som spres fra de forurensede sedimentene. Et miljøbudsjett vil bestå i miljøgiftspredning før, under og etter at tiltaket er gjennomført. De viktigste spredningsprosesser vil være:

- Biodiffusjon, som følge av molekylær diffusjon og omrøring av sedimentene av bunnlevende organismer.
- Oppvirvling, som følge av båtpropeller, mudringsaktiviteter eller ved deponering.
- Opptak i organismer som lever på sjøbunnen.
- Utpressing av porevann ved deponering og tildekking.

Miljøgiftbudsjett vil kunne være egnet som et forvaltningsverktøy i alle tre faser av et tiltaksprosjekt i forurensede sedimenter:

- Planlegging av tiltak
- Gjennomføring av tiltak
- Etter avslutning av tiltak

Gjennom et miljøgiftbudsjett er det mulig å sammenligne ulike tiltaksalternativer i forhold til hvor mye reduksjon i forurensningsspredning som kan oppnås både på kort og lang sikt. Dette gjør det mulig å sette den maksimale oppnåelige miljøeffekten i forhold til kostnader og samfunnsnytte for tiltaket.

Under gjennomføring av tiltaket vil først og fremst miljøgiftregnskapet være et viktig forvaltningsverktøy. Regnskapet bør vise hvor mye av budsjettet som er ”brukt opp” til evalueringstidspunktet. Ut fra dette vil man i en tidlig fase av tiltaksprosjektet kunne gjøre en prognose for om budsjettet vil holde. Miljøgiftregnskapet vil også gi viktig innspill til forbedringspotensial under gjennomføringen av tiltaket. Uforutsette hendelser kan føre til et raskere ”forbruk” enn det budsjettet beskriver. Behov for og omfang av avbøtende tiltak eller endring i gjennomføringsmåte kan vurderes i forhold til muligheten til å ”tjene inn” tapet i forhold til budsjettet. Korrigerende tiltak vil da kunne settes inn i forhold til de spredningsprosesser som har vist størst bidrag til miljøgiftregnskapet.

Etter at tiltaket er ferdigstilt kan miljøgiftregnskapet brukes for å vurdere om miljøgiftbudsjettet er overholdt. Dersom det skulle oppstå overskridelser kan det vurderes hvilke konsekvenser dette har i forhold til tiltakseffektiviteten. Dersom det oppstår alvorlige overskridelser av budsjettet kan behovet for supplerende tiltak vurderes i forhold til potensialet til å redusere ”inntjeningstiden”, dvs.tiden til det tar før spredningen av miljøgifter i anleggsfasen er kompensert som følge av forbedringen etter tiltaket.

Miljøgiftregnskapet kan også være et godt instrument til å formidle resultatene av tiltaksgjennomføringen. Miljøgiftregnskapet kan uttrykkes på ulike måter i form av figurer eller tall. Som et eksempel kan miljøregnskapet brukes for å si at ”Tiltaket har spart miljøet for en belastning av så mye av stoff X”. På et overordnet plan kan miljøgiftregnskap brukes som en miljøindikator som viser hvor mye miljøgiftspredning fra forurensede sedimenter har blitt redusert.

1. Innledning og bakgrunn

Ved gjennomføring av tiltak i forurensede marine sedimenter har fokus de senere årene vært rettet mot risikobasert tiltaksplanlegging og kost-nytte vurderinger. Den nasjonale handlingsplanen for opprydding i forurenset sjøbunn, samt behov for vedlikeholdsmudring, vil øke behovet for tiltak og effektiv gjennomføring.

Mudring og deponering i strandkanteponi eller sjødeponi og tildekking er blant de mest aktuelle tiltaksmetoder. Gjennomføring av tiltak vil ofte medføre en viss spredning av forurensning i partikulær eller vannløst form, spesielt i forbindelse med mudring. For at tiltaket skal være akseptabelt må spredningen i gjennomføringsfasen stå i riktig forhold til effekten som oppnås når tiltaket er avsluttet. Effekten kan være forbedring av arealbruksmuligheter og/eller reduksjon av miljø- og helserisiko.

For å kunne vurdere de ulike aspektene ved gjennomføring av tiltak har det i prosjektet Ren Oslofjord blitt anvendt et miljøgiftbudsjett som estimerer miljøgiftspredning fra sedimentene før, under og etter tiltaket. Systemet har sin bakgrunn i kost-nytte vurderingen der nytten blir vurdert som miljøgevinst uttrykt som netto reduksjon i spredning av miljøgifter (NGI, 2003).

Forurensningsmyndighetene ønsker å ta i bruk miljøgiftbudsjetter som grunnlag for tiltaksbeslutninger. Det er også ønskelig at man kan føre et tilhørende miljøgiftregnskap basert på overvåkning under og etter tiltaket for å styre gjennomføringen av tiltaket.

Miljøgiftbudsjett utarbeidet for flere tiltaksalternativer kan også brukes sammen med estimerte kostnader for alternativene til å gjøre en kost-nytte analyse for å prioritere mellom ulike tiltaksmetoder eller tiltaksområder.

Miljøgiftbudsjett og miljøgiftregnskap gir mulighet til å gjennomføre opprydding i forurensede sedimenter etter målbare parametre som er knyttet til miljørisiko og reduksjon av miljørisiko.

Dette utredningsdokumentet vurderer anvendelsesmuligheter av miljøgiftbudsjett/miljøgiftregnskap som dokumentasjons-, styrings- og kontrollverktøy. Prosjekt-gruppen som har bestått av NGI, NIVA og DNV som har gjennom utredningsarbeidet prøvd å gi svar på følgende spørsmål fremlagt av Klif:

1. Hvilken informasjon trenger en tiltakshaver for å kunne sette opp et miljøgiftbudsjett og dokumentere at det følges opp?
2. Hvordan kan den forventede spredningen under tiltaksfasen beregnes og hvilke forutsetninger legges til grunn?
3. Hvilken struktur skal et miljøgiftbudsjett ha for at det skal være et egnet verktøy?
4. Hva slags forundersøkelser trengs og hvilke arealmessige avgrensninger og inndelinger bør velges?
5. Hvordan kan miljøgiftbudsjettet følges opp med et miljøgiftregnskap og hvilke metoder egner seg for å dokumentere at budsjettet overholdes?

6. Hva slags erfaringer har man oppnådd med tilsvarende verktøy nasjonalt og internasjonalt?
7. Hvor ligger usikkerheten i systemet og hvordan kan den reduseres?

Utredningen har blitt bygget opp på en måte som egner seg som en plattform for videreutvikling av et verktøy som tiltakshaver kan anvende når et miljøgiftbudsjett skal settes opp. Rapporten kan også danne basis for utarbeidelse av en mulig fremtidig veileder for bruk av miljøgiftbudsjett og regnskap.

2. Vurdering av effekter av tiltak

Tilførsler fra forurensningskilder på land via grunnvann og med partikler som sedimenterer på sjøbunnen er med på å bestemme hvor raskt konsentrasjonen i sedimentet endres og dermed hvordan transport fra sediment til vannet over endres. Dersom denne endringen er rask vil det ofte ikke være nødvendig med tiltak fordi naturen dekker til de forurensete sedimentene selv (naturlig "restitusjon"). Det langsiktige resultatet vil være styrt av både mengde og kvalitet av det sedimenterende materialet samt innblandingsdyp som følge av biologisk aktivitet i sedimentet. Dersom tilførselen av forurensning fra land til sedimentet er stor, vil tiltak i sedimentet som regel være uaktuelt fordi det først bør gjøres tiltak på land.

2.1 Forankring til risikovurdering av forurensete sedimenter

Gjennom en stedsspesifikk risikovurdering av forurenset sjøbunn vurderes hvorvidt det er behov for tiltak ut ifra risikoen for spredning av miljøgifter, risiko for human helse og risiko for økosystemet (SFT, 2007). Ved gjennomføring av tiltak ønsker man å redusere risikoen til et akseptabelt nivå. Reduksjon av risiko for human helse og økosystemet er ofte langsiktige prosesser som oppfølging og overvåking av tiltak på kort sikt ikke vil kunne beskrive. Spredning av miljøgifter fra sedimentet kan derimot betraktes som et uttrykk for risiko som er direkte målbar.

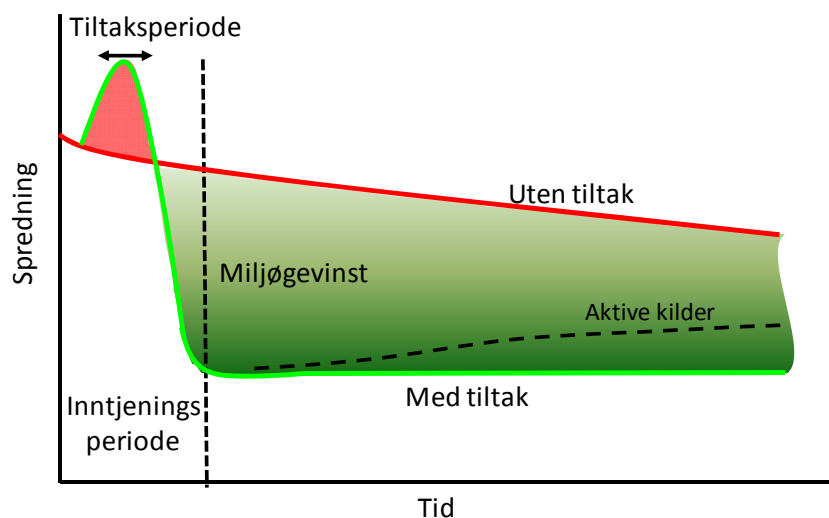
Veileder for risikovurdering av forurenset sjøbunn (SFT, 2007) estimerer transport av miljøgifter fra sediment til vannmassene på en konservativ måte. Det vil si at man vil unngå å undervurdere en mulig risiko. Følgende prosesser inngår i risikovurderingssystemet:

- Transport av oppløste stoffer via porevannet
- Oppvirvling og erosjon
- Transport gjennom næringskjeden
- Transport ved utskifting av vannmassene

De samme prosesser vil inngå i et miljøgiftbudsjett, men budsjettet må utvides slik at det inkluderer spredning av miljøgifter som følge av de fysiske inngrepene som gjøres som en del av tiltaket. Videre bør et miljøgiftbudsjett være mest mulig realistisk i forhold til mulig spredning og går dermed lenger enn risikovurderingsverktøyet og supplerer med tiltaksrelaterte spredningsprosesser.

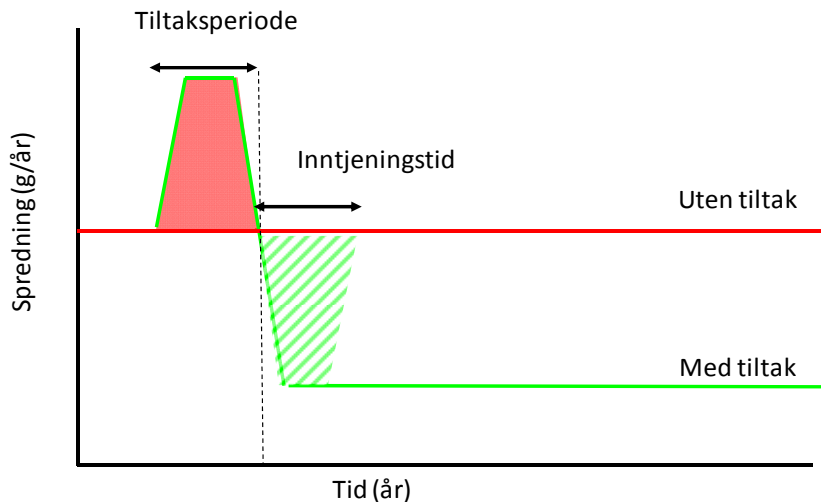
2.2 Miljøgiftbudsjett: bruksområde og avgrensning

Et miljøgiftbudsjett vil gjelde for tiltak knyttet til sedimenter på et avgrenset område, men behøver ikke bare være knyttet til spredning som skjer på dette området. Spredning etter at sedimentet er flyttet til en annen lokalitet bør for eksempel inkluderes. For å vurdere effekten av tiltaket sammenligner man spredningen før tiltaket med spredning under og etter tiltaket (NGI, 2003). I et langsiktig perspektiv vil kildekontroll og naturlig sedimentering bestemme på hvilket nivå miljøgiftspredningen vil stabilisere seg (Figur 1). Tiltaket vil kunne føre til at dette nivået oppnås mye tidligere. I tiltaksperioden vil det kunne være noe økt spredning som kan tjenes inn etter at tiltaket er ferdig. Miljøgevinsten vil bestå i arealet mellom den røde og grønne kurven minus den økte spredningen under tiltaket (Figur 1).



Figur 1. Skissen illustrerer miljøgevinst som forskjell i miljøgiftspredning med og uten tiltak (grønt felt). Langsiktig effekt av tiltak styres av de gjenværende aktive kildene og sedimentering i området som dermed kan begrense den maksimale gevinsten for tiltaket (svart prikket linje).

Det kan imidlertid ta veldig lang tid (oftest mange 10-talls år) før sluttsituasjonen som vist i figur 1 oppnås. For å kunne bruke miljøgiftbudsjett og miljøgiftregnskap i praksis vil man derfor vurdere spredningen på kort sikt (år). Dette innebærer at man antar at miljøgiftspredningen er konstant uten tiltak (Figur 2). Gjennomføring av tiltak vil også føre til en konstant lavere spredning av miljøgifter. Den økte spredning under tiltaket veies i forhold til "inntjeningen" etter at tiltaket er gjennomført. Basert på dette kan man estimere hvor mange år det vil ta før den økte spredningen under tiltaket "tjenes" inn igjen.



Figur 2. Skjematisk forløp av den kortsiktige miljøgiftspredning i ulike faser av tiltaket

Miljøgevinsten kan da beregnes som vist i ligning 1. Miljøgevinsten vil øke med tiden etter at tiltaket er avsluttet, men kan aldri bli større enn vist i figur 1, når kurvene som viser utvikling ”med” og ”uten” tiltak møttes.

$$\text{Miljøgevinst} = \sum_{t=0, \text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år}} \text{Spredning uten tiltak} - \sum_{t=0, \text{tiltakstart}}^{t=X \text{ år}} \text{Spredning under og etter tiltak} \quad (1)$$

Det er viktig å legge merke til at et miljøgiftbudsjett kun omhandler spredning av miljøgifter fra sedimentene som inngår i tiltaket og ikke miljøgiftinnholdet i sedimentene som håndteres under tiltaket.

Et miljøgiftbudsjett vil som verktøy beskrive endringer som opptrer som følge av en handling og ikke gi en komplett beskrivelse av nå-tilstanden. Utgangspunktet er følgende:

- Dagens situasjon med aktive tilførsler/kilder og pågående sedimentasjon antas å være konstant og påvirkes ikke av tiltaket.
- Bidraget fra forurensede sedimenter til miljøgiftspredning vurderes basert på
 - Biodiffusjon, som følge av molekylær diffusjon og omrøring av sedimentene av bunnlevende organismer.
 - Oppvirvling, som følge av båtpropeller, mudringsaktiviteter eller ved deponering.
 - Opptak i organismer som lever på sjøbunnen.
 - Utpressing av porevann ved deponering og tildekking.

Miljøgiftbudsjettet vil være stoffspesifikk og antall stoffer som som det utarbeides et budsjett for vil ofte avgrenses til de forbindelsene som har vist seg å være kritiske ut ifra risikovurderingen som er gjennomført for området.

2.3 Erfaringer med bruk av miljøgiftbudsjett

Det har blitt gjennomført en litteratur søk (ISI Web of Science) etter publikasjoner som beskriver erfaringer med bruk av miljøgiftbudsjett og regnskap. Det er funnet flere publikasjoner der en har vurdert kost-nytte ved et tiltak, men da var nytten ofte uttrykt økonomisk i form av oppnåelse av en tilstandsklasse og arealets verdi eller arealbruksmuligheter etter tiltaket. I enkelte publikasjoner har forurensningsfluksen fra forurensede områder blitt estimert men da i relasjon til eksisterende forurensning. Mulig reduksjon av fluksen som følge av tiltak inngikk ikke i vurderingen. Erfaringen internasjonalt ser derfor ut til å være svært begrenset.

I offshoreindustrien har håndtering av borekaks basert seg på en tilsvarende kvantifisering av mengde miljøgifter som blir spredd og mulige tiltak for å redusere spredningen (UKOOA, 2002).

Det er bare funnet 2 prosjekter der miljøgiftbudsjett og regnskap har blitt brukt i den formen som omhandles i denne rapporten. Det gjelder lagring av mudremasser i et strandkant deponi i Gunnekleivfjorden (Eek et al., 2006), og i Prosjekt Ren Oslofjord (Oslo Havn, 2005).

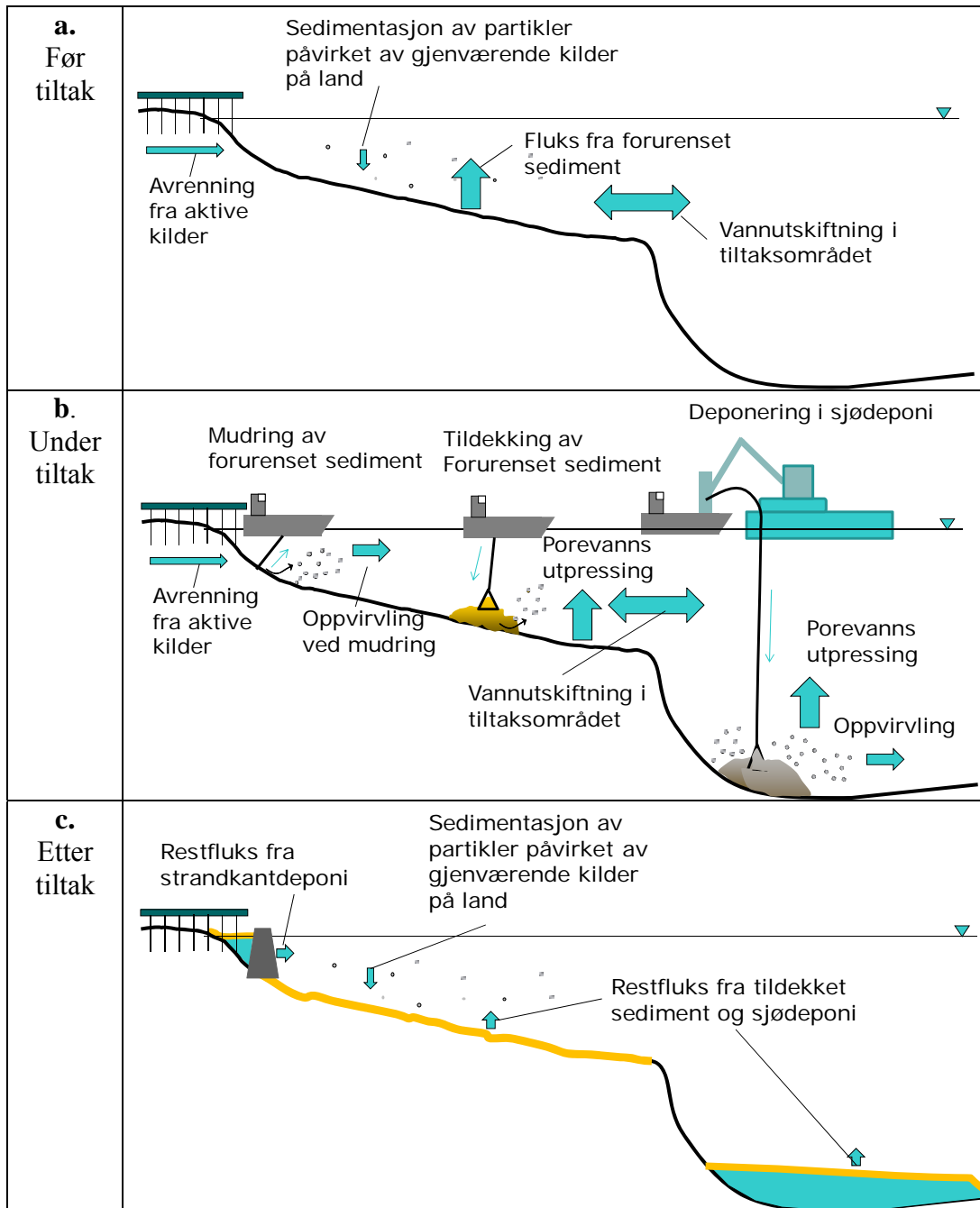
I forkant av gjennomføringen av oppryddingen i Oslo havn ble det utarbeidet et miljøgiftbudsjett som omfattet eksisterende spredning fra sedimentene, forventet spredning under gjennomføringen av tiltak og forventet spredning etter at tiltaket var avsluttet. Prosessene som kan bli inkludert i en miljøgiftbudsjett er vist i tabell 1. Disse prosessene er omtalt i detalj i kapittel 4. Under gjennomføring av prosjektet Ren Oslofjord har det blitt ført miljøgiftregnskap for dypvannsdeponiet ved Malmøykalven. Føring av miljøregnskap omtales i kapittel 5, mens erfaringer fra Oslo Havn prosjektet omtales i kapittel 6.

