

Risikovurdering av forurenset sediment

Beskrivelse av system for risikovurdering

20031190-4

23 juni 2004

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn

Kontaktperson: Anne Kathrine Arnesen
Kontraktreferanse: SFT Kontrakt nr. 5003039

For Norges Geotekniske Institutt

Prosjektleder: Gijs D. Breedveld

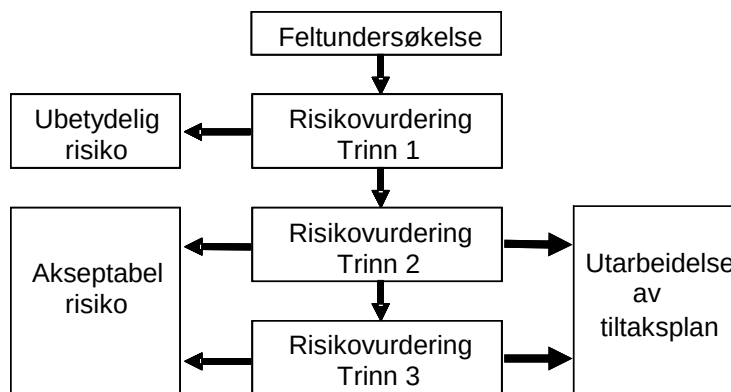
Rapport utarbeidet av: Torgeir Bakke
Gijs D. Breedveld

Kontrollert av: Jens Skei
Audun Hauge

Sammendrag

Dokumentet beskriver et system for risikovurdering av forurenset sediment. Risikoverktøyet kan anvendes for å vurdere betydningen av forurenset sediment lokalt i et avgrenset område og for å vurdere bidraget fra forurensete sedimenter i forhold til andre forurensningskilder i et fjordområde.

Risikovurderingen gjøres trinnvis som angitt i figuren nedenfor.



Hovedstruktur for risikovurderingssystem forurensede sedimenter.

Trinn 1 har som siktemål å raskt kunne skille områder med ubetydelig risiko fra de som bør vurderes videre. Ved å sammenligne måledata fra sedimentet med allmenngyldige grenseverdier for konsentrasjoner og giftighet vurderes om det er et potensiell risiko. Grenseverdier er basert på totalt innhold av miljøgifter i sedimentet. I tillegg er generelle toksisitetstester inkludert i Trinn 1 for å dekke risikobidraget fra toksiske stoffer som ikke er analyserbare. Som grunnlag for Trinn 1 er det behov for minimum 5 pålitelige prøveserier fra hvert område. Resultatene av de 5 analysene sammenlignes med grenseverdiene. Overskridelse av en av grenseverdiene vil medføre at Trinn 2 gjennomføres.

Trinn 2 er en mer omfattende prosess og har som mål å vurdere om det foreligger en aktuell risiko i det enkelte tilfellet. I Trinn 2 er målet å klassifisere risikobidraget fra sedimentene i forhold til et akseptkriterium ut fra reelle stedlige forhold. På dette trinnet vurderes sannsynlig eksponering, biotilgjengelighet og transportveier for sedimentenes miljøgifter. Trinn 2 omfatter tre uavhengige vurderinger:

- A. risiko for spredning
- B. risiko for humanhelse
- C. risiko for økosystemet

Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via:

- Diffusjon og biologisk omveltning (bioturbasjon)
- Oppvirvling som følge av vannstrømmer, bølger og skipstrafikk
- Spredning gjennom opptak i organismer

Risiko for humanhelse vurderes ut fra hvordan et risikoområde brukes: rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr, osv. Følgende eksponeringsveier benyttes for å beregne en livstidsbelastning som sammenlignes med maksimalt akseptabel risiko for human helse (MTR):

- Oralt inntak av sediment
- Oralt inntak av overflatevann
- Oralt inntak av partikulært materiale i vann
- Hudkontakt med sediment
- Hudkontakt med overflatevann
- Inntak av fisk og skalldyr

Beregningsgrunnlaget er i stor grad basert på litteraturverdier for de ulike paramenter, men kan tilpasses lokale forhold der måledata foreligger.

Risiko for økosystemet undersøkes i Trinn 2 ved en hel-sedimenttest, og en bioakkumuleringstest, hvor forsøksdyrene eksponeres direkte til sedimentet. I Helsediment testen vurderes dyrenes adferd og overlevelse etter 10 døgns eksponering blir registrert. I bioakkumuleringstesten måles opptak i organismer eksponert til sedimentet som gjør det mulig å vurdere tilgjengelighet og potensiale for bioakkumulering.

Risikovurderingen i Trinn 2 ender opp med tre typer delresultater:

- Beregnet spredning av miljøgifter fra området i $\text{mg/m}^2/\text{år}$ (sum av alle spredningsveier). Denne verdien kan så sammenlignes med beregnet spredning fra et sediment med konsentrasjoner på grenseverdien for akseptabel risiko (Trinn 1)
- Beregnet eksponeringsdose for mennesker for ulike stoffer i mg/kg kroppsvekt/d. Dosene sammenlignes med maksimal tolerabel risiko (MTR) verdiene for human helse.
- Resultater fra testene for effekter og opptak av miljøgifter:
 - Akutt effekt av porevann (fra Trinn 1)
 - Potensielle risiko for kronisk effekt av ekstrakt (fra Trinn 1)
 - Aktuell risiko for ulike organismer i sedimentet (Trinn 2)
 - Bioakkumuleringspotensialet (Trinn 2)

Tolkning av del resultatene fra Trinn 2; spredning, humanrisiko og økologisk risiko vil være avhengig av miljømålet for området og nåværende og planlagt arealbruk.

Trinn 3 gjelder områder der risikobidraget ikke kan klassifiseres tilfredsstillende i Trinn 2 og derfor går videre til Trinn 3. Dette er områder med så komplekse miljø- og forurensingsforhold at de allmenngyldige beregningsmåtene foreslått i Trinn 2, ikke ansees å gi pålitelige resultater. Innholdet i Trinn 3 vil være skreddersydd til den enkelte situasjon og baserer seg mest mulig på feltstudier av type:

- Måling av spredning og transport, ved bruk av for eksempel sedimentfeller
- Bestemmelse av fordelingskoeffisienter sediment/vann i de aktuelle sedimentene
- Bestemmelse av miljøgiftinnhold i organismer fra området
- Numerisk modellering av transport og opptak i næringskjeden
- Bunnfaunastruktur, sårbarhet, biodiversitet

På dette trinnet vil også sammenligning med risikobidrag fra andre kilder til risikoområdet være en viktig aktivitet. Innholdet i Trinn 3 er ikke nærmere omtalt i dette dokumentet.

Denne rapporten gir en kortfattet oversikt over den foreslåtte systematikken slik det foreligger pr 1 januar 2004, og vil bli revidert i harmoni med den videre utviklingen i prosjektet i løpet av 2004. For bakgrunnsinformasjon og begrunnelsen henvises til NGI/NIVA rapport 20031190-3 "Risikovurdering av forurenset sediment, Utvikling av system for risikovurdering".

Innhold

1	INNLEDNING	6
2	BAKGRUNN	6
2.1	Mål for systemet	6
2.2	Avgrensninger.....	6
2.3	Systemets struktur.....	7
3	RISIKOVURDERING TRINN 1.....	7
3.1	Generelt.....	7
3.2	Informasjonsbehov for Trinn 1.....	8
3.3	Grenseverdier for akseptabel risiko	8
3.4	Toksisitetstester	12
3.5	Vurdering av resultatene Trinn 1	12
4	RISIKOVURDERING TRINN 2.....	13
4.1	Generelt.....	13
4.2	Datagrunnlag Trinn 2.....	13
4.3	Trinn 2A: Risiko for spredning til uforurenset område	14
4.4	Trinn 2B: Risiko for humanhelse	18
4.5	Trinn 2C: Risiko for effekter på økosystemet	22
4.6	Vurdering av resultatene Trinn 2	24
5	RISIKOVURDERING TRINN 3.....	25

Vedlegg A Stoffliste fysisk/kjemiske data

Vedlegg B Grenseverdier økologisk risiko

Vedlegg C Grenseverdier human risiko

Kontroll- og referanseside

1 INNLEDNING

Dette arbeidet har som mål å utvikle en veileder som skal kunne anvendes for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment. Veilederen vil blant annet være et hjelpemiddel for utarbeidelse av tiltaksplaner. Det er ønskelig at metodikken også vil kunne brukes til å vurdere forventet virkningsgrad og eventuelle miljøkonsekvenser av ulike tiltak. Dette er ikke inkludert i det nåværende systemet.

Denne rapporten gir en kortfattet beskrivelse av det foreslåtte systemet for risikovurdering. For nærmere informasjon om bakgrunnen for systemet og de anbefalte prosedyrene henvises til NGI/NIVA rapport 20031190-3, "Risikovurdering av forurenset sedimentet, Utvikling av system for risikovurdering".

Prosjektet for utvikling av risikoveilederen for forurenset sediment skal avsluttes ved utgangen av 2004. Denne rapporten beskriver systemet slik det er foreliggende pr 1 januar 2004, og vil bli revidert i harmoni med den videre utviklingen i prosjektet i løpet av 2004.

2 BAKGRUNN

2.1 Mål for systemet

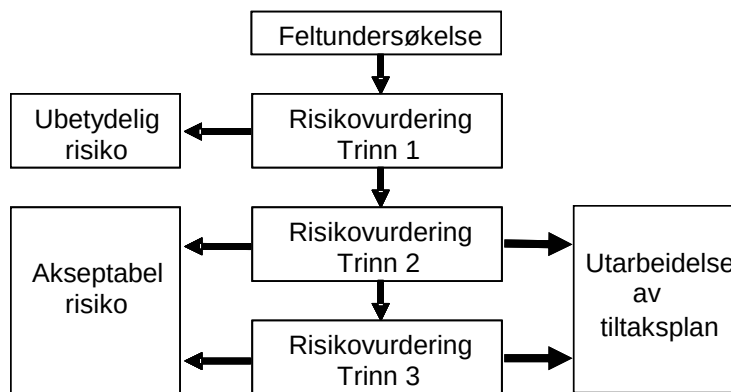
Risikosystemet for forurensede sedimenter er ment som en veileder for forvaltningen, fylker, kommuner og private aktører til vurdering av betydningen av forurensning i marine sedimenter. Veilederen skal kunne benyttes lokalt i et avgrenset område, og for å vurdere sedimentene i forhold til andre forurensningskilder i det aktuelle fjordområdet. Enhver vurdering må sees i sammenheng med miljømål for området og i forhold til ulike ambisjonsnivåer av ønsket miljøkvalitet. Metodikken som foreslås i veilederen skal også egne seg ved vurderingen av miljøeffektene av ulike tiltak. Systemet tar utgangspunkt i en forenkling og generalisering av virkeligheten. Det mest omfattende nivået av risikovurderingen (Trinn 3) vil imidlertid være avhengig av lokale forhold og kreve omfattende vurderinger som ikke dekkes av denne veilederen.

2.2 Avgrensninger

Systemet omhandler risiko for miljøvirkninger av sedimentenes nå-tilstand, basert på innhold av miljøgifter og kjemikalier. I mange sammenhenger er det behov for å veie risikobidraget fra sedimentet opp mot risikobidraget fra andre miljøgiftkilder. Veilederen gir ikke råd om hvordan risikobidraget fra andre kilder skal beregnes, men lister opp det viktigste informasjonsgrunnlaget man må ha for å kunne gjøre slike beregninger. Kvantifisering av noen av disse kildene vil kreve separate metoder.

2.3 Systemets struktur

Risikovurderingssystemet er bygget opp i 3 trinn med økende kompleksitet som vist i figur 1.



Figur 1. Hovedstruktur for risikovurderingssystem forurensede sedimenter

3 RISIKOVURDERING TRINN 1

3.1 Generelt

Trinn 1 har som siktemål å raskt kunne skille områder med ubetydelig risiko for forurensningsskader fra de som bør vurderes videre. Dette bør kunne gjøres uten alt for stor innsats. Her avveier man miljørisiko ut fra konsentrasjoner og giftighet uten å gå nærmere inn på eksponeringsveier, biotilgjengelighet eller sannsynligheten for spredning til andre deler av økosystemet. Risikovurderingen i Trinn 1 baseres på å sammenlikne måledata fra sedimentet med allmenngyldige grenseverdier. Disse angir potensiell miljøskade av sedimentet, men tar ikke hensyn til lokale forhold.

De anbefalte grenseverdiene er basert på totalt innhold av miljøgifter og respons i økotokstester. I tillegg er generelle toksisitetstester inkludert i Trinn 1 for å dekke risikobidraget fra toksiske stoffer som ikke er analysert/-analyserbare.

Fremgangsmåten i Trinn 1 er at sedimentene først klassifiseres ut fra de fastsatte grenseverdiene for innhold av kjemiske forbindelser. Sedimenter med miljøgiftnivå som ikke overskrider konsentrasjonsgrensene bør også passere de anbefalte grenseverdier for toksisitet før de kan friskmeldes. Et område friskmeldes hvis alle sedimentprøvene fra området ligger innenfor de anbefalte grenseverdiene for konsentrasjon og toksisitet. Hvis bare en prøve ikke passerer kravet, kan dette danne grunnlag for ny prøvetaking for f.eks å avgrense delområder.

3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1

Det settes et minimumskrav til informasjon om sedimentenes miljøgifttilstand før det er hensiktsmessig å gjennomføre Trinn 1. Som minstekrav bør det finnes pålitelige tall for miljøgiftkonsentrasjonene fra 5 prøvepunkter i det sedimentområdet som skal vurderes. Dette gir et rimelig minimumsantall for å vurdere variasjoner i konsentrasjoner. Dersom bunnforholdene er svært variable (stor variasjon i vanndyp og sedimenttyper), området er stort (en hel fjord) eller består av flere bassenger, eller dersom kildene til miljøgifter er komplekse (et havneområde), bør antallet prøvepunkter økes. I tillegg til konsentrasjon av miljøgifter, er det behov for informasjon om sedimentenes generelle toksisitet. Begge typene informasjon bør dekke det øvre, biologisk aktive laget av sedimentet, som normalt vil være de øvre 5-10 cm.

For Trinn 2 i risikovurderingen vil det ofte være behov for enda mer detaljert informasjon om sedimentene. Ved prøvetaking for Trinn 1 i et område kan det derfor være rasjonelt å ta flere prøver enn de man har til hensikt å analysere, og lagre for senere utvidete analyser.

Prøvetaking av sediment kan enklest gjøres ved bruk av bunngrabb (type vanVeen anbefales). Grabb vil samle sediment ned til 5-10 cm dyp (avhengig av sedimenttype). Alternativt kan kjerneprøvetaker, boksprøvetaker (boxcorer) brukes eller innsamling gjøres av dykkere.

Tabell 1 gir en minimumsliste av parametere som bør analyseres

Tabell 1 Anbefalt minimumsliste over analyseparameter i forundersøkelser til trinn 1 i risikovurderingen.