Tabell 1. *Spredningsprosesser for miljøgifter inkludert i miljøgiftbudsjettet før, under og etter tiltaket i Oslo Havn og henvisning til de relevante kapitler i denne rapporten (se også vedlegg A).*

Spredningsprosess	Kommentar	Kapittel henvisning
Før tiltak (spredning uttrykkes som gram/år)		
Biodiffusjon fra sediment området som omfattes av tiltaket	Basert på forundersøkelser og risikovurdering	Kapittel 4.1
Oppvirvling pga propellersjon i tiltaksområde	Basert på risikovurdering	Kapittel 4.2
Biodiffusjon fra sediment i deponiområdet i nå-tilstand	Basert på forundersøkelser og risikovurdering	Kapittel 4.1
Under tiltak (spredning uttrykkes som gram for tiltaksperioden)		
Oppvirvling under mudring	Basert på forundersøkelser	Kapittel 4.3
Opptak i organismer	Ikke vurdert	Kapittel 4.4
Oppvirvling under deponering	Basert på forundersøkelser	Kapittel 4.2 og 4.3
Porevannsutpressing	Basert på forundersøkelser	Kapittel 4.5
Biodiffusjon fra sediment i tiltaksområde	Basert på forundersøkelser og risikovurdering	Kapittel 4.1
Oppvirvling i tiltaksområde grunnet propellersjon	Basert på risikovurdering	Kapittel 4.2
Biodiffusjon fra sediment i deponiområdet	Basert på forundersøkelser og risikovurdering	Kapittel 4.1
Etter tiltak (spredning uttrykkes som gram/år)		
Spredning fra tiltaksområde etter tiltak	Omfatter biodiffusjon, og propellersjon basert på sjøbunns-kvaliteten etter tiltaket	Kapittel 4.1 og 4.2
Spredning fra deponiområde etter tiltak	Omfatter biodiffusjon basert på sjøbunns-kvaliteten etter tiltak	Kapittel 4.1 og 4.6

3. Etablering av et miljøgiftbudsjett

Hensikten med et budsjettverktøy er å estimere den totale forventede effekten et tiltak har på spredningen av miljøgifter fra de forurensete sedimentene (miljøgevinst). Ulike modeller for spredning med ulike mekanismer før, under og etter tiltaket brukes for å gjøre dette estimatet. Figur 3 viser skjematisk situasjonen før under og etter tiltaket.



Figur 3. Oversikt over forurensningsspredning før under og etter tiltak.

I dette kapitlet gis det en oversikt over de sentrale spredningsprosesser, før, under og etter tiltaket (tabell 2) og det gis en oversikt over beregningsmåter som kan anvendes for å estimere transporten ved disse prosessene i et miljøgiftbudsjett. Kvaliteten og detaljeringsgraden i estimatet av tiltaks-effektiviteten er avhengig av kvaliteten og detaljeringsnivået på modellene som anvendes, samt rådataene som benyttes i modellene.

I de fleste situasjoner vil modeller bygd opp av enkle analytiske formler for hver enkelt mekanisme gi et tilstrekkelig estimat av forventet spredning. Det kan imidlertid være situasjoner der det er ønskelig med mer detaljerte estimater, der variasjon i spredning over det aktuelle sedimentarealet eller endring i spredning over tid inkluderes.

Tabell 2. Oversikt over definisjoner av uttrykk og begreper som inngår i et miljøgiftbudsjett.

Prosess	Definisjon
tilførsel	miljøgifter som tilføres tiltaksområdet som følge av avrenning fra land evt. atmosfærisk nedfall.
utskifting	transport av miljøgifter med vannmassene til eller fra områder utenfor
sedimentasjon	utfelling og sedimentasjon av miljøgifter i form av partikulært materiale
oppvirvling	resuspensjon av partikulært bundne miljøgifter i vannsøylen som følge av skipstrafikk eller tiltak
biodiffusjon	spredning av vannløste miljøgifter som følge av diffusjon og biologisk turbasjon (omblending) i de øvre sedimentene
bioakkumulering	opptak og akkumulering av miljøgifter i organismer
tildekking	overdekking av miljøgifter som er partikkelbundet med sedimenter med et vesentlig lavere miljøgiftinnhold
deponering	plassering av mudrede masser i en strandkantdeponi eller sjødeponi.
porevannsutpressing	spredning av vannløste miljøgifter som følge av komprimering av sedimentene og utpressing av porevannet i massene.
erosjon	Spredning av partikkelbundne miljøgifter som følge av resuspensjon av sedimenter som følge av påvirkning av vannstrømning og skipstrafikk.

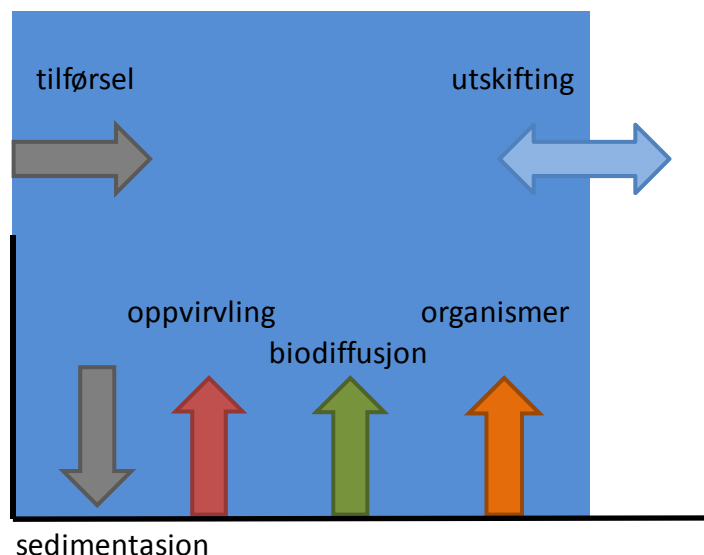
3.1 Dokumentasjon av spredning uten tiltak

En god dokumentasjon av før-situasjonen er viktig før man gjør tiltak i forurensede sedimenter for å ha et godt grunnlag for å vurdere resultatet etterpå. For å lage et miljøgiftbudsjett for tiltaket er det dessuten nødvendig å estimere hva spredningen av forurensning ville vært over tid dersom man ikke gjør tiltak (Figur 3a). Dette skal sammenlignes med estimert spredning under og etter tiltaket (Figur 3b og c).

I før-situasjonen vil transporten fra sediment til overliggende vann som regel være hovedfokus. Vannutskiftningen i området er med på å bestemme hvor mye som transporteres ut av området og hvor høye konsentrasjoner som bygges opp i vannet.

Den enkleste måten å estimere spredning fra et område uten tiltak på er å forutsette at spredningen for alltid vil være lik dagens situasjon. Spredning fra sediment til vann kan da måles ved hjelp av *in situ* flukskammer, mesocosmforsøk, vannprøver, passive prøvetakere, sedimentfeller eller beregnes basert på metodene i risikoveilederen eller modifikasjoner av dette (kapittel 3.4).

Miljøgiftbudsjettet for situasjonen før tiltaket ble gjennomført kan skjematisk gjengis som vist i figur 4. De fargede pilene viser prosesser som inngår i miljøgiftbudsjettet som beskriver endringene på relativt kortsikt. De grå pilene inngår ikke i miljøgiftbudsjettet, men beskriver langsiktige prosesser som ikke endres som følge av tiltaket. I et større perspektiv kan disse prosessene imidlertid ha stor betydning for å vurdere den langsiktige effekten av tiltak i sedimentene (se figur 1). Bredden på pilene er et uttrykk for den relative betydningen av prosessen for miljøgiftspredning.

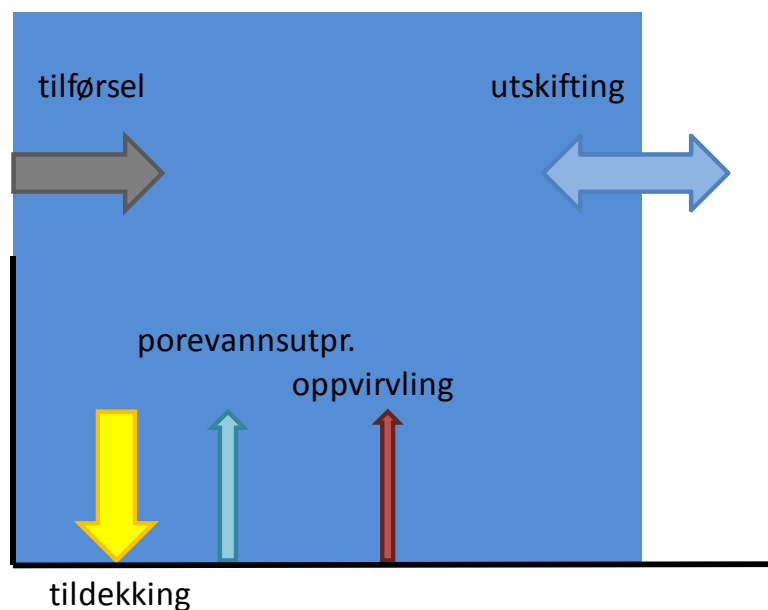


Figur 4. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning før tiltaket gjennomføres.

3.2 Spredningsprosesser under et tiltak

3.2.1 Tildekking

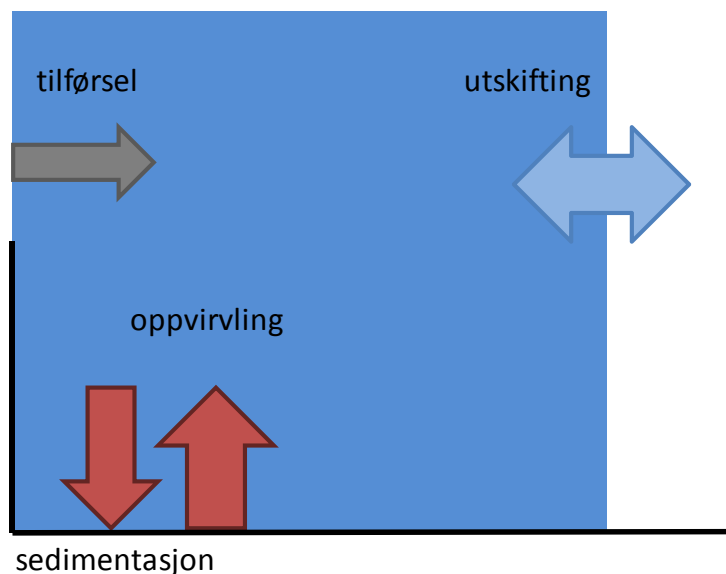
Ved beregning av et miljøgiftbudsjett for tildekking, bør man skille mellom tildekking av *in situ* sedimenter og tildekking av masser som er lagt i deponi på sjøbunnen. Ved tildekking av *in situ* sediment vil porevannsutpressing være ubetydelig siden tilleggsvekten av tildekkingslaget er begrenset (Figur 5). Oppvirvlingen vil være avhengig av metode for tildekking, men vurderes å gi et begrenset bidrag. I det arealet som dekkes til kan man regne at biodiffusjon og opptak i organismer er fraværende under gjennomføringen av tiltaket siden det vil ta tid etter tiltaket er avsluttet før bunnfaunaen reetablerer seg.



Figur 5. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning ved *in-situ* tildekking av sedimenter, som medfører tilførsel av betydelige mengder sediment som tildekkingslag (gul pil).

3.2.2 Mudring

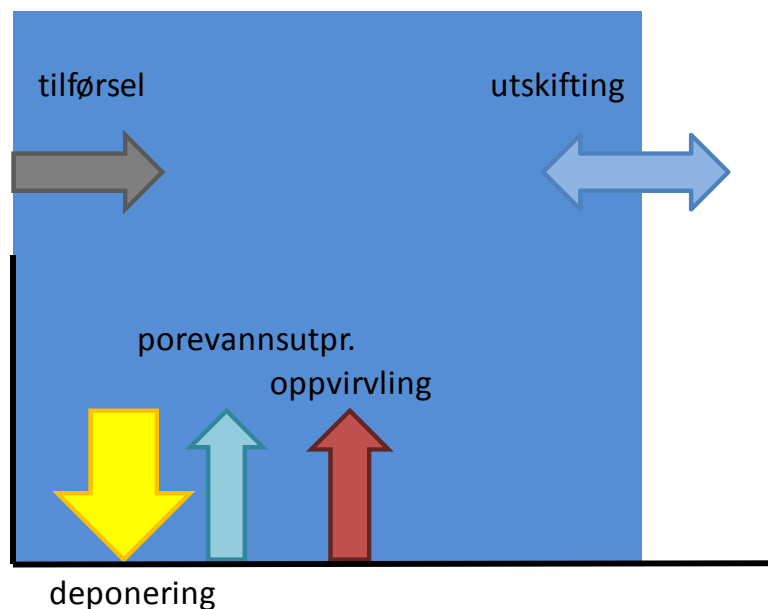
Under mudringsarbeidet vil det spres partikler i vannsøylen. Mesteparten av partiklene vil relativt raskt sedimentere igjen innenfor tiltaksområdet (Figur 6). Resuspensjon av anoksisk sediment i oksiske vannmasser vil kunne føre til frigjøring av metaller. Utlekking av miljøgifter mens partiklene er i suspensjon er imidlertid vanskelig å estimere uten nærmere laboratorieforsøk. Man kan trekke paralleller til propelloppvirvling og bruk av tilsvarende beregningsverktøy bør vurderes. Der mudring fjerner det bioaktive laget, forventes det at biodiffusjon og opptak i organismer vil være ubetydelig i tiltaksperioden og som for tildekking vil det ta tid før bunnfaunaen har reetablert seg. Transport til tilgrensende områder (utskifting) er av betydning dersom det partikulære materialet har en forurensningsgrad som er høyere enn området de sedimenterer i. Dette vil i sin tur også kunne føre til økt miljøgiftspredning fra sedimentene i de tilgrensende områdene.



Figur 6. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning ved mudring av sedimenter.

3.2.3 Deponering

Ved deponering av mudrede masser må man skille mellom strandkantdeponi og sjødeponi. Deponering på land er ikke en del av denne utredningen, men kan utredes på tilsvarende måte ved å inkludere avrenning og grunnvanstransport. Ved et strandkantdeponi vil grunnvannet og utvaskingen av saltholdig porevann ha en vesentlig betydning for spredning av miljøgifter. For den del av deponiet som ligger over vannflaten og ikke utsettes for bølger, vil oppvirvling ikke være aktuell. Frigjøringsraten av miljøgifter fra partiklene under nedføringen av massene til et undersjøisk deponi er vanskelig å estimere i et miljøgiftbudsjett. Man kan trekke paralleller til propelloppvirvling, og frigjøringsraten kan estimeres med den samme tilnærmingen. Ved sjødeponering vil mange av prosessene være de samme som ved tildekking av eksisterende sjøbunn. Biodiffusion og opptak i organismer vil være fraværende under deponeringen siden disse prosessene er avhengig av at bunnfaunaen reetableres.

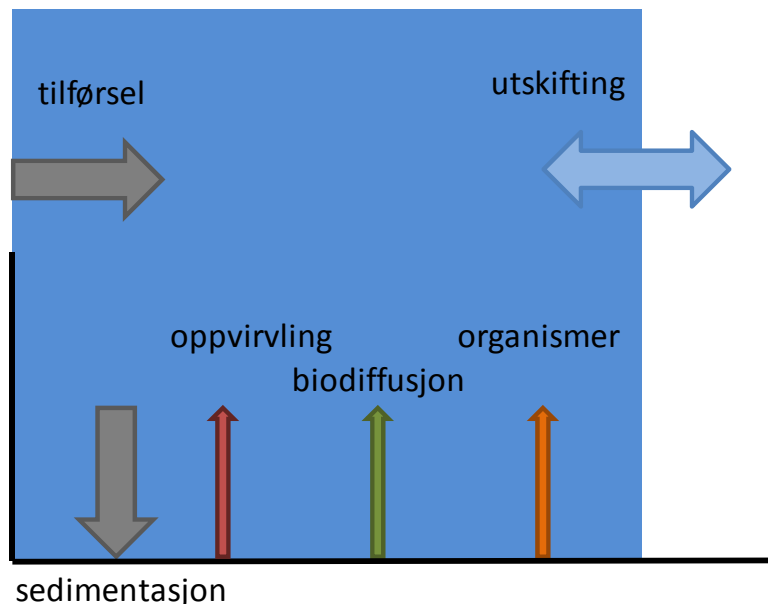


Figur 7. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning ved deponering av sedimenter på sjøbunnen.

3.3 Vurdering av situasjonen etter at tiltaket er avsluttet

3.3.1 Etter tildekking

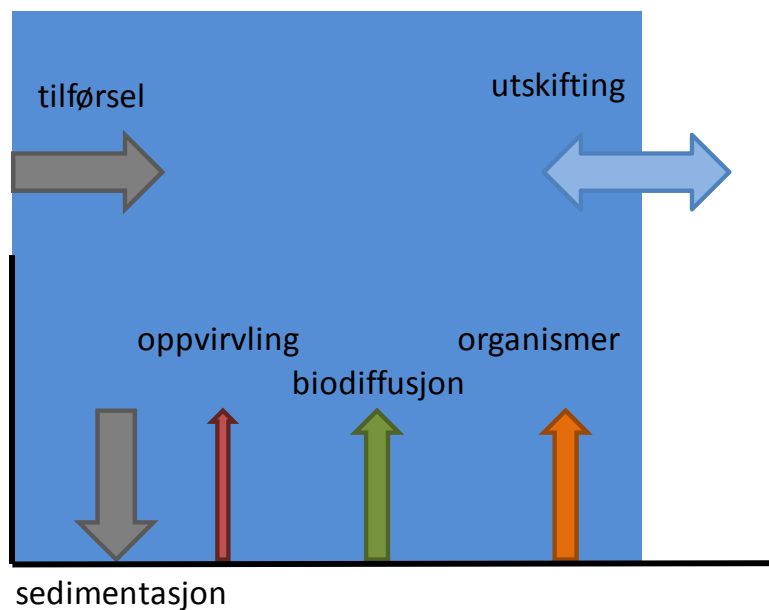
Tykkelse og jevnheten av tildekkingslaget vil ha innvirkning på spredning av underliggende miljøgifter ved biodiffusjon. Etter at tildekking er avsluttet kan en ved grove masser forvente at den bunnfaunen som etablerer seg vil være forskjellig fra den som var i området og at bioturbasjonsraten vil bli endret (Figur 8). For evt utlekking av stoffer fra selve tildekkingsmaterialet, bør kun miljøgifter som inngår i miljøgiftbudsjettet for øvrig, kvantifiseres. Her vil veilederen for tildekking kunne gi føringer (SFT, 2005) TA-2143/2005). Nysedimentert materiale vil blandes inn i tildekkingslaget. Erosjon av tildekkingslaget bør inkluderes som mulig spredningsvei. Også ujevnheter i dekkingslaget kan ha innvirkning på forurensningstransporten, og kan måles med for eksempel målestaver som er plassert på sjøbunnen før tildekkingen eller sediment profil kamera (SPI).



Figur 8. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning etter tildekking av sedimenter.

3.3.2 Etter mudring

Mudringsresultatet vil være sterkt påvirket av resedimentasjon under mudringen, som fører til restforurensning, også kalt ”fluffy lag”. Lokale forhold bestemmer om denne restforurensningen forblir i området og blandes inn i sedimentet, eller om den etter hvert forflytter seg med vannutskiftning. Etter at mudringen er avsluttet vil omfanget av biodiffusjon og opptak i organismer være vesentlig redusert både som følge av lite/ingen gjenværende bunnfauna og lavere miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene (Figur 9). Oppvirvlingen av sedimentet ved skipsanløp vil fortsatt kunne skje avhengig av vanddyppet.

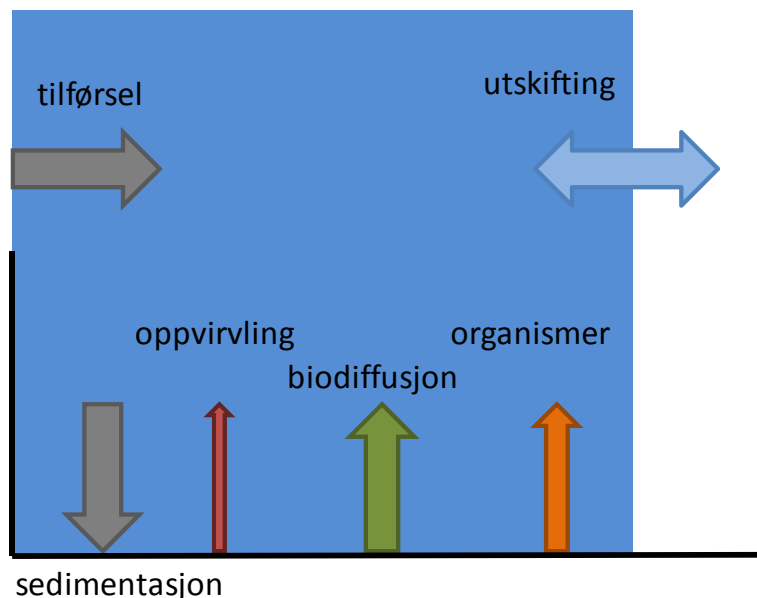


Figur 9. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning etter mudring av sedimenter.

3.3.3 Etter deponering uten og med tildekking

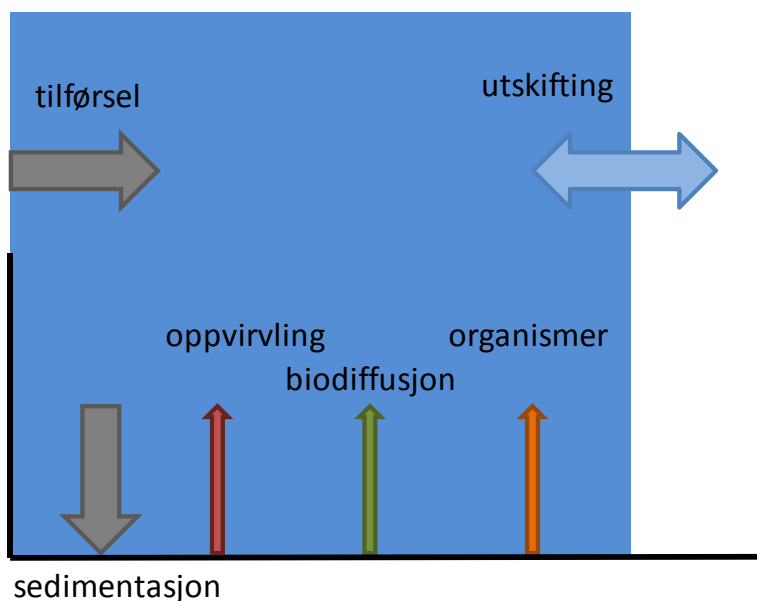
Etter deponering i strandkanten vil oppvirvling, biodiffusjon og opptak i organismer i praksis opphøre siden overflaten på deponiet antas å ligge over vannet og være fysisk beskyttet mot bølgevasking. Transport av både løst og partikulært materiale med grunnvann vil være den dominerende spredningsprosessen som ville være påvirket av tidevannet.

Ved deponering i et sjødeponi uten tildekking bør man kunne anta at biodiffusjonen og opptak i organismer etter hvert vil være like stor som i før-situasjonen pr arealenhet (Figur 10), men arealstørrelse er ofte mindre. Dette er under forutsetning av at det nye bioaktive laget er tilnærmet like forurenset som det var i mudringsområdet før tiltak. I de fleste tilfeller vil deponiarealet være mindre enn mudringsarealet, og dette bidrar til å øke tiltakseffekten. Oppvirvling og erosjon vil være sterkt redusert som følge av større vanddyp.



Figur 10. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning etter deponering av sedimenter uten påfølgende tildekking.

Etter tildekking av deponiet kan man forvente en endring i sammensetningen av bunnfauna og en lavere bioturbasjonsrate. Dette vil være avhengig av type masse som brukes for tildekkingen (Figur 11). Forurenset materiale vil kunne blandes inn i tildekkingslaget under utlegging og bidra til å redusere effektiviteten av tildekkingen. Erosjon av dekklaget bør tas med som mulig spredningsvei. Også varierende lagtykkelse i dekklaget kan ha innvirkning på forurensningstransport.



Figur 11. Skjematisk fremstilling av budsjettet for miljøgiftspredning etter deponering av mudrede masser med påfølgende tildekking.

3.4 Sammenstilling av spredningsprosesser

Bidraget fra de ulike transportprosesser til den totale miljøgiftspredningen vil variere med utgangspunkt i tiltaksmetode og de lokale forhold. Noen bidrag kan generaliseres, mens andre vil være stedsspesifikke. En sammenstilling av de relative bidrag for ulike tiltak er vist i tabell 3.

Tabell 3. Bidraget fra de ulike spredningsprosesser til miljøgiftspredningen i de ulike tiltaksfaser (- liten betydning, +/- stedsspesifikk, + stor betydning)

Tiltak	Relativ betydning				
	Oppvirvling	Biodiffusjon	Opptak i Organisme	Sedimentasjon*	Porevannutpressing
Uten tiltak	+	+	+	+/-	-
Tildekking	+	-	-	+/-	-
Mudring	+	-	-	+	-
Deponering, sjø	+	-	-	+	+
Deponering, strand	-	-	-	-	+
Etter tildekking	-	-	-	+/-	-
Etter mudring	-	+	+	+/-	-
Etter deponering uten tildekking	-	+	+	+/-	-
Etter deponering med tildekking	-	-	-	+/-	-

* Spredning av miljøgifter som følge av sedimentasjon vil være avhengig av kvaliteten av det nydannede sedimenterende materiale.

3.5 Spørsmål som må avklares for å etablere et miljøgiftbudsjett

For å kunne etablere et miljøgiftbudsjett bør en del nøkkelinformasjon være tilgjengelig. Informasjonsbehovet er her formulert som spørsmål som skal besvares under utarbeidelse av et miljøgiftbudsjett.

- Hva er tiltaksområdet som miljøgiftbudsjettet skal gjelde for? *Dette området er godt definert i tiltaksplanen, men som følge av anleggsvirksomhet kan det være tilrådelig å definere området noe større enn selve sedimentarealet som inngår i tiltaket.*
- Hva er influensområdet utenfor tiltaksområdet som bør inkluderes i budsjettet? *Ut fra topografi, lokale strømforhold evt også forvaltningsmessige føringer kan det være mulig å definere et gyldig sedimentasjonsareal eller et vannvolum i omkringliggende sjøområdene.*
- Hvordan kan forurensningen av sjøbunnen beskrives? *Sediment karakteristikk, kornfordeling samt horisontal og vertikal utbredelse av forurensningen skal avklares Dette er en naturlig del av en tiltaksplan.*
- Hvordan vurderes frigjøring (løselighet) av miljøgifter fra oppvirvlet sediment? *Frigjøring kan beregnes ut fra fordelingskoeffisienter mellom suspenderte partikler og vann, eller ved gjennomføring av risteforsøk med stedege masser og egnet sjøvann (saltholdighet og redoksforhold). Dette er nærmere beskrevet i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment TA-2230/2007.*
- Hvordan beregnes og håndteres resedimentasjon ved mudring innenfor og utenfor tiltaksområdet? *Dette vil være avhengig av kornfordelingen av massene, mudreteknologien og gjennomføringsmetoden (se kapittel 4.3).*
- Hva er bidraget fra tildekkingsmaterialet? *Det forutsettes at tildekkings-materialet tilfredsstiller kravet i henhold til tildekkings-veilederen (TA-2143/2005). I så fall vil bidraget fra tildekkingsmaterialet være ubetydelig.*
- Hvordan blir opptak i biota endret som følge av tildekking? *Selve opptaket i bunnfauna styres av fordelingsfaktoren mellom sediment og biota (BSAF). Dermed vil konsentrasjonen i biota være direkte proporsjonal med konsentrasjonen i sediment. Miljøgiftfluksen gjennom næringskjeden vil imidlertid også styres av karbonomsetningen i sedimentet som påvirkes av bunnfaunaen (se kapittel 4.4).*
- Hvordan kan frigjøring av miljøgifter under deponering vurderes? *Dette kan beregnes på analog måte som for frigjøring fra oppvirvlet sediment og porevannsutpressing (se kapittel 4.2, 4.3 og 4.5)*
- Hvor lang tid skal miljøgiftbudsjettet og miljøgiftregnskapet strekke seg over? *Tidsaspektet vil være sterkt avhengig av type tiltak. Et viktig moment er tiden det tar for å tjene inn igjen den økte spredningen i tiltaksfasen. Denne type informasjon estimeres ved hjelp av miljøgiftbudsjettet. En typisk tidsperspektiv ville være 5 til 10 år.*

4. Kvantifisering av transportprosesser i miljøgiftbudsjettet

Risikoveilederen (TA2230/2007) gir beregningsmåter for å kvantifisere de ulike transportprosessene. Ved utarbeidelse av et miljøgiftbudsjett er det viktig å vurdere behovet for å skaffe lokale verdier for de parametrene som inngår i beregningene.

4.1 Transport via biodiffusjon

Spredning ved biodiffusjon (F_{diff}) beregnes som angitt i ligningen nedenfor. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes.

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_S \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta x} \cdot 3,15 \cdot 10^8 \quad (2)$$

F_{diff} = biodiffusjon (mg/m²/år)

n = porøsitet (0,7)

τ = tortuositet (krunglingsfaktor, 3)

a = faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon (10)

D_S = molekylærdiffusjonskoeffisient (cm²/s, stoff avhengig)

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l, $C_{pv} = C_{sed} [\text{mg/kg}]/K_d$ [l/kg] eller måles)

Δx = diffusjonslengde (1 cm)

I de tilfeller der tiltaket har fjernet bunnfaunaen blir det biologiske bidraget til diffusjonen (F_{diff}) lik 0. Det vil si at a bør settes til 1, mens tiltaket foregår, deretter forventes at bunnfauna kommer tilbake og a settes lik 10 igjen.

Ved tildekking av sjøbunnen vil diffusjonslengde (Δx) settes lik tildekkings-lagtykkelsen.

4.2 Transport som følge av propelloppvirvling

Sedimenter som ligger på vanddyp grunnere enn ca 20 m kan spres som følge av propelloppvirvling. Spredning som følge av propelloppvirvling fra skip (F_{skip}) beregnes ut fra antall skipsanløp pr. år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment. Beregningene gjøres for hvert stoff.

$$F_{skip} = \frac{2 \cdot N_{skip} \cdot m_{sed} \cdot C_{sed} \cdot (f_{lost} + f_{susp})}{A_{skip}} \quad (3)$$

F_{skip} = spredning som følge av skipstrafikk (mg/m²/år)

2 = multiplikasjonsfaktor som dekker anløp og avgang av båten

N_{skip} = antall skipsanløp pr. år (havnemyndigheter)

C_{sed} = sedimentkonsentrasjon (mg/kg t.v., måles)

f_{lost} = fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling (10/ K_d , stoffavhengig (vedlegg I) eller fra utlekkningstest ved L/S=10, Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet TA2231/2007)

f_{susp} = fraksjon suspendert (sedimentfraksjon < 2µm, måles)

A_{skip} = totalt sedimentareal < 20 m dyp (<15 m der det kun er trafikk med mindre fartøyer) som påvirkes av skipstrafikken (m^2 , anslås på basis av trafikkmønster, er uavhengig av antall anløp).

m_{sed} = mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt (kg pr. anløp en veg; tabell nedenfor).

Sjablongverdier for mengde (m_{sed} , kg) oppvirvlet finfraksjon sediment pr anløp med en antatt seilingstrasé på 120 m. Sedimenttype er basert på målt kornfordeling. Mengde m_{sed} normaliseres mot reell lengde av eventuell skipstrasé over tiltaksområdet ($m_{sed} \cdot \text{trasélengde}/120$)

Sedimenttype	Havnekategori		
	Stor havn 1)	Industrihavn 2)	Småbåthavn
Silt og leire	2000	1000	150
Sand	200	100	15
Grus og stein	20	10	1

1) ferger, cruiseskip, taubåter, m.m.

2) lastebåter, supplybåter, m.m.

For en mer nyansert beregning av oppvirvling fra ulike typer skip henvises til vedlegg A.3 til Bakgrunnsdokumentet (TA-2231/2007).

Miljøgiftfluks ved propellersosjon av deponerte masser eller tildekkingslag vil kunne beregnes på samme måte som for propellersosjon før tiltak. Eneste forskjell er at parameterverdiene for de aktuelle massene legges inn.

4.3 Transport som følge av mudring

I likhet med propelloppvirvling vil mudring av sedimenter føre til at en del av de håndterte sedimentene blir suspendert i vannmassene ved mudringsriggen. Mengde sediment som blir resuspendert vil være avhengig av mudringsmetode og gjennomføringen av mudringen. Mekaniske mudringsmetoder vil føre til en større resuspensjon ved mudringsriggen enn sugemudringsmetoder. Massene som blir håndtert vil derimot ha et lavere vanninnhold ved mekanisk mudring. Sugemudring fører til innblanding av store mengder vann i massene, noe som vil kunne føre til transport av miljøgifter ved deponeringsstedet der vannet blir skilt ut ved sedimentasjon (se kapittel 4.5). Det ville være hensiktsmessig å angi resuspensjon som en fraksjon av mengde mudret masse. Denne fraksjonen vil være avhengig av sedimentegenskapene og mudringsmetoden. Fraksjonen bør bestemmes stedsspesifikk der det ikke foreligger sjablongverdier. Et eksempel for Ren Oslofjord prosjektet er gitt i vedlegg A6.1

Etter resuspensjon vil de grovere partikler sedimentere like ved mudringsfartøyet. Transport av miljøgifter vil derfor være dominert av finfraksjonen og løste forbindelser. Men utgangspunkt i overnevnte kan en generell ligning for transport av miljøgifter som følge av mudring defineres.

$$F_{mudring} = \frac{m_{mudring} \cdot f_{mudring} \cdot C_{sed} \cdot (f_{lost} + f_{susp})}{A_{mudring}} \quad (4)$$

$F_{mudring}$ = spredning som følge av mudring (mg/m²)

$m_{mudring}$ = mengde mudret sediment i tørrvekt (kg)

$f_{mudring}$ = fraksjon av håndtert sediment som resuspenderes (steds- og metodespesifikk, måles eller beregnes se vedlegg A 5.1)

C_{sed} = sedimentkonsentrasjon (mg/kg t.v., måles)

f_{lost} = fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling (10/K_d, stoffavhengig, eller fra utlekkingsstest ved L/S=10, Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet TA2231/2007)

f_{susp} = fraksjon suspendert (sedimentfraksjon < 2µm, måles)

$A_{mudring}$ = totalt sedimentareal som mudres (m²).

4.4 Transport via opptak i organismer

Spredning som følge av opptak i bunnfauna og videre transport i næringskjeden (F_{org}) kan beregnes ut fra vevskonsentrasjon av miljøgifter i potensielle byttedyr (C_{bio}) og et estimat av hvor mye av denne bunndyrbiomassen som spises av predatorene. Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes.

$$F_{org} = \frac{C_{bio}}{OC_{cbio}} (OC_{sed} \cdot (1-d) - OC_{resp}) \cdot 1/1000 \quad (5)$$

F_{org} = spredning som følge av opptak i organismer (mg/m²/år)

C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v., måles eller beregnes)

OC_{cbio} = mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse (0,25 g/g t.v.)

OC_{sed} = organisk karbontilførsel til sedimentet utenfra (200 g/m²/år)

d = fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes (0,47 g/g)

OC_{resp} = organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet (31 g/m²/år)

Dersom det ikke foreligger målte vevskonsentrasjoner i bunnfaunaen kan denne beregnes som følger.

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} \cdot BCF_{fisk} \cdot 5}{K_d} \quad (6)$$

C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)

BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk (l/kg v.v., stoffavhengig, multipliseres med 5 for omregning til tørrvekt som er ca. 20% av våtvekt)

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg, stoffavhengig og justeres for innhold av organisk karbon i sedimentet).

I de tilfellene der bunnfaunaen er fjernet som følge av tiltaket vil C_{bio} , d og OC_{resp} reduseres. I praksis vil C_{bio} være 0 (ingen fauna) og derved vil også den beregnede spredningen (F_{org}) være 0 mens tiltaket foregår, deretter forventes at bunnfauna kommer tilbake igjen.

4.5 Transport som følge av porevannsutpressing ved deponering

Volum porevann som presses ut estimeres fra måling og beregning av konsolideringsforløp. Mengden miljøgifter via denne spredningsmekanismen beregnes deretter fra målte konsentrasjoner i porevann.

$$F_{porevann} = \frac{U}{A_{sed}} = \frac{V_{pv} \cdot C_{pv}}{A_{sed}} \quad (7)$$

der:

U = Mengde miljøgift som utpresses fra et deponi for mudremasser (g)

V_{pv} = Volum utpresset porevann, vil være avhengig av in situ mudringsvolum og massesammensetning (m^3)

C_{pv} = Konsentrasjon av en miljøgift i porevannet (g/m^3)

A_{sed} = totalt sedimentareal det gjøres tiltak på (m^2 , beregnes fra kart)

Porevannsutpressing vil vanligvis være en engangshendelse under og etter gjennomføringen av tiltak og opphøre etter at massene er konsolidert.

I et strandkanteponi vil porevannet som presses ut av mudremassene drenere gjennom en permeabel barriere der partikulært materiale holdes tilbake i et sandfilter eller geomembran. Vannet med løste miljøgifter renner tilbake til fjorden. Total mengde miljøgifter som spres er tilsvarende U i ligning 7. For å bestemme bidraget til miljøgiftbudsjettet kan dette normaliseres i forhold til sediment arealet som mudremassene stammer fra.

4.6 Transport via vannutskifting

For miljøbudsjettet er bare bidraget fra sedimentene til vannmassene avgjørende for å bestemme spredningen. Føring av miljøgiftregnskap vil man ofte basere seg på målte konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene. Beregning av gjennomsnittlig miljøgiftfluks utav selve tiltaksområdet som følge av vannutskifting kan gjøres på basis av informasjon om vannmassenes volum og oppholdstid (formel 8). Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes.

$$F_{\text{utskifting}} = \frac{C_{sv} \cdot V_{sjø}}{t_r} \quad (8)$$

C_{sv} = konsentrasjon i vannmassene ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{l}$)

$V_{sjø}$ = vannvolumet over sedimentet (m^3 , beregnes fra areal og dyp)

t_r = oppholdstid av vannet i sedimentområdet (0,02 år)

Oppholdstiden t_r er svært variabel og bør beregnes på basis av lokale målinger. Dersom det mangler måledata, kan konsentrasjonen i sjøvann beregnes etter formel 9

$$C_{sv} = \frac{(F_{\text{tot}} - F_{\text{org}}) \cdot A_{\text{sed}} \cdot t_r}{V_{sjø}} = \frac{F_{\text{tot}} - F_{\text{org}}}{d_{sjø}} \cdot t_r \quad (9)$$

A_{sed} = totalt sedimentareal det gjøres tiltak på (m^2 , beregnes fra kart)

$d_{sjø}$ = gjennomsnittlig vanddyb i sedimentområdet (m, måles)

Ved en likevektstilstand der C_{sv} ansees å være konstant, vil spredningen ut av tiltaksområdet være lik spredningen fra sedimentene til vannet over tiltaksområdet. Fluksen med vannmassene ut kan da beregnes som vist i ligning 8.

En slik fluksberegning er imidlertid en sterk forenkling av virkeligheten og gjelder bare over grenseflaten for vannmassene over selve tiltaksområdets.

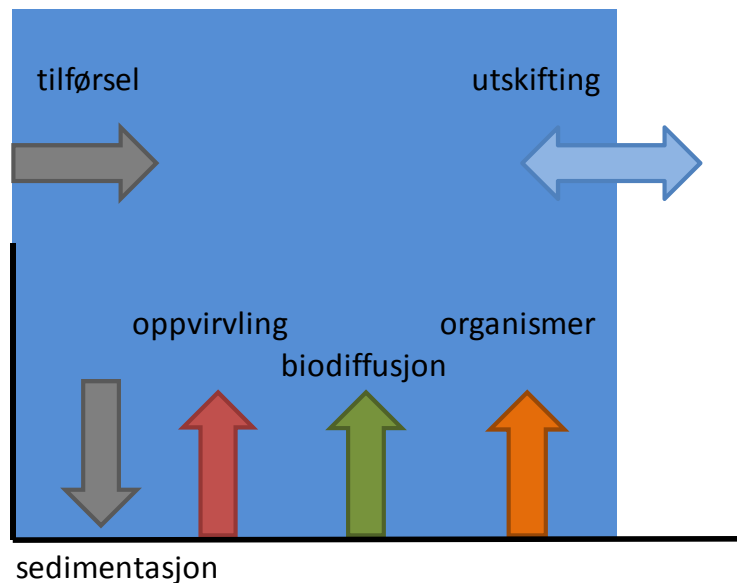
4.7 Håndtering av usikkerhet

Transportberegningene i risikoverktøyet omfatter ikke estimat av usikkerheten i beregningene, og vil derfor heller ikke angi usikkerheten i budsjettberegningene. Et gjennomgående prinsipp i risikovurderingen er at usikkerheten møtes ved å velge konservative verdier for de parametrene som inngår i formelverket og som ikke direkte måles.

Denne ensidigheten innebærer en stor sannsynlighet for at fluksene ut av sedimentet overestimeres, derved også den reelle risiko forbundet med et sedimentområde og følgelig nytten av å gjennomføre sedimenttiltak. Formelverket viser også at ved et gitt sett av parameterverdier vil overestimeringen være ulik for de ulike fluksberegningene og for ulike stoffer. Dette innebærer konservatisme, dvs. at en større usikkerhet i parameteren vil føre til et dårligere resultat.