Gruppe	Parameter
Fysisk karakterisering	Vanninnhold, fraksjon < 63µm, TOC
Tungmetaller	Hg, Cd, Pb, Cu
Ikke klorerte hydrokarboner	PAH ₁₆ , THC
Klorete hydrokarboner	PCB ₇
Andre forbindelser	TBT
Toksisitetstester	Skeletonema (porevann & ekstrakt) Dr Calux (ekstrakt)

3.3 Grenseverdier for akseptabel risiko

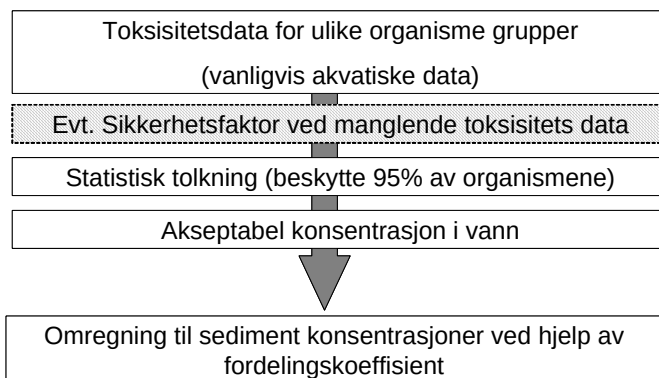
Grenseverdier baserer seg på en vurdering av toksisitet av de ulike stoffene og forventet eksponering av mennesker eller miljø. Toksisitetsvurderingene blir mer og mer standardisert og harmonisert internasjonalt og de grenseverdier som er anbefalt for Trinn 1 er basert på disse. Faktaboks 1 viser gangen i hvordan grenseverdiene utledes for økologisk risiko. Siden det foreligger svært

få toksisitetsdata for sedimenter tas det utgangspunkt i toksisitetsdata fra tester på vann, fortrinnsvis saltvannsorganismer der tilstrekkelig data foreligger.

Faktaboks 2 gir de grenseverdiene som anbefales i veilederen.

Fakta boks 1. Utleddning av grenseverdier for økologisk risiko

Grenseverdier baserer seg på en farlighetsvurdering av de ulike stoffene og forventet eksponering av miljøet. Siden det foreligger svært få toksisitetsdata for forurensete sedimenter tas det utgangspunkt i toksisitetsdata fra akvatiske miljø som omregnes til sediment konsentrasjoner ved hjelp av fordelingskoeffisienter. Der toksikologiske data er ufullstendig anvendes sikkerhetsfaktorer. For utledning av grenseverdier for økologisk risiko er det tatt utgangspunkt i beskyttelse av 95% av organismene dvs. at 5% av artene kan få effekt av forurensningen (HC5). Systematikken for utledning av grenseverdier for økologisk risiko er gitt nedenfor.



Metaller

Grenseverdier for metaller er basert på "tilleggsrisiko" ut over den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen, dvs at de angir en maksimalt tillatt tilleggs-konsentrasjon (MPA) over naturlig bakgrunnsnivå. SFTs forurensningsklasse I brukes som bakgrunnsverdi. Grenseverdien for akseptabel risiko for økosystemet (MPC Øko) og human helse (MPC Human) er gitt i vedlegg B og C. Anbefalte grenseverdier for Trinn 1 er satt som den laveste av disse. For kvikksølv tas utgangsspunkt i den strengeste MPC som gjelder for organiske kvikksølv-forbindelser. Foreligger kvikksølv i ren uorganisk form kan grenseverdien økes til 26 mg/kg.

Organiske stoffer

For organiske stoffer er anbefalte grenseverdier beregnet ved hjelp av likevektsfordeling mellom vann og sediment (K_d), som igjen er avhengig av sedimentets innhold av organisk stoff. Beregningene er basert på et innhold av organisk karbon på 1 %. Dersom det aktuelle sedimentet har et annet organisk

innhold kan grenseverdien multipliseres med sedimentets aktuelle % organisk karbon. Dette gjelder ikke ved vurdering av human risiko i de tilfeller der direkte inntak av sediment ved rekreasjon ansees å være av betydning. Nærmere utredning av dette gjennomføres derfor i Trinn 2.

PAH

For PAH i sedimenter er grenseverdier for akseptabel risiko basert utredninger gitt for sum av 10 PAH forbindelser. Det er ønskelig med grenseverdier for sum PAH som normalt omfatter minst 16 forbindelser. Den grenseverdien som anbefales nå er beregnet ut fra forholdstall mellom de øvrige forbindelsene mht tolerabelt humant inntak og må ansees som foreløpig. Det er behov for en nærmere utredning av grenseverdier for sumPAH16 og benzo(a)pyren i den endelige veilederen.

PCB

For sum PCB synes det å være uoverensstemmelse mellom grenseverdi for effekter på biota og på human helse (vedlegg B og C). En sum PCB₇ på 10 µg/kg foreslås som midlertidig verdi som bør revideres når nye data foreligger.

TBT

Ingen effekter av TBT på børstemark (*Armandia brevis*) ble funnet for sediment med 1% TOC ved 60 µg TBT/kg eller 25 µg Sn/kg. Denne verdien er høyere enn MPC for human risiko (Vedlegg C). Antatt at mennesker bare blir utsatt for TBT og andre tinnorganiske forbindelser gjennom sediment relaterte kilder er en midlertidig grenseverdi satt til 35 µg TBT/kg eller 14 µg Sn/kg.

I tillegg til disse må de anbefalte grenseverdiene for olje også betraktes som foreløpige.

Fakta boks 2. Grenseverdier for vurdering av Trinn 1

Alle konsentrasjoner er på tørrvekt basis. Verdiene merket med * er foreløpige verdier som skal revideres når nye toksisitetsdata foreligger.

Parameter		Grenseverdi
Metaller		
Arsen		60 mg/kg
Bly		175 mg/kg
Kadmium		30 mg/kg
Kopper		70 mg/kg
Krom		500 mg/kg
Kvikksølv		1 mg/kg
Nikkel		40 mg/kg
Sink		700 mg/kg
PAH		
Naftaleen		20 µg/kg
Fenantreen		400 µg/kg
Antraceen		7 µg/kg
Fluorantheen		180 µg/kg
benzo(a)antraceen		60 µg/kg
Chryseen		820 µg/kg
benzo(k)fluorantheen		60 µg/kg
benzo(a)pyreen		7 µg/kg
indeno(1,2,3-cd)pyreen		6 µg/kg
benzo(ghi)peryleen		80 µg/kg
Sum PAH16		2200 µg/kg*
PCB		
PCB 28		10 µg sum PCB ₇ /kg *
PCB 52		
PCB 101		
PCB 118		
PCB 138		
PCB 153		
PCB 180		
Annet organisk		
Mineral olje		50 mg/kg
Tributyltinn (TBT)		35 µg/kg *
Tokstester		
Porevann	Skeletonema	< 50% vektshemming
Org. Ekstrakt	Skeletonema	EC ₅₀ > 2000 mg/l
	DRCalux/EROD	TEQ < 25 ng/kg

3.4 Toksisitetstester

For å avdekke eventuelle gifteffekter av stoffer som ikke inngår i det kjemiske analyseprogrammet og samvirkende effekter av flere stoffer, utføres giftighetstester på porevann og på et organisk ekstrakt av sedimentprøven.

Toksisitetstesten av porevann utføres med den marine algen *Skeletonema costatum*. Metoden er en modifisert screening-test etter ISO standard 10253. Toksisiteten av et organisk ekstrakt av sedimentet undersøkes med to tester

- alger (*Skeletonema costatum*)
- cellekulturer for spesifikk påvisning av dioksiner og plane PCBer.

Testene er kort beskrevet i Faktaboks 3.

Fakta boks 3. Toksisitetstester i Trinn 1 risikovurdering

Porevannets toksisitet undersøkes ved veksthemmingstest med den marine kiselalgen *Skeletonema costatum*. Algenes veksthastighet måles i en fortynningsserie av porevannet i et sjøvannsbasert vekstmedium. Fra en responskurve som viser veksthastighet som funksjon av porevannskonsentrasjon kan konsentrasjonen som gir 50% hemming av algenes vekst (EC_{50}) beregnes.

Toksisiteten av et **sedimentekstrakt** i et organisk løsningsmiddel undersøkes med to tester. Veksthemming av algen *S. costatum* måles ved forskjellige doser av ekstrakt. EC_{50} -verdien beregnes og angis som den mengde sediment (mg/l) som ekstraktdosen representerer.