Fluksberegningene i risikoverktøyet anvender ca 15 parametre med målte eller antatte verdier. Spennvidden av parameterverdier er angitt og den generelle usikkerheten i disse er klassifisert kvalitativt som liten, moderat og stor. På basis av dette er det gjennomført en følsomhetsanalyse (Saloranta et al. 2011) som viser hvor følsomme verktøyets ulike fluksberegninger er for variasjon i de valgte parameterverdiene. Analysen er gjort på basis av 100 000 simuleringer i en modell som omfatter formelverket i Trinn 2A til

risikovurderingen (SFT, 2007). Den dekker miljøgiftfluksen representert ved de 4 fargede pilene i figur 12 samt F_{tot} . Modellberegningene er gjort for enkeltstoffene kvikksølv (Hg), lindan (γ -HCH), benzo(a)pyren (BaP) og polyklorbifenyyl (PCB-153) og for de tre havnekategoriene nevnt i veilederen. Videre er 3 ulike størrelser på sedimentområdet inkludert (0.1, 1 og 10 km²). Ulike kombinasjoner av verdier innenfor angitt område er brukt for hver av de 15 parametrene.



Figur 12. Spredningsprosesser omfattet av usikkerhetsbetrakningen.

Som forventet ble det funnet at følsomheten for ulike parametre varierte med type miljøgift og hvilken fluks man estimerte. Alle fluksestimaterne var likevel mest følsomme for verdien av de samme 5 parametrene (Tabell 4).

Tabell 4 Oversikt over parametre som har størst innvirkning på spredningsberegninger (Saloranta et al., 2011).

Parameter	Beskrivelse
OC_{sed}	naturlig fluks av organisk karbon til sedimentet som påvirker opptak i bentiske organismer
a	faktor for økt diffusjon som følge av bioturbasjon
K_d	fordelingskoeffisienten mellom sediment og porevann
BCF_{fisk}	Biokonsentrasjonsfaktoren, fordelingskoeffisient mellom vann og organismer
m_{sed}	mengde resuspendert sediment grunnet skipstrafikk, mengde finstoff

For disse parametre vil det derfor være naturlig å anvende mest mulig stedsspesifikke verdier for å redusere usikkerheten i et miljøgiftbudsjett. Det kan også være behov for å etablere stedsspesifikke verdier separat for de ulike fasene i et tiltak. Dette er spesielt

aktuelt for a , K_d og m_{sed} . Ved tildekking introduseres et nytt materiale til sedimentet og det kan være behov for å måle K_d for selve tildekkingsmassen på forhånd.

For de øvrige 10 parametrene som inngår i spredningsberegningene og som likevel ikke måles direkte, viste følsomhetsanalysen at man bør kunne bruke estimerte verdier innenfor det angitte verdi intervallet uten å øke usikkerheten i spredningsberegninger eller miljøgiftbudsjettet blir uakseptabelt. Det anbefales likevel at man i størst mulig grad baserer miljøgiftbudsjettet på lokale parameterverdier.

Summering av ulike flukser med ulik grad av usikkerhet eller konservatisme vil kunne ha en stor innvirkning på miljøgiftbudsjettet. Ved stor konservatisme vil en stor usikkerhet føre til en stor spredning under og etter tiltaket og dermed en lavere miljøgevinst. En for konservativ tilnærming vil gjøre det vanskelig å sammenligne ulike tiltaksmetoder, som kan bedre gjøres med et beste estimat.

5. Føring av miljøgiftregnskap

5.1 Før tiltak

For å kunne følge opp miljøgiftbudsjettet og kontrollere i hvilken grad det holdes, bør det føres et miljøgiftregnskap. Dette forutsetter en miljøovervåking i felt som genererer data som er egnet til å estimere miljøgiftspredningen under og etter tiltak. Dette vil først og fremst være miljøgiftinnholdet i vann og suspendert partikulært materiale, som bestemmes før tiltaket starter og ved en referansestasjon mens tiltaket foregår. Omfanget av overvåkingen vil være avhengig av størrelse på arealet som miljøgiftbudsjettet skal dekke. Som et minimum bør 3 overvåkingsstasjoner inngå i tillegg til referansestasjonen. Dette sikrer en bedre innsikt i den naturlige variasjonen både i tid og rom. Klart adskilte delområder bør overvåkes separat.

Forurensning i vannmassene bestemmes typisk ved hjelp av:

- Turbiditetsmålinger
- Analyse av vannprøver
- Analyse av passive prøvetakere
- Sedimentfeller

Regnskapet vil ha til hensikt å måle merbelastningen under tiltak og miljøgevinsten etter tiltak, slik det er skissert i Figur 1 og 2. Regnskapet bør kunne måle den reelle spredningen før, under og etter et tiltak i forhold til miljøgiftbudsjettet. For å kunne beregne total miljøgevinst, må man også beregne hva spredningen ville vært over tid dersom tiltaket ikke hadde blitt gjennomført. En del kjemiske parametere vil være påvirket av årstiden. Ved langvarige tiltak bør det foreligge informasjon om sesongmessige variasjoner for å kunne skille ut bidraget fra tiltaksarbeider.

5.2 Under tiltak

Innholdet av miljøgifter i vannmassene vil være et resultat av tilførsler fra alle mekanismer som gir spredning under tiltaket. Forurensning i vannmassene bestemmes ved hjelp av de ovennevnte metoder.

For å beregne nettospredningen under tiltak, må man ta hensyn til forurensningssituasjonen før tiltaket kom i gang.

Turbiditetsmålinger er godt egnet til kontinuerlig overvåkning av partikkel-mengden i vannmassene og kan gi resultater på minutt eller times skala. For å bruke turbiditetsmåling i miljøregnskapet forutsettes at det etableres en sammenheng mellom turbiditet og konsentrasjon av suspenderte miljøgifter i vann.

Vannprøver gir et kortsiktig bilde av forurensningssituasjonen (times skala) og det kan i mange tilfeller være vanskelig å måle lave nok konsentrasjoner ved vannprøvetaking. Dette er et spesifikt problem med persistente organiske forbindelser som har veldig lav vannløselighet. De lar seg bedre måle med passive prøvetakere.

Passive prøvetakere gir et tidsintegrert bilde av konsentrasjonen av løste forbindelser i en 3 til 6 ukers periode. De egner seg godt for å måle svært lave konsentrasjoner i vann av bla persistente organiske forbindelser.

Sedimentfeller gjør det mulig å bestemme mengde og kvaliteten av suspendert sediment som transporteres ut av tiltaksområdet. Disse målingene vil typisk gi et bilde av akkumulert spredning i partikulær form i løpet av en 4 til 8 ukers periode.

Når konsentrasjonen i vannmassene (gjerne som funksjon av tid) under tiltaket er etablert, kan spredningen beregnes ved å multiplisere konsentrasjonen med det volum vann som transporteres ut av området per tidsenhet. Dette forutsetter at vannutskiftningen i området er kjent. Det kan derfor være aktuelt å overvåke for eksempel strømhastigheter for å kunne estimere vannutskiftning som funksjon av tiden.

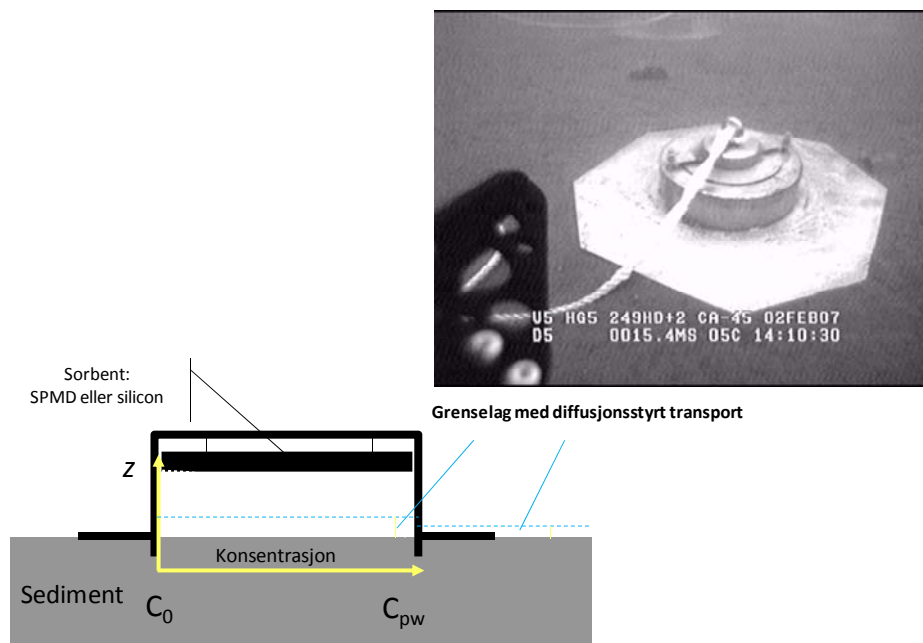
5.3 Etter tiltak

Etter tiltak vil fokus igjen være på spredning av forurensning fra sediment til vannmassene over. De samme målemetodene som i tiltaksfasen bør anvendes såfremt det er mulig. Aktuelle metoder er:

- Turbiditetsmålinger
- Analyse av vannprøver
- Analyse av passive prøvetakere
- Sedimentfeller

Spredningen kan også måles direkte ved å bruke flukskammer med sorbent for de aktuelle miljøgiftene som er beskrevet i Eek et al. 2010 (Figur 13). Denne metoden kan anvendes til å bestemme miljøgiftspredning før og etter at tiltaket er gjennomført.

Som et alternativ kan den nye spredningen beregnes ved å måle konsentrasjon i sedimentene eller porevannet etter tiltaket. Disse målingene vil danne grunnlaget for spredningsberegningen beskrevet i kapittel 4. Slike spredningsberegninger vil likevel være mindre pålitelige som kontroll av budsjettet enn direkte målinger.



Figur 13 Flukskammer for måling av spredning av organiske miljøgifter fra sediment til vannfasen (Eek et al 2010).

5.4 Kvantifiseringsbehov

For å kunne føre et miljøgiftregnskap er det viktig at det velges egnede analysemetoder for å analysere de valgte parametre i vann, suspendert materiale og sediment. Det er avgjørende at de samme ekstraksjons- og analysemetodene som ble brukt til å etablere miljøgiftbudsjettet også anvendes for å føre miljøgiftregnskapet. Følgende faktorer er ansett som kritiske:

- Deteksjonsgrense: Dersom analysemetodene har en for høy deteksjons-grense, vil man ikke ha tilstrekkelig data til å føre regnskap. Man kan bruke halv deteksjonsgrense som en kvantitativ måleverdi. Dette kan imidlertid føre til urealistisk høye spredningsberegninger. Valg av passive prøvetakere vil ofte medføre lavere deteksjonsgrenser.
- Enkelte målinger vil være egnet til å kvantifisere enkelte hendelser, men vil gjøre det vanskelig å beskrive den langsiktige utviklingen i konsentrasjonen og spredningen. Sedimentfeller og passive prøvetakere vil være egnet til å gi et integrert bilde over tid.
- Ekstraksjonsmetoder som anvendes vil kunne ha en stor effekt på konsentrasjonen som måles. Dette gjelder spesielt organiske forurensninger i suspendert materiale og sediment.

For nærmere informasjon om egnede analyse metoder henvises til bakgrunnsdokument til veilederen for risikovurdering av forurenset sediment (Vedlegg A2 - Prøvetakings- og analysemetoder for risikovurdering og miljøkvalitetsklassifisering av forurensede marine sedimenter, TA-2231/2007).

6. Anvendelsesmuligheter av miljøgiftbudsjett og regnskap i forvaltningen

6.1 Anvendelsesområder

Miljøgiftbudsjett er egnet som et forvaltningsverktøy i alle tre faser av et tiltaksprosjekt i forurensede sedimenter:

- Planlegging av tiltak
- Gjennomføring av tiltak
- Etter avslutning av tiltak

6.2 Miljøgiftbudsjett som verktøy ved planlegging av tiltak

Gjennom et miljøgiftbudsjett er det mulig å sammenligne ulike tiltaksalternativer i forhold til hvor mye reduksjon i forurensningsspredning som kan oppnås både på kort og lang sikt. Dette gjør det mulig å sette den maksimale oppnåelige miljøeffekten i forhold til kostnader og samfunnsnytte for tiltaket. Ved tiltak som ikke gjennomføres av miljøhensyn, vil miljøgiftbudsjettet kunne brukes til å velge en gjennomføringsmetode som fører til minst mulig spredning av miljøgifter.

Miljøgiftbudsjettet som foreslått her egner seg ikke til å estimere total mengde forurensning som er omfattet av tiltaket, bare endringen i spredningen til miljøet, men kan være velegnet til å gi årlige utslippstall for et sjøbunnareal.

Miljøgiftbudsjettet vil også gjøre det mulig å vurdere usikkerheter ved tiltaksplanen. Dersom spredning i gjennomføringsfasen er relativt stor i forhold til miljønytt etter at tiltaket er avsluttet, vil dette føre til en lang tidsperiode (for eksempel > 10 år) før tiltaket vil ha en netto positiv effekt på miljøet. Noen usikkerheter ved gjennomføringen vil da fort kunne føre til at netto tiltaksgevinst blir negativ i lang tid fremover og muligens aldri positiv i forhold til den naturlige forbedringen.

Miljøgiftbudsjett kan settes opp i forhold til bestemte tidspunkt; dette vil være avhengig av den aktuelle tiltaksmetoden. For mudring og tildekking vil det være mulig å registrere en relativt momentan endring, mens det ved bruk av tynn tildekking, bruk av sorbenter eller naturlig remediering vil kunne ta lang tid (år) før forbedringen kan påvises. Som et minimum bør miljøgiftbudsjettet dekke perioden inntil spredning i tiltaksfasen er tjent inn igjen, men det ville være naturlig å vurdere et 10-års perspektiv.

6.3 Miljøgiftbudsjett og regnskap under gjennomføring av tiltak

Under gjennomføring av tiltaket vil først og fremst miljøgiftregnskapet være et viktig forvaltningsverktøy. Regnskapet bør vise hvor mye av budsjettet som er ”brukt opp” til evalueringstidspunktet. Ut fra dette vil man i en tidlig fase av tiltaksprosjektet kunne gjøre en prognose for om budsjettet vil holde. Miljøgiftregnskapet vil også gi viktig innspill til forbedringspotensiell i gjennomføring av tiltak

Dersom regnskapet viser signifikante avvik fra miljøgiftbudsjettet vil budsjettet kunne revideres. Dette kan være tilfelle dersom det viser seg at budsjettet ikke omfattet alle spredningsprosesser som observeres under gjennomføringen. I dette tilfelle må forventet miljøeffektivitet vurderes på nytt.

Uforutsette hendelser kan føre til et raskere ”forbruk” enn det budsjettet beskriver. Behov for og omfang av avbøtende tiltak eller endring i gjennomføringsmåte kan vurderes i forhold til muligheten til å ”tjene inn” tapet i forhold til budsjettet. Korrigerende tiltak vil da kunne settes inn i forhold til de spredningsprosesser som har vist størst bidrag til miljøgiftregnskapet.

6.4 Miljøgiftbudsjett og regnskap etter tiltak

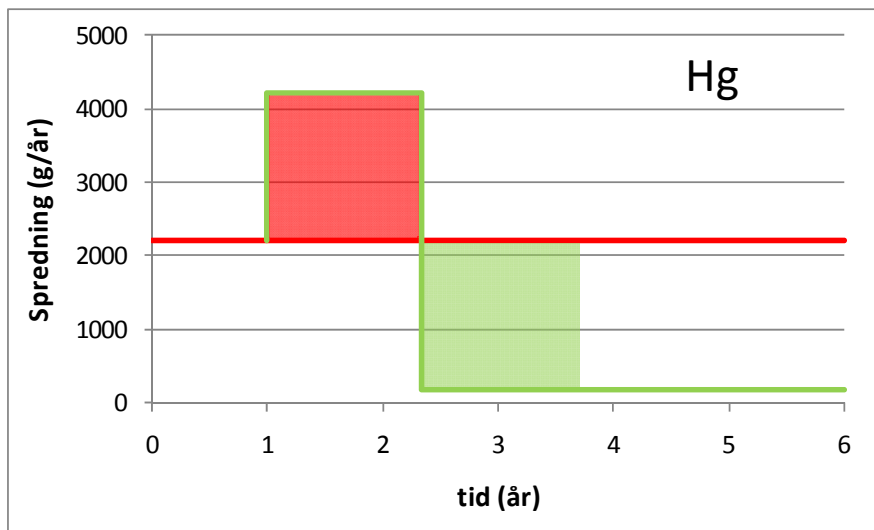
Etter at tiltaket er ferdigstilt kan miljøgiftregnskapet brukes for å vurdere om miljøgiftbudsjettet er overholdt. Miljøgiftregnskapet ser på hver miljøgift separat. Det vil derfor kunne variere mellom de forskjellige miljøgiftene om budsjettet er overholdt. Dette forutsetter implementering av et miljøovervåkingsprogram. Dersom det skulle oppstå overskridelser kan det vurderes hvilke konsekvenser dette har i forhold til tiltakseffektiviteten. Dersom det oppstår alvorlige overskridelser av budsjettet kan behovet for supplerende tiltak vurderes i forhold til potensialet til å redusere ”inntjeningstiden”.

6.5 Eksempel fra Oslo Havn

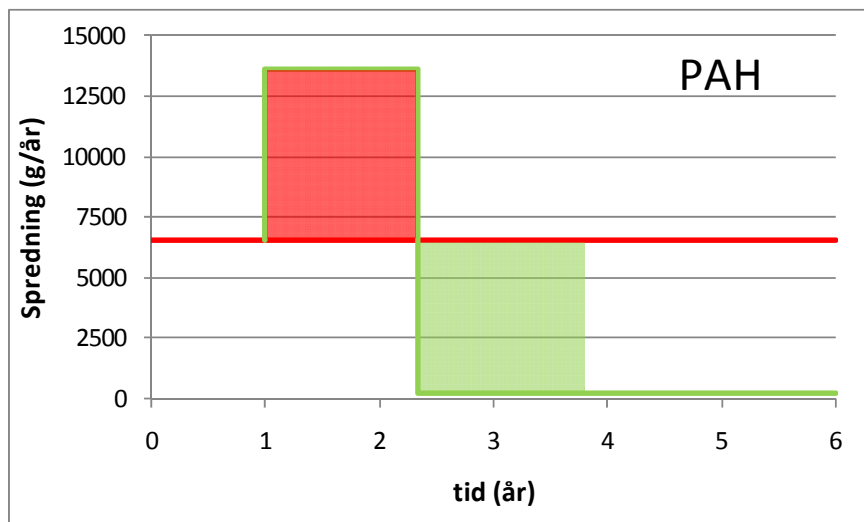
Miljøgiftbudsjettet som ble utarbeidet for tiltaket i Oslo Havn vises i tabell 3. Budsjettet er basert på en analyse av aktuelle miljøgifttransport mekanismer i tiltaks og deponeringsområdet. Budsjettet inneholder poster for transport prosesser som var aktuelle både før og etter tiltak, som for eksempel biodiffusjon fra sedimentene. Disse prosesser ble uttrykt som gram pr. år. Spredning under tiltaksfasen var en engangshendelse som ble uttrykt som totalt antall gram for tiltaksfasen som var satt til 16 måneder i budsjettet. Dette gjaldt spesielt oppvirvling under mudring og deponering og porevannsutpressing. Miljøgiftbudsjettet for kvikksølv og PAH er grafisk vist i figur 14a og b.

Tabell 5 viser tallgrunnlaget til figurene der spredning i nå-tilstand definerer den røde streken (eks. Hg: 2206 g/år). Spredning under tiltak er bestemt av total spredning under tiltak og varigheten av tiltaket (eks Hg: 5632 g/16 måneder = 4224 g/år) og forventet spredning etter tiltaket definerer den grønne streken (eks. Hg: 177 g/år).

Figurene viser tydelig at basert på miljøgiftbudsjettet forventer man en inntjeningstid for spredning i tiltaksfasen på ca. 1,5 år. En detaljert beskrivelse av grunnlaget for miljøgiftbudsjettet som ble utarbeidet for Oslo Havn er gitt i søknad om etablering av dypvannsdeponi (Vedlegg A, Oslo Havn, 2005).



Figur 14a Miljøgiftbudsjettet for kvikksølv i Oslo Havn.



Figur 14b Miljøgiftbudsjettet for PAH i Oslo Havn.

Tabell 5 Miljøgiftbudsjettet for tiltaket i Oslohavn (Oslo Havn, 2005)

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	PCB ₇
Diffusjon fra sediment i områder som skal mudres (g/år)	288	176	20 252	457	145
Oppvirvling pga propellersosjon i områder som skal mudres (g/år)	1 167	2 020	119 449	5 250	87
Diffusjon fra sediment i deponiområdet i nå-tilstand (g/år)	26	10	325	822	5,2
Sum spredning ved nå-tilstand (g/år)	1 481	2 206	140 026	6 529	237
Oppvirvling under mudring (g)	1 551	2 472	146 761	6 341	79
Oppvirvling under deponering (g)	6 700	79	27 000	3 700	6
Porevannsutpressing (g)	63	32	3 390	145	55
Diffusjon fra sediment i mudringsområder (g)	384	235	27 003	610	193
Oppvirvling i mudringsområder grunnet propellersosjon (g)	1 556	2 693	159 265	7 000	116
Diffusjon fra sediment i deponiområdet (g)	198	121	13 898	314	99
Sum spredning under tiltak (g)	10 452	5 632	377 317	18 110	548
Spredning fra mudrede områder etter tiltak (g/år)	<i>320</i>	<i>176</i>	<i>39 116</i>	<i>228</i>	<i>11,6</i>
Spredning fra deponiområdet etter tiltak (g/år)	<i>0,99</i>	<i>0,61</i>	<i>69,5</i>	<i>1,57</i>	<i>0,50</i>
Sum spredning etter tiltak (g/år)	321	177	39 186	230	12

Under gjennomføring av prosjektet har det blitt ført miljøgiftregnskap for dypvannsdeponiet ved Malmøykalven. Regnskapet var basert på kvantifisering av transport av løste eller partikkelbundne stoffer fra dype vannmasser til vannmasser over terskeldyp på 43 m. Miljøgiftregnskapet er basert på at eventuell spredning hovedsakelig vil skje ved:

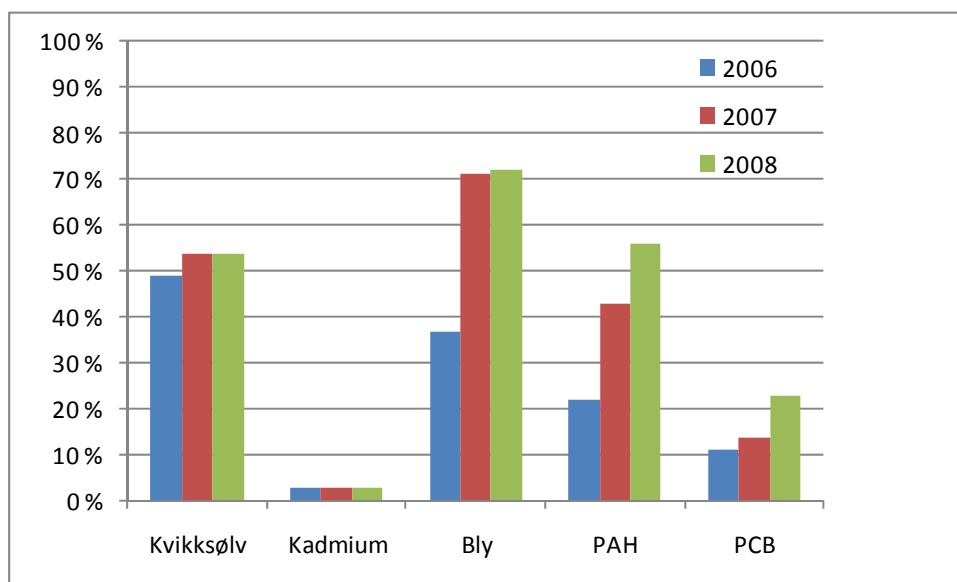
- Turbulent diffusjon, spredning ved at dypere vannmasser og overliggende vannmasser bytter plass.
 - dekker spredning via oppvirvling under nedføring, porevannsutpressing samt diffusjon fra sediment i deponiområdet
- Transport ut av deponiområdet med vannmasser som skiftes ut i dypvannsutskiftninger
 - bokføres i miljøgiftregnskapet da nedføring av mudrede masser har pågått i samme tidsrom som dypvannsutskifting har funnet sted

Miljøgiftregnskapet var basert på kjemiske analyseresultater fra vannprøver tatt regelmessig innenfor og utenfor deponiområdet, samt vannprøver tatt i forbindelse med episoder med forhøyet turbiditet. Samtlige vannprøver inkluderte både løste og

partikkelbundne stoffer. Dersom et stoff ikke ble påvist i de kjemiske analysene, hvilket betydde at konsentrasjonen var lavere enn kvantifiseringsgrensen, ble halvparten av kvantifiseringsgrensen benyttet som inngangsdata i miljøgiftregnskapet. Dette hadde stor innvirkning på regnskapet for kvikksølv da det innledningsvis ble brukt en analysemetode med en for høy deteksjonsgrense (Figur 14).

Ved dypvannsutskiftning ble det antatt at hele vannmassen (17,1 mill m³) hadde blitt fullstendig skiftet ut. Dette var meget konservativt da de inntrufne dypvannsutskiftningene bare omfattet en del av vannvolumet over dypvannsdeponiet.

I løpet av tiltaksperioden fra februar 2006 frem til oktober 2008 ble miljøgiftregnskapet ført omtrent hvert halvår. Regnskapet viste registrert spredning i rapporteringsperioden samt akkumulert spredning siden prosjektstart. Spredningen kan uttrykkes både som gram av de ulike forbindelser og som prosent av miljøgiftbudsjettet (Figur 15).



Figur 15 Miljøgiftregnskap for dypvannsdeponiet ved Malmøykalven for perioden februar 2006 til oktober 2008 i forhold til tillatelsen som tilsvarer 100 %.

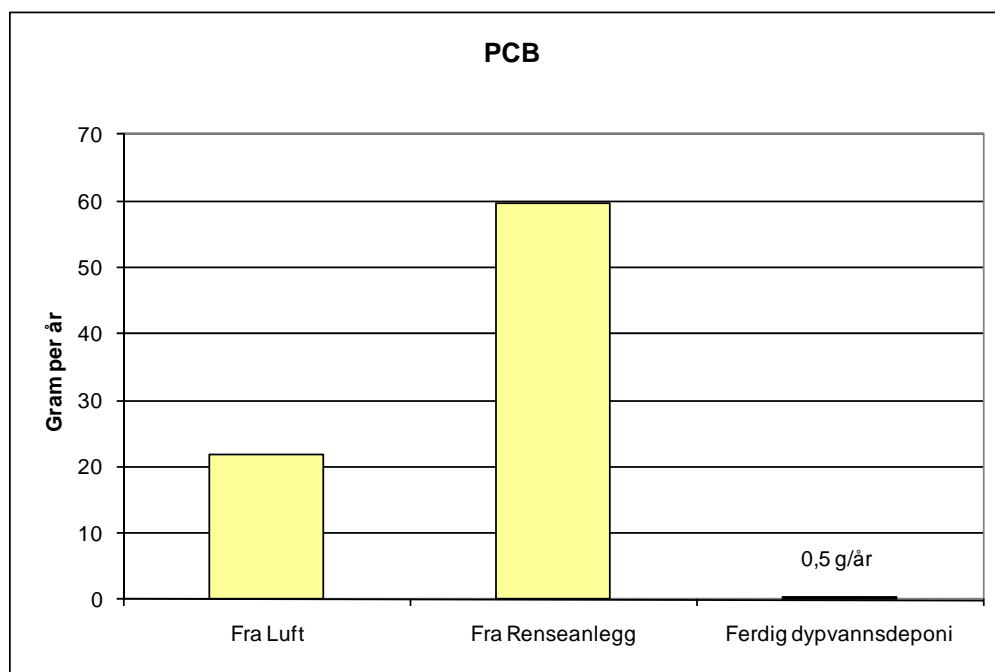
6.6 Formidling og presentasjonsformer

I planleggingsfasen kan et miljøgiftbudsjett brukes overfor interessegrupper til å sammenligne effekten av ulike tiltaksalternativer. Miljøgevinsten kan sammenstilles i forhold til forventet resultat og økonomiske konsekvenser. Et viktig aspekt med miljøgiftbudsjettet er å formidle at det ikke finnes et "null" budsjett. Det vil alltid være noe form for spredning selv om det oppnås en meget høy effekt av tiltaket som gjennomføres.

Miljøgiftregnskapet kan også være et godt instrument til å formidle resultatene av tiltaksgjennomføringen. Miljøgiftregnskapet kan uttrykkes på ulike måter:

- Den enkleste presentasjonsmåte ville være å vise prosent avvik i forhold til budsjettet på bestemte tidspunkter i gjennomføringen (figur 15).
- Reduksjon i spredning kan også uttrykkes som gram per år i en grafisk form som vist for Oslo Havn (figur 14a, b).
- Miljøgevinsten kan uttrykkes som: "Så mye miljøgifter (x, y, z...) har tiltaket hindret utlekking av årlig". Eksempelvis vil tiltak i Oslo Havn gi en årlig reduksjon av spredning på 2 kg Hg, 6 kg PAH og 100 kg Pb (tabell 5).

I en større sammenheng kan miljøgiftbudsjettet for sedimentene sammenlignes med andre aktive kilder til miljøgifter i resipienten. I Oslo Havn er dette vist for Bekkelagsbasenget det både atmosfærisk nedfall og avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg bidro til miljøgifttransport til området (figur 16). Til sammenligning var spredning av PCB fra indre Oslo havn før tiltak beregnet til 237 g/år (tabell 5).



Figur 16 Bidrag av ulike kilder til PCB transport til Bekkelagsbasenget

7. Oppsummering

Prosjektet har tatt utgangspunkt i 7 spørsmål formulert av Klif, som har blitt utredet i denne rapporten. I det følgende oppsummeres resultatene av utredningen i form av korte svar til de grunnleggende spørsmål for prosjektet:

1. Hvilken informasjon trenger en tiltakshaver for å kunne sette opp et miljøgiftbudsjett og dokumentere at det følges opp?

Et miljøgiftbudsjett kan settes opp basert på informasjon om miljøgifter i sedimentene, utbredelse/areal, bunntopografi og skipsaktiviteter i området. Dette er informasjon som samles inn i forbindelse med en risikovurdering i henhold til TA-2802/2011. Videre trengs det informasjon om type tiltak som planlegges og de aktuelle metoder som skal anvendes. Informasjonsbehovet er nærmere beskrevet i vedlegg B.

For å dokumentere at miljøgiftbudsjettet følges må det føres et miljøgiftregnskap som er basert på et omfattende overvåkingsprogram som omfatter måling av vannkvalitet og suspendert materiale. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.

2. Hvordan kan den forventede spredningen under tiltaksfasen beregnes og hvilke forutsetninger legges til grunn?

De grunnleggende spredningsprosesser vil være de samme for de ulike tiltaksmetodene, men omfanget av bidraget til total spredningen vil variere. Rapporten beskriver de viktigste prosesser som styrer miljøgiftspredning ved tildekking, mudring og deponering samt enkle beregningsmetoder. Disse er:

- *Biodiffusjon, som følge av molekylær diffusjon og omrøring av sedimentene av bunnlevende organismer.*
- *Oppvirvling, som følge av båtpropeller, mudringsaktiviteter eller ved deponering.*
- *Opptak i organismer som lever på sjøbunnen.*
- *Utpressing av porevann ved deponering og tildekking.*

Forutsetningen for spredningsberegning er at forurensningen følger likevektsbetraktninger og fordelingen mellom sediment, porevann og overflatevann som ligger til grunn for veilederen for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011). Videre skal det gjøres en steds spesifikk utredning av mudrings- og deponeringsmetodene som er planlagt anvendt (kapittel 4.3 og 4.5).

3. Hvilken struktur skal et miljøgiftbudsjett ha for at det skal være et egnet verktøy?

Et miljøgiftbudsjett kan deles inn etter de ulike tiltaksfaser; før tiltak, under tiltak og etter tiltak. Hvert delbudsjett deles inn etter spredningsprosess/spredningsvei i de ulike faser av prosjektet. Miljøbudsjett skal utarbeides separat for hver miljøgift som ønskes vurdert. Et eksempel for Oslo Havn er vist i tabell 5.

4. Hva slags forundersøkelser trengs og hvilke arealmessige avgrensninger og inndelinger bør velges for å lage et budsjett?

Forundersøkelser skal som et minimum gi svar på konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene og i vannfasen, utbredelse/areal, bunntopografi og skipsaktiviteter i området for å dekke mulige spredningsmekanismer. Dette er forundersøkelser som samsvarer med kravene til risikovurdering for forurenset sediment TA-2802/2011. Også arealinndeling er nærmere omtalt der. Dersom mudring inngår som et tiltak bør vertikal utbredelse av forurensning grundig kartlegges ved hjelp av sedimentkjerner. Dette gjør det mulig å estimere mengde mudret masse som skal håndteres.

5. Hvordan kan miljøgiftbudsjettet følges opp og hvilke metoder egner seg for å verifisere at det overholdes?

Oppfølging av miljøgiftbudsjettet forutsetter at det føres et miljøgift-regnskap som baserer seg på miljøovervåkingsresultater. Overvåkingen bør som et minimum omfatte analyse av miljøgiftkonsentrasjoner i vann, suspendert materiale samt turbiditet rett over eller i randsonen av tiltaksområdet. Dette gjelder både før under og etter tiltaket (kapittel 5).

6. Hva slags erfaringer har man oppnådd med tilsvarende verktøy nasjonalt og internasjonalt?

Nasjonalt har verktøyet bare blitt brukt ved strankantdeponiet i Gunnekleiv fjorden og prosjektet Ren Oslofjord, men deler av tankegangen rundt kvantifisering av ulike spredningsprosesser har vært del av tiltaksplanarbeidet i flere prosjekter. Internasjonalt har håndtering av borekaks fra offshorevirksomheten basert seg på en tilsvarende kvantifisering av mengde miljøgifter som blir spredd.

7. Hvor ligger usikkerheten i systemet og hvordan kan den reduseres?

Hovedusikkerheten i systemet for å etablere et miljøgiftbudsjett ligger i de 15 ulike parametre som brukes til å estimere spredning ved etablering av miljøgift budsjettet. Denne usikkerheten er i overensstemmelse med usikkerheten i risikovurdering av forurensete sedimenter. En usikkerhetsanalyse viser at det er 5 parametre som har stor innvirkning på budsjettet (kapittel 4.7). Av disse er det 4 parametre som egner seg for stedsspesifikke analyser:

- OC sed, organisk karbon innhold i sedimentene er en standard analyse.

- K_d : fordelingskoeffisienten mellom sediment og porevann (kan bestemmes ved hjelp av porevannsanalyser).
- BCF_{fisk} : Biokonsentrasjonsfaktoren, fordelingskoeffisient mellom vann og organismer (kan bestemmes ved å analysere nivå i fisk)
- m_{sed} ; $m_{mudring}$: mengde resuspendert sediment grunnet skipstrafikk eller mudring (kan bestemmes ved hjelp av turbiditetsmålinger og sedimentfelleundersøkelser).

Avhengig av omfanget av prosjektet vil usikkerheten kunne reduseres ved mer omfattende forundersøkelser i felt og lab.

8. Referanser

- Bakke T. Källqvist T. Ruus A. Breedveld GD. Hylland K. 2010. Development of sediment quality criteria in Norway. *J Soils Sediments*. 10, 172-178
- Bjerkeng, B., Schaanning, M., Tobiesen, A. 2002. Opprydding av forurensede sedimenter – Risiko for skadelige effekter på organismer under etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. NIVA teknisk notat, O-21362, datert 05.11.2002. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo, 13 p.
- Breedveld, Gijs D.; Bakke, Torgeir; Eek, Espen; Helland, Aud; Kallqvist, Torsten; Oen, Amy M.P. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Oslo: Statens forurensningstilsyn 2005 45 s.
- Breedveld, Gijs; Skei, Jens; Bakke, Torgeir. Forslag til system for godkjenning av sluttresultat i forbindelse med mudring av forurensede sedimenter. NGI/NIVA Teknisk notat til SFT, 2008-04-18.
- Cornelissen, G; Arp, HPH; Pettersen, A; Hauge, A; Breedveld, Gijs D.. Assessing PAH and PCB emissions from the relocation of harbour sediments using equilibrium passive samplers. *Chemosphere* 2008 ;Volum 72. s. 1581-1587
- Eek, Espen; Pettersen, Arne; Hauge, Audun; Breedveld, Gijs D.; Solberg, A.; Heines, S.U.; Solberg, K.; Lie, S.O. Disposal of contaminated dredged material in a local confined disposal facility, budgeting and accounting of contaminant transport. *Journal of ASTM International* 2006 ;Volum 3.(7) s.
- Eek, E. Cornelissen, G. Breedveld GD. Field Measurement of Diffusional Mass Transfer of HOCs at the Sediment-Water Interface. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44 (17), pp 6752–6759
- Finnveden, G., Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Pages 1-21
- Laugesen, J. Møskeland, T., Kristiansen, B., Grini, R.S., Moseid, M., Emaus, K., Kolltveit, T., Sølvsberg, M. Environmental dredging – does it really get any cleaner? *Proceedings from NORDROCS 2008, Helsinki, Finland*, 4s.
- Magnussen, K., Laugesen, J., Espeset, K., Barton, D., Holst Volden, G., Rostad, O, Tveter, J-E. Hva er nytte og kostnader ved tiltak i sedimenter? Et arbeidsdokument om samfunnsøkonomisk analyse for tiltak i sedimenter. Rapport 2006-024 fra Pilotprosjektet i Trondheim havn, 64s.
- NGI (2003) System for kostnyttevurdering av tiltak i forurenset grunn og forurensede sedimenter. Tiltakseffektivitet basert på spredning av miljøgifter. NGI rapport 20011027-1. Norges Geotekniske Institutt, Oslo. 48 s.

Oen, Amy M.P.; Eek, Espen; Rudolph-Lund, Kim; Hauge, Audun; Breedveld, Gijis D. Evaluating remediation alternatives for contaminated sediments based on cost benefit analyses. International Conference on Remediation of Contaminated Sediments; 2003-09-30 - 2003-10-03

Oslo Havn (2005) Søknad om etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven i Oslo og Nesodden kommuner, samt deponering av forurensede sedimenter. Oslo Havn KF, 30. juni 2005.

Schaanning, M., Bjerkeng, B. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. NIVA rapport 4438-2001. 49 s

Saloranta TM, Ruus A, Borgå K. 2011. Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. Integr Environ Assess Manag. (in press). doi/10.1002/ieam.188/abstract

Systad, I. M., Laugesen, J., Møskeland, T., Winther-Larsen, T. Veileder for håndtering av forurensede sedimenter. Statens forurensningstilsyn, TA-nummer 1979/2003, 58s.

UKOOA (2002) Drill cuttings initiative, phase II, report no. 14900/00

Vedlegg A - Eksempel miljøgiftbudsjett Ren Oslofjord

Dette vedlegget er en kopi av vedlegg A til Søknad om deponering av forurensede sedimenter i dypvannsdeponi, utarbeidet for Oslo Havn KF, NGI rapport nr. 20031649-6, datert 2005-06-29. Informasjonen er ment som et eksempel på hvordan et miljøgiftbudsjett kan utarbeides.

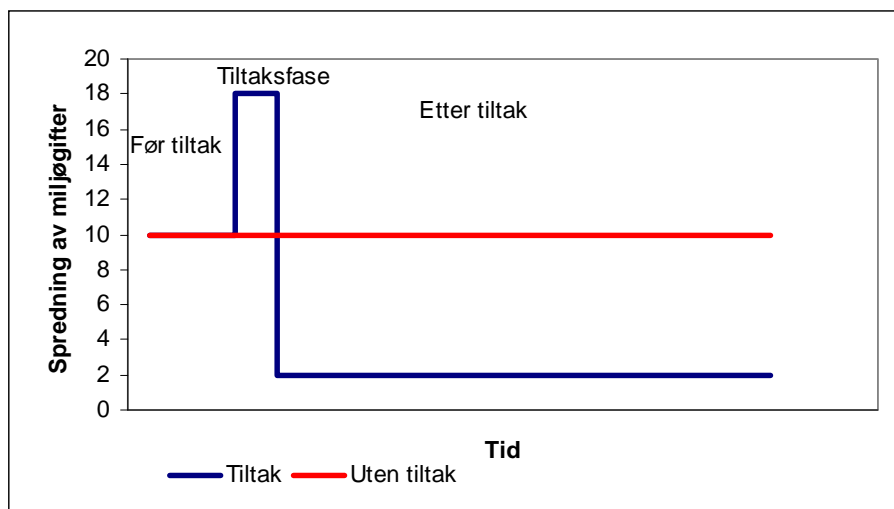
Innhold

1	Innledning	2
2	Metode for å beregne spredning	3
2.1	Oppvirvling	3
2.2	Diffusjon	4
2.3	Porevannsutpressing	5
3	Forutsetninger	5
3.1	Sedimentkonsentrasjon	5
3.2	Porevannskonsentrasjon	7
3.3	Øvrige forutsetninger og inndata	8
4	Spredning før tiltak	9
4.1	Spredning fra forurensede havnesedimenter slik de ligger i dag	10
4.2	Spredning fra sedimenter i deponiområdet slik de ligger i dag	11
5	Spredning under tiltak	11
5.1	Oppvirvling under mudring og deponering	12
5.2	Spredning via porevann	13
5.3	Øvrig spredning i mudrings- og deponeringsområdet under tiltaksfasen	14
6	Spredning etter tiltak	14
6.1	Spredning fra mudrede områder	14
6.2	Spredning fra deponiområdet	16
7	Miljøgevinst	17
8	Konklusjon	20
9	Referanser	21

1 Innledning

Sedimentene i havneområdene og området for ønsket dypvannsdeponi er i dag sterkt til meget sterkt forurenset, og det foregår en transport av forurensninger fra sediment til vannmassen. Hensikten med deponeringen av foruensede sedimenter i dypvannsdeponi, er å redusere negative miljøeffekter av forurensningen slik situasjonen er i dag både i havneområdene og i området hvor dypvannsdeponiet ønskes etablert.