En biologisk markør for effekter av plane organiske miljøgifter (EROD) måles i cellekulturer som eksponeres for ulike doser av det organiske ekstraktet. Alternativt benyttes en DR-CALUX in vitro bioassay, hvor interaksjon med AhR (arylhydrocarbon receptor) i cellene måles. Dette er en reseptor for dioksin-liknende molekyler. I begge testene angis resultatet som TCDD-ekvivalenter (TEQ ng/kg)

3.5 Vurdering av resultatene Trinn 1

Resultatene av analysene fra de 5 datasett sammenlignes med grenseverdiene som er gitt i Faktaboks 2. Overskridelse av en av grenseverdier vil medføre at Trinn 2 skal gjennomføres. Dersom analyseresultatene viser at risikoen kun er knyttet til ett av målepunktene kan man vurdere om det er grunnlag til å identifisere et del område som forurenset, mens resten av området friskmeldes. Dette krever at det foreligger tilstrekkelig antall prøveresultater for å kunne avgrense det området som går videre til Trinn 2.

4 RISIKOVURDERING TRINN 2

4.1 Generelt

Trinn 2 har som mål å vurdere om det foreligger en aktuell risiko i det enkelte tilfellet. Sedimentområder som behandles på Trinn 2 vil være de som representerer en potensiell risiko i trinn 1. I Trinn 2 er målet å klassifisere risikobidraget fra sedimentene i forhold til akseptkriterier, ut fra reelle forhold. På dette trinnet kommer derfor vurdering av sannsynlig eksponering, biotilgjengelighet og transportveier for sedimentenes miljøgifter inn. Trinn 2 følger tre uavhengige linjer av vurdering som samsvarer med ambisjonsnivåene til SFT:

- A. risiko for spredning til uforurenset område
- B. risiko for humanhelse, innhold i spiselige organismer
- C. risiko for effekt på organismer, populasjoner og økosystem.

Om alle 3 vurderingene skal gjennomføres i Trinn 2 er avhengig av miljømålet for området.

Områder der risikobidraget fortsatt ikke kan klassifiseres etter Trinn 2 vurderingen, vil måtte behandles i Trinn 3. Dette er områder med så komplekse miljø- og forurensingsforhold at de allmenngyldige beregningsmåtene foreslått i Trinn 2, ikke ansees å gi pålitelige resultater.

4.2 Datagrunnlag Trinn 2

Mye av datagrunnlaget for Trinn 2 bør være anskaffet gjennom prøvetakingen før Trinn 1. Det kan likevel være aktuelt å skaffe lokal/regional informasjon om en del lokale forhold (Faktaboks 4). Faktaboksen inneholder mer enn det som strengt tatt kreves for å kunne gjøre de anbefalte beregningene under Trinn 2. Dette er likevel informasjon som man i mange tilfeller lett kan skaffe under prøvetakingen og som gir innsikt i sedimentets egenskaper. Denne informasjonen kan være nyttig for tolkning av regneresultatene i Trinn 2 og som inngangsinformasjon dersom det er behov for å gå videre til Trinn 3.

Fakta boks 4. Informasjonsbehov risikovurdering Trinn 2

De viktigste informasjonstypene er uthevet

Fysiske forhold:

- **kornfordeling** (bedømmelse av sannsynlighet for oppvirvling)
- **vanninnhold** i sedimentet (porevannsmengde)
- skjærstyrke (for vurdering av oppvirvling)
- strømforhold ved bunnen (videre transport av mobiliserte miljøgifter)
- **episodisk turbulens** ved f.eks. skipstrafikk (tonnasje, motor effekt og frekvens), stormer, anleggsarbeid etc.

Kjemiske forhold:

- **miljøgifter i porevannet** (beregnes evt. fra fordelingskoeffisienter)
- **organisk innhold** (styrer grad av adsorpsjon av miljøgifter til partikler), totalt og vertikalprofil i øvre 20 cm
- oksygenforhold i bunnvann (gir indikasjon på vannutskifting og fortynningsforhold), evt. redoksforhold i sedimentene (styrer kjemisk binding og tilstandsform primært for metaller)
- fluks av CO₂ ut av sedimentet (for beregning av organisk omsetning i sedimentet)

Biologiske forhold:

- forekomst av fisk og skalldyr egnet for konsum (områdets potensielle betydning for fiske)
- kartlegging av spesielt verdifulle eller sårbare bestander

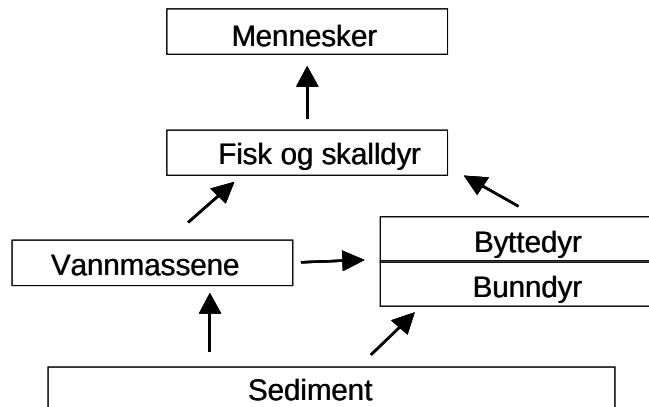
Sosioøkologiske forhold

- truet næringsvirksomhet
- **nåværende og ønskede bruksmåter** av området (bør ligge i definerte miljømål)

4.3 Trinn 2A: Risiko for spredning til uforurenset område

I Trinn 2 gjennomføres det enkle beregninger av miljøgifttransport fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet, illustrert ved pilene i figur 2. Beregning av direkte miljøgifttransport fra sedimentet til vann må omfatte følgende prosesser:

- Transport av oppløste stoffer via porevannet
 - Adveksjon, utpressing av porevann
 - diffusjon/biodiffusjon, sediment bearbeidet av bunnfauna
- Transport av partikkelbundne stoffer
 - oppvirvling/erosjon



Figur 2. Spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet.

Ved begrenset sedimentasjonshastighet og konsolidering vil adveksjon være ubetydelig. Dermed kan det ses på to spredningsmekanismer isolert:

- Diffusjon/biodiffusjon (Faktaboks 5)
- Oppvirvling/erosjon (Faktaboks 6)

I tillegg til direkte transport via disse fysiske prosessene vil miljøgifter kunne transporteres ut fra sedimentet ved at de taes opp i bunnlevende dyr som spises av fisk og andre dyr. Betydningen av denne transportvegen må også inkluderes i beregningen (Faktaboks 7). Dette gir grunnlag for vurdering av total spredning av miljøgifter og kan gi grunnlag til å estimere konsentrasjonen i vannmassene (Faktaboks 8).

Fakta boks 5. Beregning av biodiffusjon

Spredning ved diffusjon (F_{diff}) beregnes ved at molekylærdiffusjon ganges med en faktor (a) for å ta hensyn til økt transport pga. bioturbasjon og korrigeres for økt diffusjonslengde som følge av pore geometrien (n og τ) dette er angitt i ligningen nedenfor. Dersom det ikke foreligger måldata er det angitt standard verdier i parentes som kan brukes for de ulike parametre.

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_s \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta x} \cdot 3,15 \cdot 10^8$$

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 vedlegg A)

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

Δx = diffusjonslengde (1 cm)

Fakta boks 6. Beregning av oppvirvling fra skipstrafikk

Spredning som følge av oppvirvling og propell erosjon (F_{skip}) beregnes ut fra antall skipsanløp pr. år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment der det ikke foreligger måldata.

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

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

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

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

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

f_{lost} = fraksjon løst ($10/K_d$, stoff avhengig vedlegg A eller fra utlekkingsstest ved $L/S=10$)

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

A_{sed} = sediment areal (m²)

Fakta boks 7. Beregning av transport via organismer

Spredning som følge av opptak i organismer og predasjon (F_{org}) kan beregnes ut fra vevskonsentrasjonen i bytte dyr (C_b) og et estimat av hvor mye av bunndyr biomasse spises av predatorer. Dette forutsetter at bunndyr biomasse er konstant over tid.

$$F_{org} = \frac{C_{bio}}{f_{cbio}} (k_{sed} \cdot (1 - d) - k_{resp}) \cdot \frac{1}{1000}$$

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

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

f_{cbio} = fraksjon karbon i bunnfauna biomasse (0,25 g/g)

k_{sed} = karbon tilførsel til sediment (200 g/m²/år)

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

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

Dersom det ikke foreligger målte vevskonsentrasjoner i bunnfauna kan den estimeres.