For å vurdere miljøeffekten av tiltaket, i dette tilfellet deponering av foruensede sedimenter i dypvannsdeponi, er det utarbeidet et *miljøbudsjett* som omfatter spredningsmekanismene som vil opptre før, under og etter tiltaket både i områdene som skal mudres og i området hvor sedimentene skal deponeres. I fig. 1 under er det vist et eksempel på hvordan resultatene fra et miljøbudsjett kan presenteres. Under selve tiltaket vil det skje en økning i spredning (blå linje), men etter tiltaket er gjennomført vil spredningen være betydelig lavere enn før. Dersom man ikke utfører tiltaket, vil spredningen fortsette som før (rød linje). I forhold til det gjeldende tiltaket vil altså spredningen under mudringen og deponeringen øke i forhold til dagens situasjon på grunn av inngrep og håndtering av massene. Denne midlertidige økningen vil tjenes inn ved at sterk reduksjon i spredning oppnås etter at tiltaket er gjennomført.



Figur 1 Eksempel på illustrasjon av spredning av en forurensning før, under og etter et gitt tiltak, basert på et miljøbudsjett

I miljøbudsjettet ses det ikke kun på deponiområdet, men også på områdene som skal mudres. Dette da inngrep i disse områdene vil øke spredningen under tiltaket, men også vise en positiv reduksjon i spredning som følge av at forurensning er fjernet. I tab 1 er spredningsmekanismene for de ulike fasene vist.

Tabell 1 Aktuelle spredningsmekanismer før, under og etter tiltaket

	Spredning før tiltaket (nå-situasjon)	Spredning under tiltaket (mudring, deponering og tildekking)	Spredning etter tiltaket (mudrede områder og tildekket deponi)
Områder som skal mudres	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Oppvirvling av forurenset sediment pga. skipstrafikk • Transport av forurensninger via organismer 	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Oppvirvling av forurenset sediment pga. skipstrafikk • Oppvirvling av forurenset sediment pga. mudring • Transport av forurensninger via organismer 	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Oppvirvling av forurenset sediment pga. skipstrafikk • Transport av forurensninger via organismer
Deponi-området	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Transport av forurensninger via organismer 	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Transport av forurensninger via organismer • Oppvirvling av forurenset sediment pga. deponering • Porevannsutpressing 	<ul style="list-style-type: none"> • Diffusjon av forurensning fra sedimenter til vannfase • Transport av forurensninger via organismer

Miljøbudsjettet er satt opp for spredningen av kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), bly (Pb), benzo(a)pyren (b(a)p), polyaromatiske hydrokarboner (PAH₁₆) og klorerte bifenyler (PCB₇). Disse stoffene er valgt da de representerer stoffer med høy konsentrasjon i sedimentene i Oslo havnedistrikt, og utgjør en alvorlig forurensning.

2 Metode for å beregne spredning

SFT har gitt ut en veileder for risikovurdering av forurenset sediment (SFT 2005). I denne er det oppgitt likninger for å beregne spredning av forurensning fra sediment som følge av oppvirvling, diffusjon og transport via organismer. I tillegg er det gjort beregning for utpressing av porevann under deponering. Til denne beregningen er samme metode som i tilleggsutredningen benyttet (NGI og NIVA 2003).

2.1 Oppvirvling

Propellaktivitet knyttet til skipstrafikk vil virvle opp sedimenter som så kan spres via vannfasen. Spredning som følge av oppvirvling på grunn av propellersjon beregnes ut fra antall skipsanløp pr. år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment. I SFTs veileder er det oppgitt en standardverdi for mengde oppvirvlet sediment per skipsanløp lik 400 kg. Denne mengden er basert på data fra sedimentasjonsforsøk (NIVA 1995). Spredning som følge av propellersjon vil ikke være aktuell i områder med vanndybder på mer enn 15 m, da propellaktiviteten ikke vil kunne påvirke bunnsedimentene når avstanden mellom propell og sjøbunn blir stor. Beregningen, som vist i likning 1, er også benyttet ved beregning av oppvirvling som følge av mudring, men da er antall skipsanløp erstattet med antall lekterlass.

$$F_{skip} = 2 \cdot N_{skip} \cdot m_{sed} \cdot C_{sed} \cdot (f_{løst} + f_{susp}) / A_{sed} \quad (1)$$

F_{skip} = spredning som følge av skipstrafikk (mg/m²/år)

N_{skip} = antall skipsanløp pr. år

m_{sed} = mengde oppvirvlet sediment pr. anløp (400 kg)

C_{sed} = sediment konsentrasjon (mg/kg t.v.)

f_{lost} = fraksjon løst stoff ($10/K_d$, der K_d er fordelingskoeffisienten mellom sediment og vann)

f_{susp} = fraksjon suspendert materiale (partikler < 2µm)

A_{sed} = sediment areal (m²)

I beregningene for mudringsområdene er det antatt 2000 skipsanløp per år, hvilket kan ansees som konservativt da reelt antall skipsanløp per år i Oslo havnedistrikt er langt større. Ved å være konservativ i denne beregningen unngår man å overestimere effekten av tiltaket.

2.2 Diffusjon

Dersom det eksisterer konsentrasjonsforskjeller mellom porevannet i sedimentene og vannfasen over, vil forurensning bevege seg fra områder med høy konsentrasjon til områder med lav konsentrasjon for å jevne ut forskjellen, hvilket kalles diffusjonsstyrt transport. I tillegg til den rent kjemiske transporten, vil bunnlevende organismer som graver i sedimentoverflaten (bioturbasjon) bidra til at forurensninger frigis til vannfasen.

Transport via diffusjon er beregnet ved å benytte molekylærdiffusjonen til det aktuelle stoffet korrigert for å ta hensyn til økt transport pga bioturbasjon, og økt diffusjonslengde som følge av poregeometrien. Dette er angitt i likning 2.

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_S \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta x} \cdot 3,15 \cdot 10^8 \quad (2)$$

F_{diff} = Biodiffusjon (mg/m²/år)

n = porøsitet (0,7)

τ = tortuositet (krunglingsfaktor, 3)

a = faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon (10)

D_S = molekylærdiffusjonskoeffisient (cm²/s)

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l)

Δx = diffusjonslengde (cm). Før tildekking vil Δx være 1 cm, etter vil Δx tilsvare tykkelsen av tildekkingen

Porevannskonsentrasjonen kan enten måles eller beregnes fra fordelingskoeffisienten (K_d), som vist i likning 3.

$$C_{pv} = C_{sed}/K_d \quad (3)$$

C_{pv} = porevannskonsentrasjonen av et stoff (mg/l)

C_{sed} = sedimentkonsentrasjonen av et stoff (mg/kg)

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann

2.3 Porevannsutpressing

Under konsolideringsfasen for de forurensede sedimentene i dypvannsdeponiet, vil porevann fra de mudrede massene presses ut. I tillegg vil porevann fra de underliggende sedimentene i deponiområdet presses ut på grunn av økt belastning. Ved å anta at porevannet vil ha samme konsentrasjon som målt eller beregnet porevannskonsentrasjon, kan spredning via porevann beregnes som vist i likning 4.

$$F_{\text{porevann}} = C_{\text{pv}} \times V_{\text{pv}} \quad (4)$$

F_{porevann} = Spredning via porevann (mg)

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l)

V_{pv} = volumet porevann som presses ut (m³)

Porevannskonsentrasjonen kan enten måles eller beregnes som vist i likning 3.

3 Forutsetninger

For å kunne si noe om spredningen, må man kjenne konsentrasjonen av forurensninger i sedimentene og i porevannet. I tillegg må man kjenne nødvendige stoffdata, samt parametere som sedimentareal, andel leirpartikler etc. I de følgende underkapitlene er det redegjort for de verdier som er benyttet i spredningsberegningene.

3.1 Sedimentkonsentrasjon

De forurensede sedimentene som det søkes om å legge i dypvannsdeponi, kommer fra områder i Oslo havnedistrikt som er foreslått mudret jf. helhetlig tiltaksplan for forurensede sedimenter (forslag, juni 2005). Beregningene i dette vedlegget er gjort med utgangspunkt i at mudring gjennomføres i samtlige foreslåtte mudringsområder i helhetlig tiltaksplan.

Det er valgt å benytte ett sett sedimentkonsentrasjoner som skal representere alle områdene. For å finne dette settet, er det tatt utgangspunkt i sedimentundersøkelser gjort i perioden 1992-2004 av NGI og NIVA. For hver av de områder det er utført undersøkelser i (Pipervika, Bjørvika etc.) er 75 % persentilen for hvert stoff beregnet. 75 % persentilen angir den konsentrasjonen som 25 % av prøvene er høyere enn, og 75 % av prøvene er lavere enn. Konsentrasjonen som tilsvarer 75 % persentilen for hvert stoff for hvert område, er deretter vektet for den mengde sediment de representerer.

For eksempel er 75 % persentilen for kadmium i Filipstad/Hjortnes lik 3,5 mg/kg sediment. Denne konsentrasjonen representerer et areal på 50 000 m² og en dybde

på 0,02 m (overflateprøver). Ved å gange sedimentkonsentrasjonen med tørrstoffmengden, finner man at det er 2,5 kg kadmium i overflatesedimentene i Filipstad/Hjortnes. Mengden kadmium fra hvert av områdene (totalt 44,3 kg) regnes så om til mg kadmium per kg sediment (4,53), som gir en representabel snittverdi for de undersøkte områdene, se tabell 2. Snittverdiene er så benyttet til å beregne transporten av forurensinger fra sedimentet.

Tabell 2 Sedimentkonsentrasjon for områder som skal mudres

Område	Volum*	Cd	Hg	Pb	b(a)p	PAH ₁₆	PCB ₇
<i>Filipstad/Hjortnes</i>	1000 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		3,5	6,2	320	1,3	15,4	0,24
Mengde forurensning (kg)		2,5	4,5	230	0,9	11,0	0,17
<i>Pipervika</i>	2100 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		1,0	6,2	263	0,95	8,9	
Mengde forurensning (kg)		1,6	9,4	396	1,4	13,3	
<i>Vippetangen</i>	200 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		6,2	5,0	395			0,31
Mengde forurensning (kg)		0,9	0,7	57			0,05
<i>Bjørvika, Bispevika m.fl. **</i>	6800 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		6,0	3,9	322	2,0	27,3	0,15
Mengde forurensning (kg)		29,2	19,1	1569	9,7	133,4	0,74
<i>Kongshavn</i>	1000 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		5,9	2,7	278	1,4	22,2	0,22
Mengde forurensning (kg)		4,2	1,9	199	1,0	16,0	0,16
<i>Sjursøya</i>	500 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		2,6	1,7	195	1,1	17,9	0,15
Mengde forurensning (kg)		1,0	0,6	70	0,4	6,4	0,05
<i>Småbåthavner</i>	2000 m ³						
Konsentrasjon (mg/kg)		3,6	24,0	1164			0,75
Mengde forurensning (kg)		5,0	34,4	1671			1,07
Totalt volum	13600 m³						
Total mengde forurensning (kg)		44,3	70,6	4192	13,5	180,2	2,23
Gjennomsnittkonsentrasjon (mg/kg)		4,53	7,23	429,4	1,38	18,45	0,23

* Volum av overflatesediment 0-2 cm.

** Bjørvika, Bispevika, Sorenga, Lohavn, Grønlia

Sedimentene i deponiområdet er analysert for tungmetaller, PAH og PCB både i 1998 (NGI og NIVA 1999) og 2005 (undersøkelser utført av NGI, foreløpig ikke rapportert). Resultatene viser at konsentrasjonene av kadmium, kvikksølv og bly tilsvarer tilstandsklasse I-III, PAH tilsvarer III-V, benzo(a)pyren IV-V og PCB II-IV. Området kan derfor klassifiseres som markert til meget sterkt forurensset. For dypvannsdeponiet er det i beregning av spredning før tiltak, benyttet 75 % persentil av sedimentkonsentrasjoner fra de to undersøkelsene i 1998 og 2005. Analyseresultatene er vist i tabell 3.

Tabell 3 Sedimentkonsentrasjon i dypvannsdeponiet før tiltak

Stasjon	År	Cd (mg/kg)	Hg (mg/kg)	Pb (mg/kg)	b(a)p (mg/kg)	PAH ₁₆ (mg/kg)	PCB ₇ (mg/kg)
MK1	1998	0,20	0,45	56	0,40	5,4	0,010
MK2	1998	0,20	0,10	18	1,60	21	0,024
MK3	1998	0,38	0,22	33	3,70	45	0,010
MK4	1998	0,98	0,49	51	0,90	6,9	0,015
MK5	1998	1,30	0,68	58	0,40	6,5	0,011
MK1i	2005	0,64	0,26	28	0,096	1,1	<0,025
MK2i	2005	1,10	0,42	48	0,42	4,1	<0,025
MK3i	2005	0,24	0,16	26	0,05	0,5	<0,025
MK4i	2005	0,66	0,40	52	0,25	2,7	<0,025
MK5i	2005	1,30	0,52	81	0,14	1,4	<0,025
MK6i	2005	3,50	1,80	180	0,48	5,0	0,089
Snitt		0,96	0,50	57,4	0,77	9,1	0,026
Median		0,66	0,42	51	0,40	5,0	0,025
75 % persentil		1,20	0,51	57	0,69	6,7	0,025

3.2 Porevannskonsentrasjon

Diffusjonstransport fra porevannet i sedimentet til vannfasen over, kan beregnes fra porevannskonsentrasjon. Denne kan enten måles eller beregnes fra fordelingskoeffisienten (K_d) som vist i likning 1. For mudringsområdene finnes det tall for porevannskonsentrasjoner (NGI og NIVA 2000, NGI 2005a), se tabell 4 på neste side. Det er valgt å benytte resultater fra målinger utført i 2004, med unntak for PAH og PCB der resultater fra 1999 er benyttet da det ikke er utført målinger i 2004. Benyttede tall er markert med fet skrift i tabellen. For de eksisterende sedimentene i deponiområdet er porevannskonsentrasjonen beregnet fra K_d som vist under. Benyttede porevannskonsentrasjoner for deponiområdet er også gjengitt i tabell 4.

$$C_{pv} = C_{sed}/K_d \quad (1)$$

Der

C_{pv} = porevannskonsentrasjonen av et stoff (mg/l)

C_{sed} = sedimentkonsentrasjonen av et stoff (mg/kg)

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann

Tabell 4 Porevannskonsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av forurensing i sediment

Stoff	Cd ($\mu\text{g/l}$)	Pb ($\mu\text{g/l}$)	Hg ($\mu\text{g/l}$)	b(a)p ($\mu\text{g/l}$)	PCB ₇ ($\mu\text{g/l}$)	PAH ₁₆ ($\mu\text{g/l}$)
Maks utlekking etter ristetest på sediment fra Piper-vika/Bjørvika/Sjursøya	1,06	0,574	0,0043		<0,07	0,183
Målt porevannskonsentrasjon i sediment fra Bispevika	0,08	4,28	0,04	0,026		
Beregnet for deponiområdet	0,0114	0,0045	0,134	0,104	0,0487	0,639

3.3 Øvrige forutsetninger og inndata

- Det er gjort målinger av diffusjon fra forurensede sedimenter (NGI og NIVA 2003). Da det ikke er gjort tilsvarende målinger for sedimenter i deponiområdet før og etter tildekking, er det valgt å benytte beregnede verdier som gitt av likning 3.
- For PAH₁₆ og PCB₇ finnes det kun tall for fordelingskoeffisient og molekylærdiffusjon for enkeltforbindelsene. I beregningene er det derfor valgt å benytte stoffdata tilsvarende indeno(1,2,3-cd)pyren for PAH₁₆, mens det for PCB₇ er benyttet stoffdata for PCB-138 (SFT 2005). Dette vil innebære noe underestimering av spredningen av PAH₁₆ og PCB₇ før, under og etter tiltak. Det relative forholdet mellom spredningen før/under/etter tiltak vil uansett bli den samme om man skulle benytte andre stoffdata.
- Ved beregning av spredning under mudring, er det antatt at oppvirvlingen vil være sammenlignbar med den oppvirvling som oppstår ved skipsanløp (NGI og NIVA 2003). Med utgangspunkt i at ca. 650 000 m³ forurenset sediment skal mudres og en lekterkapasitet på 300 m³, blir antall lekterlass lik ca. 2 200. Dersom man tar utgangspunkt i forventet daglig kapasitet på 2000 m³, hvilket innebærer mudring i ca. 16 måneder, vil man i løpet av ett år ha ca. 1600 lass, som er rundet opp til 1800 lass for å være konservativ. Antallet lekterlass erstatter da antall skipsanløp i likningen for beregning av spredning som følge av oppvirvling under mudring.
- Under deponeringen av de forurensede sedimentene vil det også forekomme noe oppvirvling når sedimentene når sjøbunnen. NIVA har utført studier og estimering av slik oppvirvling (NIVA 2001), og resultatene fra dette arbeidet er benyttet i miljøbudsjettet.
- Spredning i henhold til SFTs veileder, beregnes som mg forurensning per areal per år (mg/m²/år). Ved å multiplisere denne spredningen med arealet spredningen skjer fra, får man oppgitt spredning som mg/år eventuelt g/år. For spredning før og etter tiltak vil det være hensiktsmessig å oppgi spredningen som en mengde per år. Spredningen under tiltak vil imidlertid være begrenset til en gitt tidsperiode, i dette tilfellet anslått til 16 måneder, og regnes derfor som antall gram per 16 måneder.
- Spredningen fra sedimentene slik de ligger i dag er antatt å være konstant med tiden. I virkeligheten vil de forurensede sedimentene gradvis dekkes til som følge av ny sedimentasjon i området. Spredningen fra den nye sjøbunnen vil avhenge av konsentrasjonene i det som sedimenteres. Dersom konsentrasjonen i tilførselen reduseres, vil spredningen fra sedimentet uten (før) tiltak være mindre enn det som er brukt i beregningen. Er derimot konsentrasjonene i tilførselen høyere enn hva man finner i sedimentene i dag, vil fremtidig spredning kunne bli større enn beregnet.

En samlet oversikt over benyttede data for beregningene er vist i tabell 5.

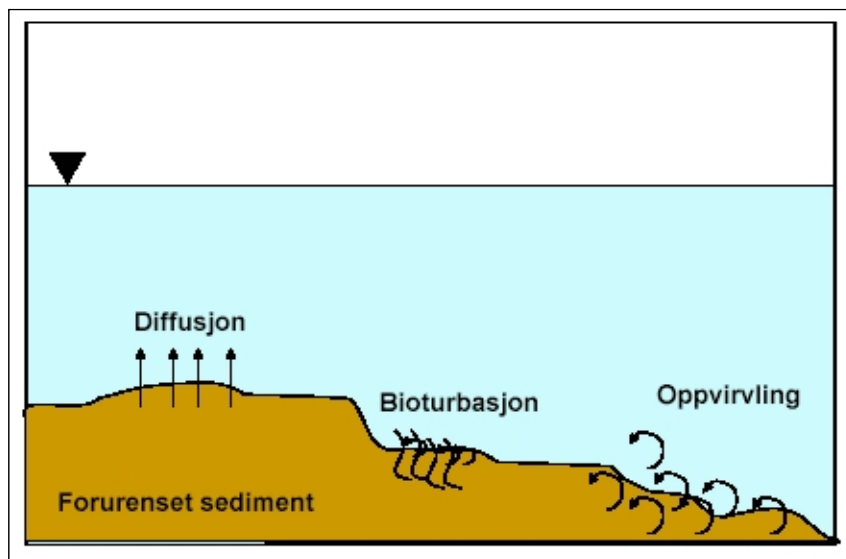
Tabell 5 Samlet oversikt over inndata i beregningene

Sedimentkonsentrasjoner	Cd	Hg	Pb	b(a)p	PAH ₁₆	PCB ₇
Mudringsområder (mg/kg)	4,53	7,23	429,4	1,38	18,45	0,23
Deponiområdet (mg/kg)	1,20	0,51	57	0,69	6,7	0,025
Porevannskonsentrasjoner	Cd	Hg	Pb	Benso(a)pyren	PAH ₁₆	PCB ₇
Mudringsområder (µg/l)	0,08	4,28	0,04	0,026	<0,07	0,183
Deponiområdet (µg/l)	0,0114	0,0045	0,134	0,104	0,0487	0,639
Stoffdata	Cd	Hg	Pb	Benso(a)pyren	PAH ₁₆	PCB ₇
Molekylær diffusjonskoeffisient (cm ² /s)	7,19x10 ⁻⁶	8,8x10 ⁻⁶	9,45x10 ⁻⁶	5,32x10 ⁻⁶	4,99x10 ⁻⁶	4,13x10 ⁻⁶
Fordelingskoeffisient vann-sediment, K _d	85 114	113 333	426 664	6614	10 482	5134
Løst fraksjon (partikler < 2 µm)	0,0001	0,00008	0,00002	0,0015	0,0009	0,0019
Andre parametere	TOC (%)	Leire (%)	Sedimentareal (m ²)	Skipsanløp (antall)		
Mudringsområder	5,73	17,2	680 000	2000		
Deponiområdet	2,0	31,8	350 000	0*		

* Det foregår skipstrafikk i området for dypvannsdeponiet, men pga av stor vanddybde vil ikke trafikken medføre propellerrosjon av bunnsedimentene.

4 Spredning før tiltak

Slik de forurensede sedimentene i Oslo havnedistrikt ligger i dag, er de viktigste spredningsmekanismene oppvirvling av partikler som følge av skipstrafikk og diffusjon av miljøgifter fra sedimentet til vannfasen over (NGI og NIVA, 2003), se figur 2. For deponiområdet vil kun diffusjon være aktuelt, vanddybden i området er for stor til at propellaktivitet kan påvirke bunnsedimentene.



Figur 2 Spredningsmekanismer for forurensning fra sediment i havneområdene slik de ligger i dag

4.1 Spredning fra forurensede havnesedimenter slik de ligger i dag

For beregning av oppvirvling er sedimentkonsentrasjoner for mudringsområdene som oppgitt i tabell 5 benyttet. For å oppnå benevnning i g/år er spredningen som beregnet fra likning 1 multiplisert med sedimentarealet for mudringsområdene og dividert med 1000. Resultatene er vist i tabell 6.

For beregning av diffusjon er porevannskonsentrasjoner vist i tabell 5 benyttet. I tillegg er diffusjonslengden, Δx , satt til 1 cm som anbefalt i veilederen. Resultatene er vist i tabell 6. Tall i parentes angir verdier basert på målt diffusjonsfluks fra forsøk utført på Bjørvika-sediment (NGI og NIVA, 2003). Disse resultatene er tatt med for å vise at reell diffusjon kan ventes å være langt lavere enn beregnet ut i fra SFT-veilederen. I sammenstillingen av miljøbudsjettet er kun beregnet diffusjon benyttet.

Tabell 6 Spredning av forurensninger fra havnesedimentene slik de ligger i dag

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon (g/år)	288	176	20 252	457 (186)	69 (2,2)	145 (0,27)
Oppvirvling (g/år)	1 167	2 020	119 449	5 250	386	87
Sum spredning (g/år)	1 455	2 196	139 701	5 707 (5436)	455 (388)	232 (87)

De forurensede sedimentene vil gradvis dekkes til som følge av ny sedimentasjon i området. Spredningen fra den nye sjøbunnen vil på lengre sikt være avhengig av konsentrasjonene i det som sedimenteres. Dersom tilførselen fra andre kilder reduseres, vil spredningen fra sedimentet uten (før) tiltak være mindre enn det som er brukt i denne beregningen. Er derimot konsentrasjonene i tilførselen høyere enn hva man finner i sedimentene i dag, vil fremtidig spredning kunne bli større enn beregnet.

4.2 Spredning fra sedimenter i deponiområdet slik de ligger i dag

Sedimentene i deponiområdet er analysert for tungmetaller, PAH og PCB både i 1998 (NGI og NIVA 1999) og 2005. Resultatene viser at konsentrasjonene av kadmium, kvikksølv og bly tilsvarer tilstandsklasse I-III, PAH tilsvarer III-V, benso(a)pyren IV-V og PCB II-IV. Området kan derfor klassifiseres som markert til meget sterkt forurensset. Den viktigste spredningsmekanismen for deponiområdet slik det ligger i dag, er diffusjon av forurensning fra sedimentet. Spredning som følge av oppvirvling grunnet skipstrafikk er for deponiområdet satt lik 0. Dette skyldes at vanddybden er så stor i området, at propellaktivitet ikke vil kunne påvirke bunnsedimentene.

Som inndata til beregning av diffusjon er beregnede porevannskonsentrasjoner vist i tabell 5 benyttet. I tillegg er diffusjonslengden, Δx , satt til 1 cm som anbefalt i veilederen. Resultatene er vist i tabell 7.

Tabell 7 Spredning av forurensning fra deponiområdet slik det er i dag

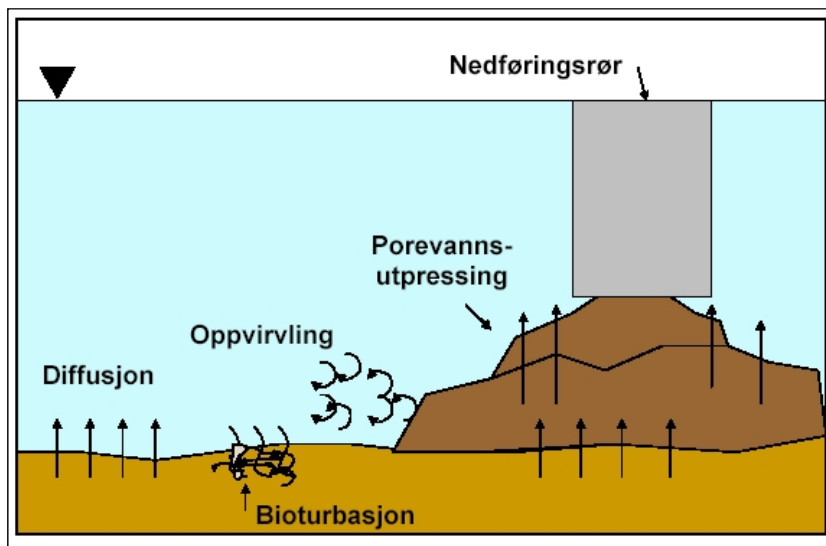
Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon (g/år)	26	10	325	822	143	5,2

5 Spredning under tiltak

Under tiltaksfasen vil følgende spredningsmekanismer kunne være aktuelle i tillegg til den spredning som foregår i nå-situasjonen:

- Oppvirvling av forurensede sedimenter pga mudring
- Oppvirvling av forurensede sedimenter pga deponering
- Porevannsutpressing pga mudring
- Porevannsutpressing pga deponering
- Spredning under utlegging av tildekkingslag
- Søl under transport

Spredning under utlegging av tildekkingslag har tidligere vist seg å være neglisjerbar (NGI 2002a og b) og vurderes derfor ikke. Da det vil stilles krav til at de mudrede massene transporteres i tette enheter, antas det at søl under transporten til deponiområdet også er neglisjerbar. I figur 3 er de aktuelle spredningsmekanismene for deponiområdet under tiltaksfasen vist.



Figur 3 Spredningsmekanismer for forurensning fra sedimenter i deponiområdet under tiltaksfasen

Spredningen under tiltak vil i motsetning til spredningen før og etter tiltak, kun gjelde en begrenset tidsperiode, i dette tilfellet anslått til 16 måneder. Spredningsbidragene er derfor oppgitt som spredning i gram. Spredningen kan regnes om til gram per år ved å dele på 16 (anleggstiden i måneder) og gange med 12 (ett år angitt i måneder).

Under anleggsfasen forventes det større spredning enn det som er tilfelle slik situasjonen er i dag. Denne økte spredningen må tjenes inn ved redusert spredning etter tiltak. Spredningen under tiltak vil kun pågå så lenge anleggsperioden varer, i dette tilfellet anslått til ca. 16 måneder.

5.1 Oppvirvling under mudring og deponering

Under mudringen kan sediment bli virvlet opp og suspendert i vannmassene på mudringsstedet. Dette kan føre til en frigjøring av forurensinger til vannmassen. Omfanget av dette vil variere avhengig av mudringsmetoden som benyttes. Det tas sikte på å bruke metoder for mudring som gir mindre spredning enn det som virvles opp med båttrafikken i dag. Det vil bli satt strenge krav til kontroll av dette ved gjennomføring av mudringen.

Det er anslått at oppvirvlingen grunnet mudring tilsvarer oppvirvling grunnet skipstrafikk (NGI og NIVA 2003). Tiltaksperioden er anslått å vare i 16 mnd, hvilket tilsier ca. 1600 lekterlass per år, som er rundet opp til 1800 for å være konservativ. Antallet lekterlass erstatter da antall skipsanløp i likning 2 for beregning av spredning som følge av oppvirvling under mudring. Beregnet spredning er vist i tabell 8.

Under deponeringen av de forurensede sedimentene vil det også forekomme noe oppvirvling når sedimentene når sjøbunnen. NIVA har utført studier og estimering av slik oppvirvling (NIVA 2001), og resultatene fra dette arbeidet er benyttet i miljøbudsjettet, se tabell 8. NIVA fant at risiko for spredning av partikkelassosierte forbindelser som Hg, PCB og B(a)P er mindre enn for forbindelser med større tendens til å danne løste eller kolloidale faser slik som Cd.

Tabell 8 Spredning på grunn av oppvirvling under mudring og deponering

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Oppvirvling under mudring (g/16 mnd)	1 551	2 472	146 761	6 341	475	79
Oppvirvling under deponering (g/16 mnd)	6 700	79	27 000	3 700	30	6

5.2 Spredning via porevann

Ved mudring vil det blandes vann inn i massene som igjen blandes med porevannet i sedimentet. Dette vil medføre at fordelingslikevekten mellom partikkelbundet og vannløst forurensing forskyves, slik at mengden forurensning i vannfasen øker. Ved deponering vil dette vannet presses ut under konsolidering av massene. I tillegg til at porevann presses ut av mudrede masser, vil porevann i de underliggende sedimentene i deponiområdet presses ut på grunn av økt belastning.

Volumet vann som blandes inn under mudring er anslått til 40 – 65 % av mudringsvolumet. Dette tilsvarer 272 000 - 442 000 m³ vann. Setninger i sjøbunnen i deponiområdet er anslått til ca. 1 m (NGI 2005b), hvilket betyr at det maksimalt kan presses ut 1 m³ porevann per 1 m² utfylt område. Med et totalt areal på 350 000 m² blir volumet porevann fra selve deponiet ca. 350 000 m³, hvilket gir en total porevannsutpressing på 792 000 m³. Likning 4 er benyttet for å beregne mengden forurensning som spres via porevann under tiltaksperioden på 16 måneder. Det er antatt at porevannskonsentrasjonen for mudrede sedimenter er representativ for hele volumet. Resultatet er vist i tabell 9.

Tabell 9 Spredning av forurensinger på grunn av porevannsutpressing under mudring og deponering

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Porevannsutpressing (g)	63	32	3 390	145	21	55

5.3 Øvrig spredning i mudrings- og deponeringsområdet under tiltaksfasen

Under tiltaksfasen vil spredningsmekanismene som foregår i nå-situasjonen, fortsatt pågå. Disse må derfor også inkluderes i spredningen under tiltak i miljøbudsjettet.

For mudringsområdet er spredningen i nå-situasjonen oppgitt som gram per år regnet om til gram per 16 måneder (tiltaksperioden). Dette gir noe overestimert, da sedimentene gradvis vil fjernes og spredningen dermed reduseres. Det er imidlertid valgt å inkludere diffusjonen og oppvirvlingen fra områdene som skal mudres som om de lå der under hele tiltaksperioden.

For deponiområdet vil diffusjonen av forurensning underestimeres dersom man benytter sedimentkonsentrasjonen tilsvarende nå-situasjonen. Det er derfor antatt at diffusjonen av forurensning fra deponiområdet under tiltaksfasen skjer fra sedimenter med konsentrasjoner tilsvarende sedimentene som skal mudres. Resultatene er vist i tabell 10.

Tabell 10 Spredningsbidrag under tiltaksfasen fra mudrings- og deponiområdet basert på spredning som også pågår i nå-situasjonen

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon fra mudringsområder (g/16 mnd)	384	235	27 003	610	92	193
Oppvirvling (g/16 mnd)	1556	2693	159 265	7000	515	116
Diffusjon fra deponiområdet (g/16 mnd)	198	121	13 898	314	48	99
Sum (g/16 mnd)	2138	3049	200 166	7924	655	408

6 Spredning etter tiltak

Etter at mudringen og deponeringen er gjennomført, vil spredningen av forurensning fra sedimentene avhenge av den nye sedimentoverflaten i de mudrede områdene og i deponiområdet.

6.1 Spredning fra mudrede områder

Etter mudringen skal den nye sjøbunnen tilfredsstillende SFTs tilstandsklasse II (moderat forurenset) for sedimenter (Oslo kommune 2005). Dersom man sammenligner sedimentkonsentrasjonene før tiltak med sedimentkonsentrasjoner tilsvarende tilstandsklasse II, vil sedimentkonsentrasjonen i mudringsområdene reduseres som angitt i tabell 11.

Tabell 11 Reduksjon i spredning i mudrede områder når ny sjøbunn tilfredsstiller tilstandsklasse II

	Cd	Hg	Pb	b(a)p	PAH ₁₆	PCB ₇
Konsentrasjon før mudring (mg/kg)	4,53	7,23	429	1,38	18,5	0,229
Tilstandsklasse II (mg/kg)	1	0,6	120	0,05	2	0,0125
Reduksjon (%)	78	92	72	96	89	95

Ved beregning av spredning i mudrede områder (etter tiltak) er det antatt at spredningen reduseres tilsvarende tabell 11. Aktuelle spredningsmekanismer er som før tiltak;

- oppvirvling på grunn av skipstrafikk
- diffusjon fra sedimentfasen til vannfasen.

Resultatene er vist i tabell 12.

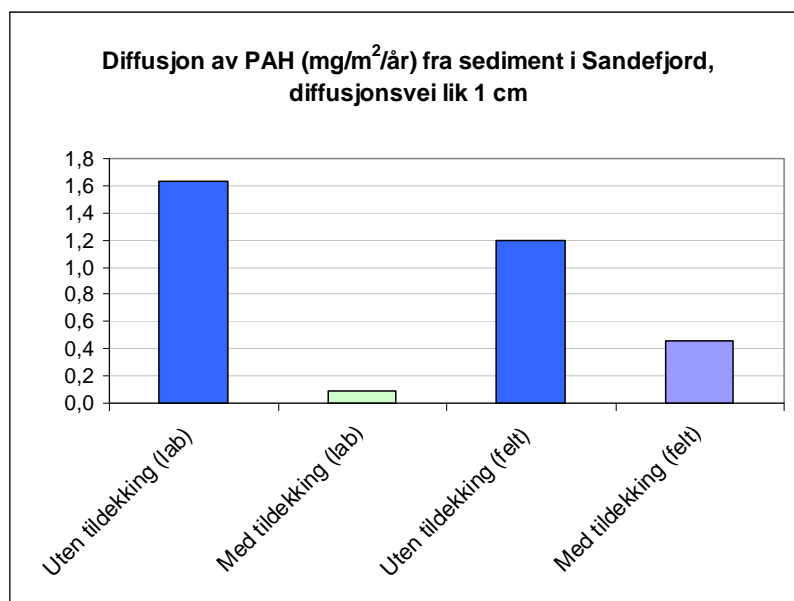
Tabell 12 Spredning i mudrede havneområder (etter mudring)

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon fra mudret område (g/år)	63	14	5 671	50	2,76	7
Oppvirvling fra mudret område (g/år)	257	162	34 446	578	31	4,4
Sum spredning (g/år)	320	176	39 117	628	34	11,4

Partikler suspendert i vannmassene og partikkeltilførsel via f.eks. elver og overløp, vil etter en viss tid utgjøre den nye sjøbunnen. Dersom tilførslene har høyere konsentrasjoner av tungmetaller, PCB og PAH, vil spredningen fra de mudrede områdene underestimeres. Har tilførslene derimot lavere konsentrasjoner, vil spredningen etter tiltak være overestimert. Studier av tilførselen av partikulær forurensning via Akerselva (NGI 2005a) viser at dersom man fjerner forurenset sediment i Bispevika, og sedimentasjon av partikulær tilførsel fra Akerselva utgjør den nye sjøbunnen, vil mudringen medføre en reduksjon i spredning på 43-81 %, med unntak for bly som vil få en økning i spredning på ca. 39 %. Basert på tallene fra Akerselva vil man på lang sikt kunne forvente at sjøbunnen vil ha tilstandsklasse III (markert forurenset) dersom det ikke gjøres tiltak også med kildene til forurenset partikulært materiale fra Akerselva. I tillegg kan det være andre kilder som man nå ikke har oversikt over, som også kan utgjøre en betydelig kilde til forurensning i nytt sediment etter tiltak.

6.2 Spredning fra deponiområdet

Etter at deponeringen er gjennomført og dypvannsdeponiet er dekket til med rene masser, vil eneste spredningsmekanisme for forurensninger være diffusjon fra deponerte sedimenter gjennom tildekkingslaget (NGI og NIVA 2003). Undersøkelser gjort både i felt og laboratorium viser svært lav diffusjon gjennom et tildekkingslag. Figur 4 viser et eksempel på diffusjonen av PAH i undervannsdeponiet i Sandefjord i tildekket og utildekket område.



Figur 4 Diffusjon av PAH fra sediment i Sandefjord med og uten tildekking

En tildekking av deponioverflaten vil redusere diffusjonen av forurensninger. Tildekkingslaget skal dimensjoneres for å;

- Hindre uønsket diffusjon av forurensninger
- Hindre bunnlevende dyr i å grave i forurenset sediment
- Hindre erosjon av forurenset sedimentbunn

I tillegg skal designet av tildekkingslaget ta høyde for konsolidering (sammenpressing) av tildekkingen og usikkerheten i hvor jevnt operatøren klarer å legge ut tildekkingsmassen. Totalt vil tildekkingslaget være 0,3 – 0,4 m.

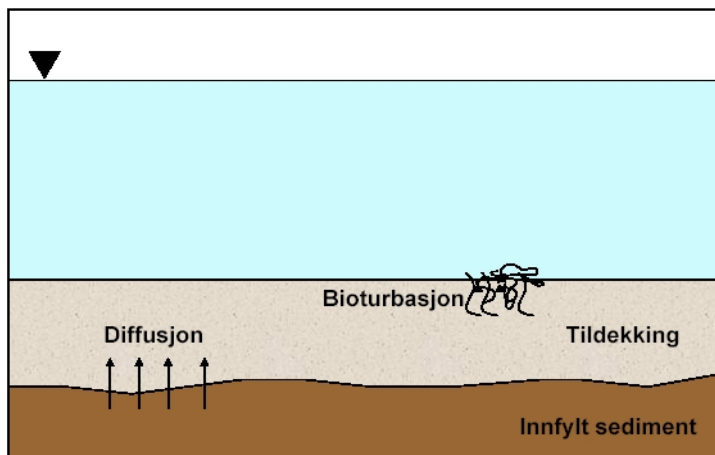
Ved å forutsette at spredning i deponiområdet etter tildekking skal være lavere enn før tiltak, må tykkelsen på tildekkingen som skal *hindre ren kjemisk diffusjon* være minst 4 cm. Det er da kun sett på ren molekylær diffusjon uten bidraget fra bioturbasjon (parameter a i likning 2), hvilket forutsetter et ekstra tildekkingslag som tar høyde for bioturbasjon over tildekkingslaget som skal sørge for ren kjemisk isolering. I tabell 13 er spredningen fra deponiområdet vist dersom tildekkingslaget er henholdsvis 0 cm (dvs. ingen tildekking), 4 cm eller 15 cm tykt.

Tabell 13 Spredning fra deponiområdet etter deponering ved ulike tykkelser av tildekkingslaget

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon dersom ingen tildekking (g/år)	148	91	10 424	36	235	75
Diffusjon ved tildekking 4 cm (g/år)	3,7	2,3	261	5,9	0,9	1,87
Diffusjon ved tildekking 15 cm (g/år)	0,988	0,605	69,5	1,57	0,238	0,497

Dersom man velger 15 cm for den rent kjemiske tildekkingen som skal hindre diffusjon av forurensninger, vil man oppnå 96,2 % reduksjon i spredning av kadmium fra deponiområdet i forhold til dagens situasjon (tabell 3). Likeledes vil reduksjonen for kvikksølv være 94 %, for bly 79 %, for benso(a)pyren og PAH₁₆ 99,8 %, og 90,4 % reduksjon for PCB₇.