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} \cdot BCF_{fisk}}{K_d}$$

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, vedlegg A)

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg, stoffavhengig, vedlegg A)

Fakta boks 8. Beregning av total spredning

Spredning fra forurenset sediment til utenfor liggende områder kan estimeres som følger.

$$F_{tot} = F_{diff} + F_{skip} + F_{org}$$

F_{tot} = total spredning fra forurenset sediment (mg/m²/år)

F_{diff} = spredning som følge av biodiffusjon (mg/m²/år)

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

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

Utfra oppholdstid (t_r) av vannmassene i bassenget kan konsentrasjonen i vannmassene estimeres.

$$C_{sjø} = \frac{F_{tot} \cdot A_{sed}}{V_{sjø}} \cdot t_r = \frac{F_{tot}}{d_{sjø}} \cdot t_r$$

$C_{sjø}$ = konsentrasjon i vannmassene (mg/m³ = µg/l)

F_{tot} = total spredning fra forurenset sediment (mg/m²/år)

A_{sed} = sediment areal i bassenget (m²)

$V_{sjø}$ = vannvolumet over sedimentet (m³)

$d_{sjø}$ = gjennomsnittlig dybde i bassenget (m)

t_r = oppholdstid til vannet i bassenget (år)

4.4 Trinn 2B: Risiko for humanhelse

Human helserisiko vurderes ut fra eksponering gjennom ulike spredningsveier. Følgende eksponeringsveier er inkludert:

- Oralt inntak av sediment (Faktaboks 9)
- Oralt inntak av overflatevann (Faktaboks 10)
- Oralt inntak av partikulært materiale i vann (Faktaboks 11)
- Hudkontakt med sediment (Faktaboks 12)
- Hudkontakt med overflatevann (Faktaboks 13)
- Inntak av fisk og skaldyr (Faktaboks 14)

Beregningene er basert på standard parameter for barn (B) og voksne (V) som er gitt i faktaboksene. Total eksponering bestemmes utfra summen av deleksponeringer (Faktaboks 15). For en mer realistisk vurdering av humaneksponering under rådende lokale forhold anbefales det at det måles innhold av aktuelle miljøgifter i vannmassene, partikulært materialet og fisk/skalldyr. Disse typer undersøkelser bør legges til Trinn 3.

Fakta boks 9. Human eksponering via oralt inntak av sediment

Direkte eksponering via oralt inntak av sediment skjer gjennom hånd-munn kontakt på grunt vann. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Eksponering kan beregnes ved hjelp av standard parameter der det ikke foreligger måleverdier.

$$DEI_{sed} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sed} \cdot af \cdot C_{sed}}{KV}$$

DEI_{sed} = direkte eksponering via oralt inntak av sediment (mg/kg k.v./d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

DI_{sed} = inntak av sediment (Barn: 10^{-3} ; Voksen: $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg t.v/d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg tv, måles)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Fakta boks 10. Human eksponering via inntak av overflatevann

Direkte eksponering via inntak av sjøvann ved svømming kan beregnes ved hjelp av standard parameter der det ikke foreligger måleverdier. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Eksponering.

$$DEI_{sv} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sv} \cdot af \cdot C_{sv}}{KV}$$

DEI_{sv} = direkte eksponering via inntak av sjøvann (mg/kg k.v./d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

DI_{sv} = inntak av sjøvann (Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sv} = konsentrasjon i sjøvann (mg/l, måles eller beregnes)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

$$C_{sv} = \frac{\rho_{sed} \cdot C_{sed}}{\rho_{sed} \cdot K_d + n}$$

ρ_{sed} = bulkdensitet til sedimentet (0,8 kg/l)

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

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (stoffavhengig, vedl. A)

n = porositet, vannfylt porevolum (0,7)

Fakta boks 11. Human eksponering via inntak av partikulært materiale

Direkte eksponering via inntak av partikulært materialet skjer samtidig med inntak av vannet ved svømming. Dette kan beregnes ved hjelp av standard parameter der det ikke foreligger måleverdier. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år.

$$DEI_{pm} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sv} \cdot I_{pm} \cdot af \cdot C_{pm}}{KV}$$

DEI_{pm} = eksponering via inntak av partikulært materiale (mg/kg k.v./d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

DI_{sv} = inntak av sjøvann (Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d)

I_{pm} = innhold partikulært materiale i vann ($3 \cdot 10^{-5}$ kg/l)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{pm} = konsentrasjon i partikulært materiale (mg/kg t.v., måles eller beregnes; Metaller: $C_{pm} = 1,5 \cdot C_{sed}$; Organisk: $C_{pm} = 2 \cdot C_{sed}$)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Fakta boks 12. Human eksponering via hudkontakt med sediment

Opptak via huden antas å være ubetydelig for metaller. For organiske forbindelser beregnes eksponering med utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Det tas hensyn til ulike hudareal i kontakt med sedimentet for barn og voksen samt ulik mengde sediment pr. areal. Kontakttiden er satt til 8 timer før sedimentet vaskes av med for eksempel dusjing.

$$DEH_{sed} = \frac{f_{exp} \cdot HA_{sed} \cdot mf \cdot HAD_{sed} \cdot HAB_{sed} \cdot ET_{sed} \cdot af \cdot C_{sed}}{KV}$$

DEH_{sed} = eksponering via hudkontakt med sediment (mg/kg/d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

HA_{sed} = hud areal for eksponering med sediment (B: 0,17; V: 0,28 m²)

mf = matriks faktor (0,15)

HAD_{sed} = hudhefterate for sediment (B: $5,1 \cdot 10^{-3}$; V: $37,5 \cdot 10^{-3}$ kg/m²)

HAB_{sed} = hudabsorpsjonsrate for sediment (B: 0,01; V: 0,005 timer⁻¹)

ET_{sed} = eksponeringstid, hud med sediment (8 timer/d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg tv)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Fakta boks 13. Human eksponering via hudkontakt med vann

Opptak via huden antas å være ubetydelig for metaller. For organiske forbindelser beregnes eksponering med utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Det tas hensyn til ulike hudareal i kontakt med vann for barn og voksen. Kontakttiden er satt til svømming i 2 timer for barn og 1 time for voksne.

$$DEH_{sv} = \frac{f_{exp} \cdot HA_{sv} \cdot HAB_{sv} \cdot ET_{sv} \cdot af \cdot C_{sv}}{KV}$$

DEH_{sv} = eksponering via hudkontakt med vann (mg/kg/d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

HA_{sv} = hud areal for eksponering med sediment (B: 0,95; V: 1,8 m²)

HAB_{sv} = hudabsorpsjonsrate for sjøvann (l/m²/time, beregnes)

ET_{sv} = eksponeringstid, hud med sjøvann (B: 2; V: 1 timer/d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sv} = konsentrasjon i sjøvann (mg/l, måles eller beregnes)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Hudabsorpsjonsrate fra sjøvann vil være stoff avhengig og kan estimeres på følgende måte:

$$HAB_{sv} = \frac{5000 \cdot (0,038 + 0,153 \cdot K_{ow})}{(5000 + (0,038 + 0,153 \cdot K_{ow}))} \cdot \frac{e^{(-0,016 \cdot M)}}{1,5}$$

K_{ow} = oktanol/vann fordelingskoeffisienten (vedlegg A)

M = molekylvekt (g/mol, vedlegg A)

Fakta boks 14. Human eksponering via inntak av fisk og skalldyr

Indirekt human eksponering gjennom inntak av fisk og skalldyr kan beregnes utfra forventet konsum av fisk og skalldyr og innholdet av miljøgifter i disse (Faktaboks 7).

$$IEI_f = \frac{DI_f \cdot KF_f \cdot af \cdot C_f}{KV}$$

IEI_f = indirekte eksponering via inntak av fisk og skalldyr (mg/kg/d)

DI_f = daglig inntak av fisk og skalldyr (B: 0,028; V: 0,138 kg vv/d)

KF_f = kontaminert fraksjon (0,5)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_f = konsentrasjon i fisk (mg/kg vv, måles eller = $BCF \cdot C_{sv}$)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Fakta boks 15. Total human eksponering

Den totale eksponeringen for barn (TCH_{sed}) og voksne (TAD_{sed}) beregnes ved å summere de ulike eksponeringsveiene som følger:

$$TCH_{sed} = DEI_{sed} + DEI_{sv} + DEI_{pm} + DEH_{sed} + DEH_{sv} + IEI_f$$

$$TAD_{sed} = DEI_{sed} + DEI_{sv} + DEI_{pm} + DEH_{sed} + DEH_{sv} + IEI_f$$

Ved å anta at man er 6 år barn og 64 år voksen kan den total livstidsdosis beregnes som følger:

$$DOSIS = \frac{6 \cdot TCH_{sed} + 64 \cdot TAD_{sed}}{70}$$

TCH_{sed} = total daglig eksponering av barn til sediment (mg/kg/d)

TAD_{sed} = total daglig eksponering av voksen til sediment (mg/kg/d)

$DOSIS$ = gjennomsnittlig livstid daglig eksponering (mg/kg/d)

$DOSIS$ sammenlignes med 10% MTR human verdiene (Vedlegg C).

4.5 Trinn 2C: Risiko for effekter på økosystemet

Økossystemet kan påvirkes på ulike måter av miljøgifter, direkte toksisk virkning på individet, innvirkning på populasjonen eller langsiktig akkumulering i næringskjede som kan føre til effekter i andre målorganisme grupper.

Økotokstester

Sedimentets toksiske effekter undersøkes ved test med krepsdyret *Corophium* sp. eller fjærmarken *Arenicola marina*. Testen er en hel-sedimenttest, hvor forsøksdyrene eksponeres i sedimentet. Dyrenes adferd og overlevelse etter 4 - 10 døgns eksponering blir registrert (Faktaboks 16). Dødelighet over 20% i helsedimenttester blir regnet som signifikant og er en indikasjon på uakseptabel risiko. Andre indikasjoner på gifteffekter er redusert fødeinntak (*Arenicola*) og at forsøksdyrene ikke graver seg ned i sedimente.

Fakta boks 16. Hersediment toksisitetstest

Arenicola marina er marker som lever nedgravd i sedimentet. Testen med *Arenicola* utføres i kar fylt med sediment og sjøvann. Etter at forsøksdyrene er tilsatt registreres produksjon av ekskrementhauger på sedimentoverflaten i løpet av 10 døgns eksponering. Er sedimentet av dårlig kvalitet vil dyrene spise mindre og mengden ekskrementhauger blir mindre. I giftige sedimenter vil man også kunne observere at dyrene ikke graver seg ned i sedimentene. Til slutt registreres antall overlevende dyr.

Corophium sp. er amfipoder som lever i små rør i sedimentet, ofte i store tettheter. *Corophium*-testen går ut på å måle dødelighet bland de dyrene som tilsettes vannet over det aktuelle sedimentet som skal testes. Antall individer som oppholder seg på sedimentoverflaten og i vannsøylen registreres daglig i 4 døgn. Til slutt bestemmes antall levende og døde forsøksdyr.

I hersediment-testene benyttes et referansesediment som kontroll av at dyrenes adferd og kondisjon er normal.

Man må være oppmerksom på at de benyttede testorganismene normalt lever i fint sediment. Dersom man tester grove sedimenter kan dyrenes adferd (fødeinntak og nedgraving) påvirkes negativt uten at det er en indikasjon på gifteffekter.

Biotilgjengelighet og bioakkumulering

Den biologiske tilgjengeligheten av stoffer i sedimenter kan bare grovt beregnes fra kjemiske analyser og likevektsfordelinger. Direkte målinger av opptak i organismer eksponert til sedimentet gir et bedre grunnlag for å vurdere tilgjengelighet og potensiale for bioakkumulering. Et testopplegg for bioakkumulering fra sediment er utviklet av EPA (Faktaboks 17). I bioakkumuleringstesten eksponeres sedimentlevende organismer i tilstrekkelig lang tid til at man kan anta at likevektsskonsentrasjoner er etablert. Biokonsentreringsfaktorer (BCF) for ulike stoffer i sedimentet beregnes på grunnlag av målte konsentrasjoner i sediment og organismer ved slutten av forsøket.

Fakta boks 17. Bioakkumuleringstest

I bioakkumuleringstesten eksponeres sedimentlevende dyr i/på en prøve av sediment i akvarier i tilstrekkelig lang tid til at man kan forvente at likevekt i konsentrasjonen av miljøgifter i sediment og organismer er etablert (ca. 4 uker). Vannfasen over sedimentet skiftes ut kontinuerlig. Det benyttes to arter i det eksperimentelle systemet. Den ene er flerbørstemarken *Hediste diversicolor* og den andre er nettsnegl, *Hinia reticulata*. Det benyttes to arter for å fange opp artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter. Børstemark og bløtdyr representerer også to viktige grupper i marine økosystem og bidrar til transporten av miljøgifter oppover i næringskjeden.

Etter eksponering av forsøksdyrene i ca. 4 uker analyseres de for innhold av miljøgifter. Forsøksdyr som er eksponert i referansesediment benyttes som kontroll. Sammenlikning av konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene og i forsøksdyrene gir informasjon om stoffenes biotilgjengelighet.

4.6 Vurdering av resultatene Trinn 2

Risikovurdering i Trinn 2 ender opp med 3 del resultater:

- A. Estimert spredning av hver miljøgift fra området i $\text{mg/m}^2/\text{år}$ (sum av alle spredningsveier). Denne verdien kan sammenlignes med tilsvarende beregnet spredning fra sediment som tilfredsstiller grenseverdiene for akseptabel risiko (under standard betingelser). Antall ganger denne "bakgrunns"spredningen overskrides vil gi en **spredningsindeks** som et uttrykk for hvor alvorlig spredningen er.
- B. Estimert eksponeringsdose for mennesker for ulike stoffer i mg/kg kroppsvekt/d. Disse kan sammenlignes med verdier for maksimal tolerabel risiko(MTR) for human helse. Det anbefales at grensen for sediment-tilknyttet eksponering settes til 10 % av MTR verdiene, siden det også må regnes med humaneksponering til samme miljøgift via andre kilder.
- C. Økologisk risikovurdering gir resultater for ulike tester:
 - o Akutt effekt av porevann (fra Trinn 1)
 - o Potensielle risiko for kronisk effekt i ekstrakt (fra Trinn1)
 - o Aktuell risiko for ulike organismer i sediment (i Trinn2)
 - o Bioakkumuleringspotensialet (i Trinn 2)

De ulike tester er basert på forskjellige virkningsmekanismer og bør derfor tolkes uavhengig, men alle kan gi en klassifisering: god, middels eller dårlig sedimentkvalitet. Vektlegging av de ulike testene må ses i sammenheng med miljømålet for området.

Kombinasjonsvirkning av miljøgifter

Tilgjengelig dokumentasjon på kombinasjonsvirkning av ulike miljøgifter er veldig begrenset. Følgende tilnærming foreslås:

- Spredning: spredningsindeks (se tidligere dette kapittel) for de stoffer som overskrider grenseverdien summeres. Dette gir et uttrykk for total miljøbelastning via spredning.
- Humanhelse: for følgende stoffgrupper kan kombinasjonstoksisiteten være av betydning
 - Kadmium, kvikksølv og bly
 - PAH forbindelsene
 - PCB kongenerer
 - For hver av disse gruppene summeres Dose/MTR. Dersom summen overskrider 1 er dette en indikasjon på risiko for humanhelse selv om ingen av de enkelte forbindelsene fører til overskridelse av MTR. Tilsvarende betraktninger er aktuelle for gruppen klorerte dioksiner, dibenzofuraner og plane PCB, men her henvises til spesielle utredninger i regi av Folkehelseinstituttet (www.folkehelsa.no).
- Økotoksisitet: testresultatene gir uttrykk for samlet virkning av forurensningene i prøven for ulike virkningsmekanismer.