I tillegg til å hindre diffusjon av forurensninger, må tildekkingslaget som nevnt også hindre at bunnlevende organismer graver seg ned til forurenset sediment, se spredningsmekanismer vist i figur 5. Det må derfor legges til ytterligere 10 cm for å hindre slik bioturbasjon. Totalt vil tildekkingslaget være 0,3 - 0,4 m som vist i hoveddokumentet hvor designet av topplaget er nærmere beskrevet.



Figur 5 Tildekkingen medfører en lengre diffusjonsvei, samt hindrer bunnlevende organismer i å grave seg ned i forurensete sedimenter

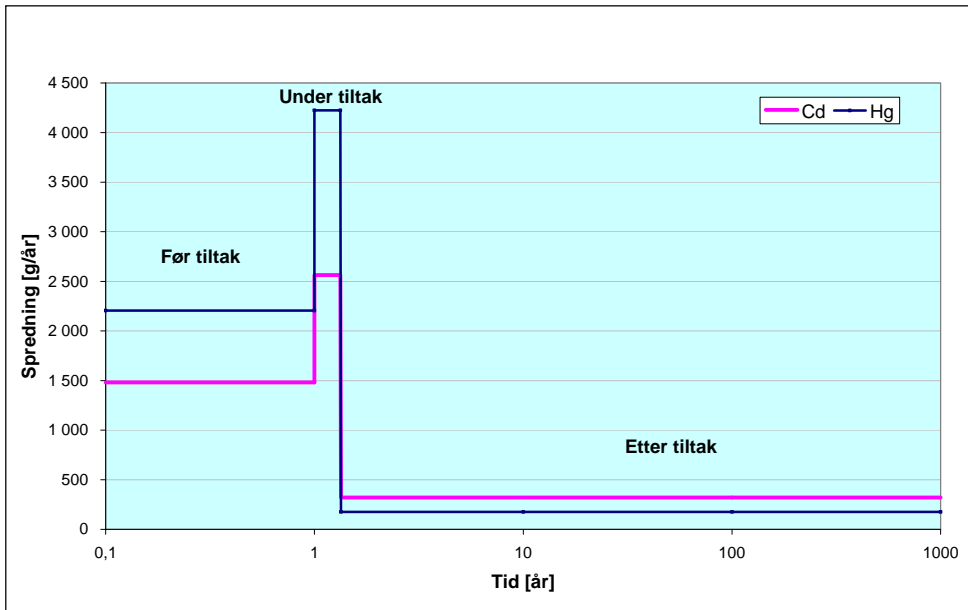
7 Miljøgevinst

I tabell 14 er spredning i nå-tilstanden, under og etter mudring og deponering vist. Under selve tiltaksfasen vil belastningen øke midlertidig, men etter at tiltaket er gjennomført vil spredningen reduseres sterkt både fra de mudrede havneområdene og i deponiområdet.

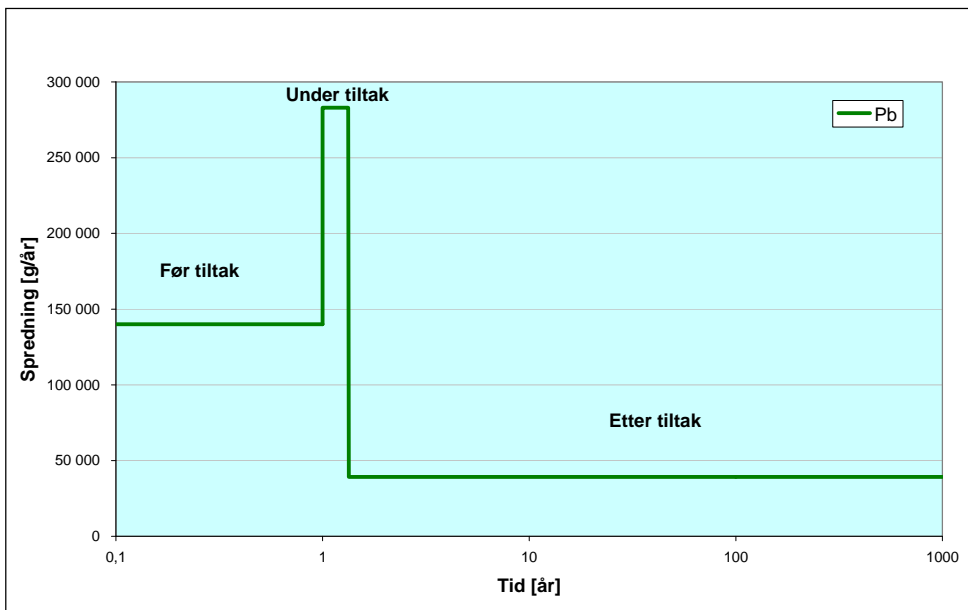
Tabell 14 Sammenstilling av spredning av forurensninger i nå-tilstand, under og etter tiltak

Spredningsmekanisme	Cd	Hg	Pb	PAH ₁₆	b(a)p	PCB ₇
Diffusjon fra sediment i områder som skal mudres (g/år)	288	176	20 252	457	69	145
Oppvirvling pga propellerosjon i områder som skal mudres (g/år)	1 167	2 020	119 449	5 250	386	87
Diffusjon fra sediment i deponiområdet i nå-tilstand (g/år)	26	10	325	822	143	5,2
Sum spredning ved nå-tilstand (g/år)	1 481	2 206	140 026	6 529	598	237
Oppvirvling under mudring (g/16 mnd)	1 551	2 472	146 761	6 341	475	79
Oppvirvling under deponering (g/16 mnd)	6 700	79	27 000	3 700	30	6
Porevannsutpressing (g)	63	32	3 390	145	21	55
Diffusjon fra sediment i mudringsområder (g/16 mnd)	384	235	27 003	610	92	193
Oppvirvling i mudringsområder grunnet propellerosjon (g/16 mnd)	1 556	2 693	159 265	7 000	515	116
Diffusjon fra sediment i deponiområdet (g/16 mnd)	198	121	13 898	314	48	99
Sum spredning under tiltak (g/16 mnd)	10 452	5 632	377 317	18 110	1 181	548
Spredning fra mudrede områder etter tiltak (g/år)	320	176	39 116	228	50	11,6
Spredning fra deponiområdet etter tiltak (g/år)	0,99	0,61	69,5	1,57	0,24	0,50
Sum spredning etter tiltak (g/år)	321	177	39 186	230	50	12

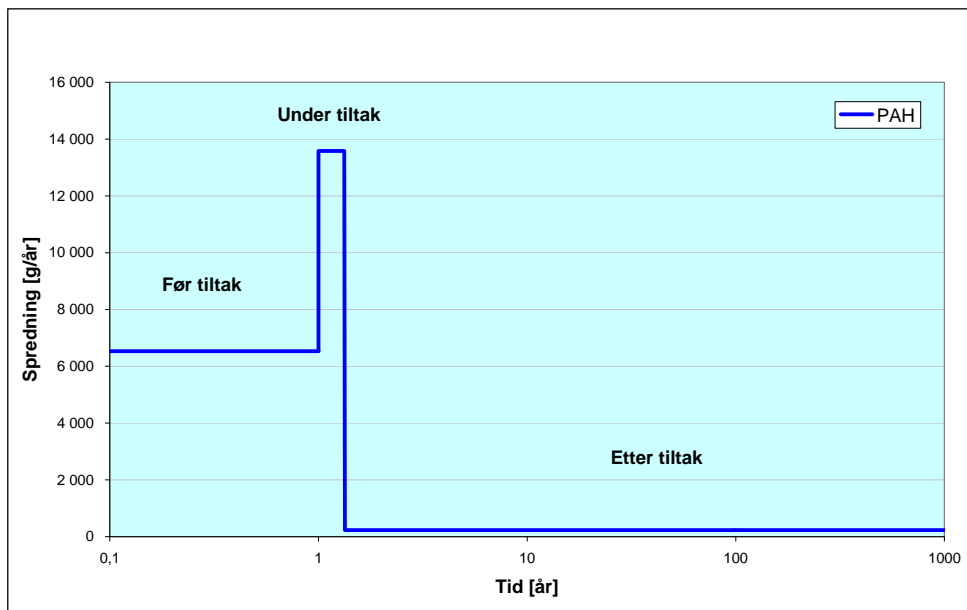
I figur 6 til 9 er resultatene fra miljøbudsjettet, som spredning av forurensning per år før, under og etter mudring og deponering i dypvannsdeponiet, illustrert. Linjen som viser spredning etter tiltak styres av spredningen fra havneområdene, da denne vil være 2 til 3 størrelsesordener større enn spredningen fra deponiområdene etter tiltak. En total tildekkingsstykkelse på 0,3 m hvorav den kjemiske isoleringen mot diffusjon og bioturbasjon utgjør 0,25 m, vil medføre at spredningen av forurensninger fra deponiområdet i forhold til dagens situasjon reduseres med 79 - 99,8 % for de forskjellige stoffene, og spredningen fra havneområdene reduseres med 72 – 96 % for de forskjellige stoffene.



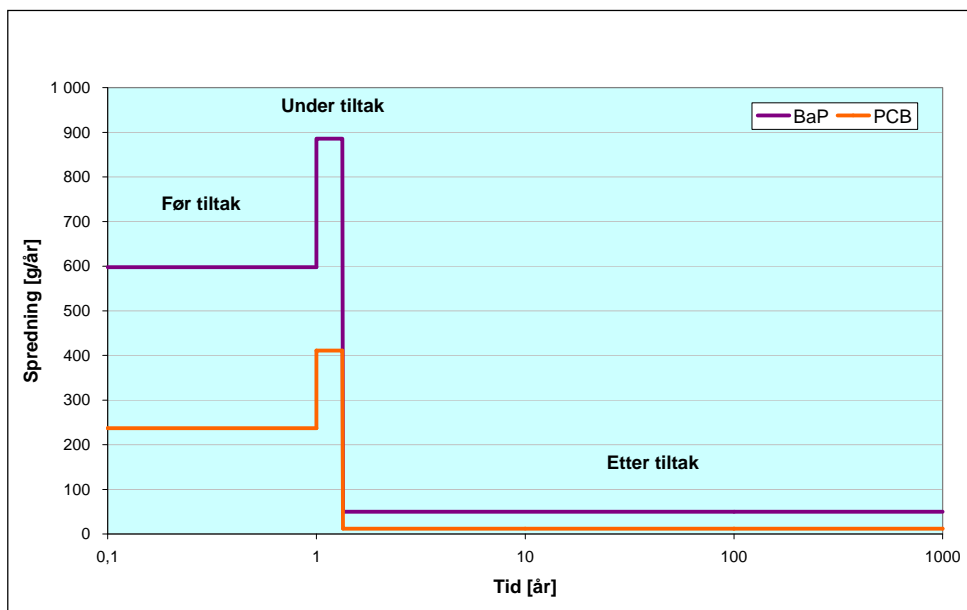
Figur 6 Spredning av kadmium og kvikksølv før, under og etter tiltak



Figur 7 Spredning av bly før, under og etter tiltak



Figur 8 Spredning av PAH₁₆ før, under og etter tiltak



Figur 9 Spredning av benzo(a)pyren og PCB₇ før, under og etter tiltak

8 Konklusjon

Ut ifra de beregninger og betraktninger som er gjort og vist i figurene, vil deponering av forurensede sedimenter i dypvannsdeponiet medføre positiv miljøeffekt både for de mudrede områdene og for deponiområdet i forhold til dagens situasjon. Av tabellen ser man at effekten etter tiltaket i særlig grad styres av spredningen fra den nye sedimentoverflaten i områdene som mudres.

Spredningen fra deponiområdet etter tiltak er betydelig redusert i forhold til dagens situasjon. Dersom dypvannsdeponiet ikke godkjennes, vil ikke denne miljøforbedringen skje for dypvannsbassenget mellom Langøyene og Malmøykalven.

9 Referanser

NGI 2002a

”Drammen Havn. Utfylling Holmen øst. Effekter ved dumping av masser direkte på sjøbunn”, utarbeidet for Drammen havn
NGI rapport 20011138-2, 23.10.2002

NGI 2002b

”Lysaker tankanlegg. Tiltak vedrørende forurensede sedimenter utenfor kaiområdet”, utarbeidet for Fina Norway as
NGI rapport 20011353-3, 13.12.2002

NGI 2005a

”Stabilitet i forurensede sedimenter – SIP 9. Grunnleggende kartlegging av Bispevika”
NGI rapport 20031020-2, 06.05.2005

NGI 2005b

”Anbefalinger ved prosjektering av tildekking av forurenset sediment”, utarbeidet for Norges forskningsråd. Franzefoss og NCC anlegg
NGI rapport 20021244-4, 07.06.2005

NGI og NIVA 1999

”Strømundersøkelse og sedimentkvalitet i dypbassenget vest for Malmøykalven, Indre Oslofjord”, utarbeidet for Oslo Havn KF
NGI rapport 984139-3/ NIVA rapport 4019-99, 26.02.1999

NGI og NIVA 2000

”Risiko for spredning av miljøgifter under etablering av dypvannsdeponi”, utarbeidet for Oslo Havn KF
NGI rapport 994104-1/NIVA rapport 4217-2000, 14.06.2000

NGI og NIVA 2003

”Dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Tilleggsutredning til konsekvensutredning. Miljøgiftbudsjett, kostnader og in-situ tildekking”, utarbeidet for Oslo Havn KF
NGI rapport 20011067-1, 02.01.2003

NIVA 1995

”Vurdering av effekten av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo Havn”,
utarbeidet for Oslo Havn KF

NIVA rapport LNR 3218-95

NIVA 2001

”Opprydding av forurensede sedimenter i Oslo havn. Etablering av
dypvannsdeponi ved Malmøykalven. Modeller og estimater for spredning av
miljøgifter”, utarbeidet for Oslo Havn KF

NIVA rapport 4438-2001

NIVA 2005

”Beregning av muligheten for oppvirvling av deponerte sedimenter på dypt vann i
Bekkelagsbassenget under en dypvannsfornyelse”, utarbeidet for Oslo Havn KF

NIVA rapport LNR 5035

Oslo kommune 2005

”Helhetlig tiltaksplan for opprydding av forurensede sedimenter i Oslo havne-
distrikt”

Oslo kommune, 2005

SFT 2005

”Veileder for risikovurdering av forurenset sediment”

SFT veileder TA-2085

Vedlegg B - Oversikt over informasjonsbehov for etablering av et miljøgiftbudsjett

Innhold

1	Innledning.....	2
2	Tilgjengelig informasjon fra risikovurdering.....	2
3	Informasjon fra tiltaksplanen.....	3
4	Supplerende undersøkelser for et miljøgiftbudsjett	3

1 Innledning

Informasjonsbehovet for å etablere et miljøbudsjett basere seg i all hovedsak på informasjon som er samlet inn i forbindelse med risikovurdering av forurensede sedimenter i henhold til en stedsspesifikk risikovurdering trinn 2 eller 3 (Klif, TA2230/2007) og arbeidet som gjennomføres i forbindelse med utarbeidelse av en tiltaksplan for området. Nærmere detaljering av miljøgiftbudsjettet kan kreve supplerende undersøkelser i felt eller laboratoriet som er relatert til spesifikke metoder som er planlagt brukt som en del av tiltaket.

2 Tilgjengelig informasjon fra risikovurdering

Gjennomføringen av en risikovurdering i henhold til TA2230 vil gi følgende informasjon:

- **Beskrivelse av området**
 - Geografisk beliggenhet (kartfestet i formålstjenlig målestokk)
 - Bunnareal, undersøkt areal etter kravene i TA2230, trinn 1
 - Topografi (dyp, strømforhold, elvetilførsler, bunnforhold)
 - Viktige økologiske egenskaper
 - Nåværende arealbruk (rekreasjon, fiske, ferdsel, osv.)
 - Skipstrafikkmønster
 - Kjente forurensningskilder
 - Miljøtilstand
- **Inndeling i delområder**
 - Sediment karakterisering, kornstørrelse, vanninnhold, TOC
 - Kjemisk karakterisering i forhold til grenseverdier og tilstandsklasser
 - Resultater av toksisitetstester og vurdering i forhold til grenseverdier
- **Resultater av fluksberegningene før tiltak**
 - Diffusjon, biodiffusjon
 - Skipsoppvirvling
 - Transport gjennom næringskjeden
 - Samlet fluks fra sedimentene
 - Lokale akseptkriterier for spredning
- **Eventuell Trinn 3 informasjon (TA2230 kapittel 5)**
 - Kartlegging av bunnforhold
 - Redoksforhold
 - Måling av fluks av løste miljøgifter
 - Måling av fluks av partikkelbundne miljøgifter
 - Måling av miljøgiftfluks ut av sedimentområdet

3 Informasjon fra tiltaksplanen

I tiltaksplan fasen vil det ofte være behov for mer detaljert informasjon om sedimentforholdene og forurensningsgraden enn ved en risikovurdering. Videre vil de ulike operasjoner i tiltaksfasen bli definert. Dette gir følgende informasjon:

- **Forurensningstilstand i hvert delområde**
 - Sediment karakterisering
 - Arealmessig fordeling av forurensning
 - Fordeling av forurensningen i dybde, kornstørrelse, vanninnhold, TOC

- **Planlagt tiltak**
 - Bruk av ulike tiltaksmetoder
 - Mudringsmetoder
 - Tildekking
 - Deponering/håndtering av sedimentene
 - Varighet av de ulike operasjoner
 - Sedimentmengde og forurensningsgrad som skal håndteres
 - Konsolideringsegenskaper til sedimentene

4 Supplerende undersøkelser for et miljøgiftbudsjett

Mange parameter i miljøgiftbudsjettet er basert på standard verdier som har en generell anvendelighet. Dersom miljøgiftbudsjettet basert på disse parametere viser at enkelte transportprosesser har et dominerende bidrag i budsjettet ville det være nyttig å gjøre supplerende undersøkelser for å bestemme stedsspesifikke egenskaper som danner grunnlag for en nærmere detaljering i budsjettet. Informasjonsbehovet skal være tilpasset de lokale forhold og kan variere fra enkle laboratorieforsøk eller modellberegninger til omfattende utprøving i felt. Feltutprøving vil vanligvis være styrt av teknologiutvikling som samtidig vil skaffe data for et miljøgiftbudsjett. Eksempler på supplerende forsøk:

- Nærmere bestemmelse av fordelingskoeffisienten mellom vann og sediment (se TA2231, Vedlegg A2.7)
- Bioakkumuleringsforsøk (se TA2231, Vedlegg A2.6)
- Sedimentasjonsegenskaper til sedimentene
 - Oppvirvling av sedimenter ved mudring
 - Resuspensjon ved deponering
- Porevannsutpressing ved deponering og capping
- Spredning utav tiltaksområde

Utførende institusjon Norges geotekniske institutt (NGI)	ISBN-nummer
-------------------------------------------------------------	-------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Gijs Breedveld, NGI	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Harald Solberg	TA-nummer 2802/2011
---------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------	------------------------

	År 2011	Sidetall 71	Klifs kontraktnummer 5010082
--	------------	----------------	---------------------------------

Utgiver Klif	Prosjektet er finansiert av Klif
-----------------	-------------------------------------

<p>Forfattere</p> <p>Gijs Breedveld, NGI, Torgeir Bakke, NIVA, Jens Laugesen, DNV, Amy Oen, NGI, Marte Braathen, DNV, Morten Schaanning, NIVA, Espen Eek, NGI, Arne Pettersen, NGI.</p> <p>Tittel - title: Bruk av miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av tiltak i forurenset sjøbunn - Utredning av muligheter The application of a contaminant budget for priority pollutants for sediment remediation – A feasibility study</p> <p>Sammendrag – summary Miljøgiftbudsjett og miljøgiftregnskap gir mulighet til å gjennomføre opprydding i forurensete sedimenter etter målbare parametre som er knyttet til miljørisiko og reduksjon av miljørisiko. Risikoen uttrykkes i dette tilfelle som mengde miljøgifter som spres fra de forurensete sedimentene. Et miljøgiftbudsjett vil bestå i miljøgiftspredning før, under og etter at tiltaket er gjennomført.</p> <p>Contaminant budgeting and accounting methods for the remediation of contaminated sediments provide a quantifiable measure of environmental risk and risk reduction. Risk in this context is expressed as the amount of contaminant transported from the contaminated sediments. A contaminant budget will consist of contaminant transport before, during and after remediation has been completed.</p>

4 emneord forurensning, spredning, sediment, tiltak	4 subject words pollutant, transport, sediment, remediation
--------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------

Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Klima- og forurensningsdirektoratet

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) er fra 2010 det nye navnet på Statens forurensningstilsyn. Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 325 ansatte på Helsfyr i Oslo. Direktoratet arbeider for en forurensningsfri framtid. Vi iverksetter forurensningspolitikken og er veiviser, vokter og forvalter for et bedre miljø.

Våre hovedoppgaver er å:

- redusere klimagassutslippene
- redusere spredning av helse- og miljøfarlige stoffer
- oppnå en helhetlig og økosystembasert hav- og vannforvaltning
- øke gjenvinningen og redusere utslippene fra avfall
- redusere skadevirkningene av luftforurensning og støy

TA-2804/2011