Tolkning av delresultatene for Trinn2; spredning, human og økotoks vil være avhengig av miljømålet for området og nåværende og planlagt fremtidig arealbruk. Denne rapporten gir status for veilederen pr. 1 jan. 2004 og gir på det nåværende tidspunkt ingen føringer for hvordan vektleggingen skal gjennomføres.

5 RISIKOVURDERING TRINN 3

Trinn 3 bør kun gjennomføres for de sedimentområdene som ikke kan kategoriseres til å utgjøre "akseptabel" eller "uakseptabel" risiko i Trinn 2. Innholdet i Trinn 3 vil innebære en mer nøyaktig skreddersøm av den enkelte situasjon og baserer seg mest mulig på reelle feltstudier av type:

- måling av spredning og transport, f.eks. sedimentfeller,
- bestemmelse av fordelingskoeffisienter i de aktuelle sedimenter,
- bestemmelse av miljøgiftinnhold i organismer fra området,
- numerisk modellering av transport og opptak i næringskjeden og
- bunnfaunastruktur, sårbarhet, biodiversitet

På dette trinnet vil også sammenligning med risikobidrag fra andre kilder til risikoområdet være en viktig aktivitet. Innholdet i Trinn 3 er ikke nærmere omtalt i nåværende utgave av veilederen.

Vedlegg A - Stoffliste fysisk/kjemiske data

STOFFLISTE FYSISK/KJEMISKE DATA

En risikovurderingssystematikk basert på likevektsfordeling mellom sediment og vann er direkte avhengig av fordelingskoeffisienter som anvendes. Tabell A1 viser fordelingskoeffisienter sediment/vann, suspendert stoff/vann og vann/fisk som har blitt anvendt i denne rapporten.

Tabell A1 Oversikt over fysisk/kjemiske data for utvalgte miljøgifter.

Navn	Molvekt g/mol	Løselighet mol/m ³	log Kow	Koc	Kd sed dm ³ /kg 1% TOC	Kd susp dm ³ /kg 2% TOC	D _{molekylær} cm ² /s	BCF fisk vått vekt
Metaller								
Arsen	74,9	40,1	-	-	6 667	10 001	9,05E-06	5,0
Bly	207,2	14,5	-	-	426 664	639 997	9,45E-06	500,0
Kadmium	112,4	26,7	-	-	85114	127671	7,19E-06	10,0
Kopper	63,5	47,2	-	-	33 328	49 991	7,14E-06	100,0
Krom	52,0	57,7	-	-	193 333	289 999	5,95E-06	20,0
Kvikksølv	200,6	15,0	-	-	113 333	170 000	8,80E-06	100,0
Nikkel	58,7	51,1	-	-	5 333	7 999	6,61E-06	20,0
Sink	65,4	45,9	-	-	73 331	110 002	7,03E-06	1 000,0
PAH								
naftaleen	128,2	0,25	3,30	955	10	19	8,61E-06	99,8
fenantreen	178,2	0,0048	4,47	16 982	170	340	6,81E-06	1 476
antracene	178,2	0,00040	4,45	19 953	200	399	6,81E-06	1 409
fluorantreen	202,4	0,00099	5,16	151 356	1 515	3 030	6,22E-06	7 227
benzo(a)antracene	228,3	0,000051	5,54	616 595	6 172	12 344	5,71E-06	17 337
chryseen	228,3	0,0000078	5,81	524 807	5 253	10 507	5,71E-06	32 283
benzo(k)fluorantreen	252,3	0,0000019	6,11	1 737 801	17 395	34 791	5,32E-06	50 000
benzo(a)pyreen	252,3	0,0000033	6,13	660 693	6 614	13 227	5,32E-06	50 000
indeno(1,2,3-cd)pyreen	276,3	0,0000010	6,87	1 047 129	10 482	20 964	4,99E-06	50 000
benzo(ghi)perylene	276,3	0,00000067	6,22	2 691 535	26 942	53 885	4,99E-06	50 000
PCB								
PCB 28	257,5	0,00047	5,62	40 738	408	816	5,24E-06	20 843
PCB 52	292,0	0,000091	6,26	50 119	502	1 003	4,80E-06	50 000
PCB 101	326,4	0,000040	6,85	338 844	3 392	6 784	4,43E-06	50 000
PCB 118	326,4	0,000020	7,12	2 238 721	22 410	44 819	4,43E-06	50 000
PCB 138	360,9	0,0000019	7,45	512 861	5 134	10 267	4,13E-06	50 000
PCB 153	360,9	0,0000076	7,44	741 310	7 421	14 841	4,13E-06	50 000
PCB 180	395,3	0,0000019	8,16	977 237	9 782	19 564	3,87E-06	50 000
Annet								
DDD	320,0	0,00019	6,22	151 356	1 515	3 030	4,49E-06	50 000
DDE	318,0	0,00013	6,96	223 872	2 241	4 482	4,51E-06	50 000
DDT	354,5	0,000018	6,91	380 189	3 806	7 611	4,18E-06	50 000
tri-butyltinoxide	596,1	0,0013	3,64	1 794	18	36	2,89E-06	218
tri-fenyltin	350,0	0,014	3,28	21 878	219	438	4,22E-06	95,3
trifenyltinhydroxide	367,0	0,0027	3,40	1 032	10	21	4,08E-06	126
2,3,7,8-TCDD	322,0	0,00000093	6,80	405 509	4 059	8 118	4,47E-06	50 000
PCB 105	326,4	0,000022	6,98	1 348 963	13 503	27 006	4,43E-06	50 000
PCB 126	326,4	0,000021	7,23	870 964	8 718	17 437	4,43E-06	50 000

Referanser:

- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen and A.P. van Wezel, 2001, Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediments and groundwater. RIVM report 711701023. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven
- Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus and A.P. van Wezel, 2001, Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701020. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.
- Schwarzenbach, R.P., P.M. Gschwend and D.M. Imboden, 2003, Environmental Organic Chemistry 2nd Ed. Wiley-Interscience

Vedlegg B - Grenseverdier Økologisk risiko

GRENSEVERDIER ØKOLOGISK RISIKO

Grenseverdier for økologisk risiko er basert på likevektfordeling sediment vann. Dette forutsetter at eksponering skje via porevannet. Makimalt tillatte nivåer (MPC) i vann beregnes fra "No Observable Effect Concentration" (NOEC) data som er tilgjengelig i litteraturen. Dette er nærmere beskrevet i Faktaboks 1.

Tabell B1 Grenseverdier for økologisk risiko i porevann (HC5) og beregnet konsentrasjon i sediment (MPC). For metaller tas hensyn til bakgrunnskonsentrasjon (MPC=MPA+Bakgrunn).

Navn	HC5 µg/l	Koc dm ³ /kg	Kd dm ³ /kg	MPA mg/kg	Bakgrunn mg/kg	MPC mg/kg
Metaller						
Arsen	24	-	6 667	160	20	180
Bly	11	-	426 664	4693	30	4723
Kadmium	0,34	-	85 114	29	0,25	29
Kopper	1,1	-	33 328	37	35	72
Krom	8,7	-	193 333	1682	70	1752
Kvikksølv (uorg.)	0,23	-	113 333	26	0,15	26
Kvikksølv (org.)	0,011	-	113 333	1	0,15	1
Nikkel	1,9	-	5 333	10	30	40
Sink	7,3	-	73 331	535	150	685
PAH						
	µg/l					µg/kg
naftaleen	2,1	955	10	-	-	20
fenantreen	3,2	16 982	170	-	-	543
antracene	0,034	19 953	200	-	-	6,8
fluorantreen	0,12	151 356	1 514	-	-	182
benzo(a)antracene	0,01	616 595	6 166	-	-	62
chryseen	0,28	524 807	5 248	-	-	1469
benzo(k)fluorantreen	0,0036	1 737 801	17 378	-	-	63
benzo(a)pyreen	0,005	660 693	6 607	-	-	33
indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,00061	1 047 129	10 471	-	-	6,4
benzo(ghi)perylene	0,0031	2 691 535	26 915	-	-	83
PCB						
	µg/l					µg/kg
PCB 28		40 738	407	-	-	-
PCB 52		50 119	501	-	-	-
PCB 101		338 844	3 388	-	-	-
PCB 118	0,0000111	2 238 721	22 387	-	-	0,25
PCB 138		512 861	5 129	-	-	-
PCB 153	0,000204	741 310	7 413	-	-	1,51
PCB 180		977 237	9 772	-	-	-
Annet						
	µg/l					µg/kg
DDD	0,00044	151 356	1 514	-	-	0,67
DDE	0,00044	223 872	2 239	-	-	0,99
DDT	0,00044	380 189	3 802	-	-	1,67
tri-butyltinnoxide		1 794	18	-	-	-
tri-fenyltin		21 878	219	-	-	-
trifenyltinhydroxide		1 032	10	-	-	-
2,3,7,8-TCDD		405 509	4 055	-	-	-
PCB 105	0,0000193	1 348 963	13 490	-	-	0,26
PCB 126	4,82E-08	870 964	8 710	-	-	0,00042

Referanse:

Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus and A.P. van Wezel, 2001, Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. RIVM report 711701020. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.

Vedlegg C - Grenseverdier Humanrisiko

GRENSEVERDIER HUMAN RISIKO

Grenseverdier for human risiko er beregnet basert på eksponering gjennom direkte inntak av sediment, vann og suspendert stoff samt hudkontakt med sediment og vann i henhold til standardparameter tilpasset Norkse forhold (Faktaboks 9-14). Grenseverdier tar utgangspunkt i at sediment relatert eksponering er den eneste kilde til miljøgifter (100% MTR) samt en verdi som er basert på at bare 10% av eksponeringen er sediment relatert (10% MTR). Denne verdien tar høyde for de mange andre kilder til miljøgifter mennesker blir utsatt for.

Tabell C1 Grenseverdier for human risiko basert på livstidsdosis og direkte eksponering (rekreasjon) samt inntak av fisk (Faktaboks 15).

Navn	Barn mg/kg/d	Voksen mg/kg/d	Total DOSIS mg/kg/d	MTR human mg/kg/d	Grenseverdi 100% MTR mg/kg t.v.	Grenseverdi 10% MTR mg/kg t.v.
Metaller						
Arsen	4,13E-03	7,07E-04	1,00E-03	1,00E-03	609	61
Bly	1,26E-02	2,76E-03	3,60E-03	3,60E-03	1760	176
Kadmium	3,04E-03	2,62E-04	5,00E-04	5,00E-04	494	49
Kopper	3,22E-01	1,23E-01	1,40E-01	1,40E-01	36437	3644
Krom	3,08E-02	2,59E-03	5,00E-03	5,00E-03	5011	501
Kvikksølv	3,90E-04	7,29E-05	1,00E-04	1,00E-04	57	6
Nikkel	1,04E-01	4,49E-02	5,00E-02	5,00E-02	10894	1089
Sink	6,57E-01	4,85E-01	5,00E-01	5,00E-01	35020	3502
PAH					µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
naftaleen	6,23E-02	3,79E-02	4,00E-02	4,00E-02	2543	254
fenantreen	4,66E-02	3,94E-02	4,00E-02	4,00E-02	4076	408
antraceen	4,68E-02	3,94E-02	4,00E-02	4,00E-02	4997	500
fluorantreen	5,04E-02	5,00E-02	5,00E-02	5,00E-02	10301	1030
benzo(a)antraceen	4,85E-03	5,01E-03	5,00E-03	5,00E-03	1793	179
chryseen	4,81E-02	5,02E-02	5,00E-02	5,00E-02	8239	824
benzo(k)fluorantreen	4,79E-03	5,02E-03	5,00E-03	5,00E-03	1767	177
benzo(a)pyreen	4,78E-04	5,02E-04	5,00E-04	5,00E-04	67	7
indeno(1,2,3-cd)pyreen	4,78E-03	5,02E-03	5,00E-03	5,00E-03	1066	107
benzo(ghi)perylene	2,87E-02	3,01E-02	3,00E-02	3,00E-02	16434	1643
PCB					µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
PCB 28	9,61E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	0,20	0,02
PCB 52	9,54E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	0,10	0,01
PCB 101	9,53E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	0,69	0,07
PCB 118	9,55E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	4,56	0,46
PCB 138	9,53E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,05	0,10
PCB 153	9,53E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,51	0,15
PCB 180	9,53E-06	1,00E-05	1,00E-05	1,00E-05	1,99	0,20
Annet					µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
DDD	4,76E-04	5,02E-04	5,00E-04	5,00E-04	15	1,54
DDE	4,77E-04	5,02E-04	5,00E-04	5,00E-04	23	2,28
DDT	4,76E-04	5,02E-04	5,00E-04	5,00E-04	39	3,88
tri-butyltinnoxide	3,81E-04	4,02E-04	4,00E-04	4,00E-04	35	3,45
tri-fenyltin	3,97E-04	4,00E-04	4,00E-04	4,00E-04	920	92
trifenyltinhydroxide	3,90E-04	4,01E-04	4,00E-04	4,00E-04	35	3,48
2,3,7,8-TCDD	9,53E-10	1,00E-09	1,00E-09	1,00E-09	8,27E-05	8,27E-06
PCB 105	9,54E-10	1,00E-09	1,00E-09	1,00E-09	2,75E-04	2,75E-05
PCB 126	9,54E-10	1,00E-09	1,00E-09	1,00E-09	1,78E-04	1,78E-05

Referanse:

Baars, A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink, L. Verdam and M.J. Zeilmaker, 2001, Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701025. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page

Oppdragsgiver/Client Statens forurensningstilsyn		Dokument nr/Document No. 20031190-4
Kontraksreferanse/ Contract reference SFT Kontrakt nr. 5003039		Dato/Date 23 juni 2004
Dokumenttittel/Document title Risikovurdering av forurenset sediment Beskrivelse av system for risikovurdering Prosjektleder/Project Manager Gijs D. Breedveld Utarbeidet av/Prepared by: Torgeir Bakke - NIVA, Gijs Breedveld - NGI		Distribusjon/Distribution ☐ Fri/Unlimited ☒ Begrenset/Limited ☐ Ingen/None
Emneord/Keywords		
Land, fylke/Country, County Kommune/Municipality Sted/Location Kartblad/Map UTM-koordinater/UTM-coordinates		Havområde/Offshore area Feltnavn/Field name Sted/Location Felt, blokknr./Field, Block No.

Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001								
Kon- trollert av/ Reviewed by	Kontrolltype/ Type of review	Dokument/Document		Revisjon 1/Revision 1		Revisjon 2/Revision 2		
		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed		Kontrollert/Reviewed		
		Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.	Dato/Date	Sign.	
AH	Helhetsvurdering/ General Evaluation *							
WUT	Språk/Style							
J. Skei	Teknisk/Technical - Skjønn/Intelligence - Total/Extensive - Tverrfaglig/ Interdisciplinary							
AH								
WUT	Utforming/Layout							
GBr	Slutt/Final							
JS	Kopiering/Copy quality							
* Gjennomlesning av hele rapporten og skjønnsmessig vurdering av innhold og presentasjonsform/ On the basis of an overall evaluation of the report, its technical content and form of presentation								
Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release		Dato/Date			Sign.			