



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Veileder

Risikovurdering av forurenset sediment

TA
2802
2011



Forord

Veilederen om risikovurdering av forurensede sedimenter er utarbeidet for saksbehandlere i forvaltningen, ansvarlige for forurensning, konsulenter og andre. Risikoveilederen er laget for å bedømme risiko fra sedimentene i deres nåværende tilstand, som er en viktig del av grunnlaget for beslutning om miljøtiltak i sedimentene. Den vil være et viktig hjelpemiddel for å avgrense og differensiere mellom forurensede områder når det skal utarbeides konkrete planer før en eventuell opprydding. Utover den innledende informative beskrivelsen av hvordan veilederen er bygget opp og skal brukes, vil bruk av veilederen for de fleste ansvarlige for forurensning kreve at de knytter til seg fagkompetanse.

Foreliggende veileder, TA-2802/2011, er en revidert versjon av veilederen, TA-2230/2007. Revisjonen er en begrenset optimalisering gjort på grunnlag av erfaringen med den gamle veilederen, samt innspill fra brukerne.

Den nye versjonen inneholder vesentlig endringer av betydning for beregning og vurdering av sedimentoppvirvling fra skipstrafikk. Det er nå lagt opp til at de arealene som er påvirket av skip i et tiltaksområde, skal risikovurderes separat, og beregningsmåten for seilingstrasèer er justert, så de blir mer realistiske. For å begrense muligheten til å gjøre store beregningsfeil er det også satt mer realistiske øvre og nedre grenser på parameterverdier som kan benyttes i beregningsverktøyet.

Risikovurdering vil være en del av de vurderingene det er nødvendig å gjøre når det skal tas beslutning om opprydding i forurensede sedimenter. Klifs veileder 1979/2004 Veileder for håndtering av forurensede sedimenter, som er under revisjon, beskriver hele saksgangen nærmere.

Risikoveilederen er utarbeidet og revidert av NIVA (Norsk institutt for vannforskning) og NGI (Norges geotekniske institutt) på oppdrag fra Klif.

Klif, Oslo, juni 2011

Bjørn Bjørnstad
avdelingsdirektør

Innhold

SAMMENDRAG	6
1. Innledning	8
2. Bakgrunn	9
2.1 Hva er risiko?	9
2.2 Mål for risikovurderingssystemet – sammenheng med miljømål	9
2.3 Systemets struktur	10
2.4 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen	11
2.5 Begrensninger i anvendelse av risikoveilederen	12
2.6 Risikovurdering av små områder	12
2.7 Usikkerhet i vurderingene	12
3. Risikovurdering Trinn 1	14
3.1 Generelt	14
3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1	14
3.2.1 Områdeinndeling og prøvetakingsprogram	14
3.2.2 Parametervalg.....	15
3.2.3 Toksisitetstester.....	15
3.3 Grenseverdier	16
3.4 Resultatvurdering og konklusjoner	22
3.4.1 Friskmelding av området	22
4. Risikovurdering Trinn 2	23
4.1 Generelt	23
4.2 Vurdering av risiko for spredning av miljøgifter (Trinn 2A).....	27
4.2.1 Transport av oppløste stoffer via porevannet.....	27
4.2.2 Transport av stoffer som er bundet til sedimentpartikler	28
4.2.3 Transport av miljøgifter gjennom næringskjeden	28
4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2	28
Faktaboks 6 Beregning av sedimenttransport generert av propelloppvirvling	30
4.2.5 Vurdering av spredningsmengde	36
4.3 Vurdering av risiko for human helse (Trinn 2B)	36
4.4 Vurdering av risiko for effekter på økosystemet (Trinn 2C)	38
5. Risikovurdering Trinn 3	40
5.1 Målsetningen med Trinn 3	40
5.2 Lokal forankring av sjablongverdiene fra Trinn 2	40
5.3 Supplerende undersøkelser til hjelp i tolkninger.....	41
5.3.1 Spredning fra sedimentene	41
5.3.2 Risiko for human helse	43
5.3.3 Risiko for økologiske effekter.....	44
6. Sammenhengen mellom Trinn 2 og Trinn 3	45
7. Rapportering fra risikovurderingen	45
8. Vedleggsliste	46

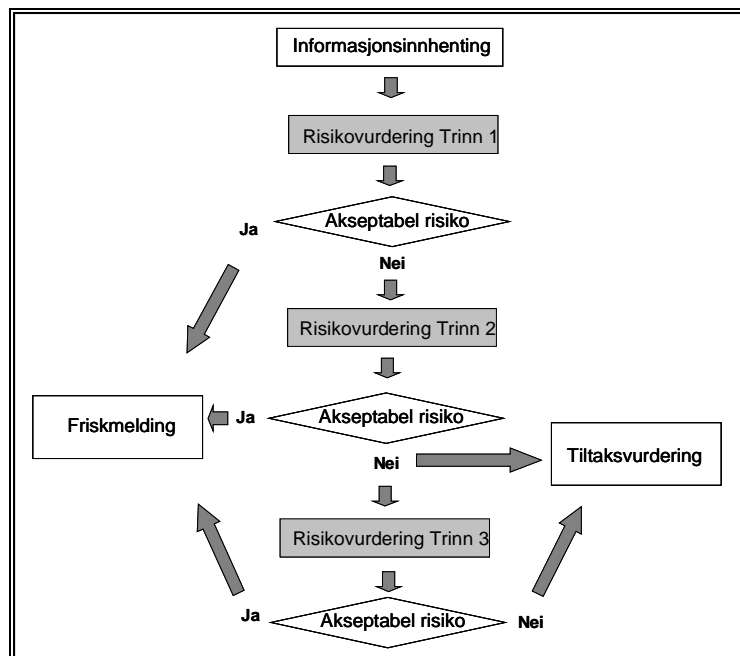
SAMMENDRAG

Veilederen for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment er utarbeidet til bruk i vurdering av fjord- og kystområder, inkludert havner for eventuelle tiltak.

Risikovurderingssystemet er ment å skulle brukes til å bedømme risiko fra sedimentene i deres nåværende tilstand. En slik risikovurdering er ett ledd i saksgangen for opprydning i forurensete sedimenter.

Veilederen er først og fremst utviklet med tanke på områder som faller inn under de fylkesvise tiltaksplanene, dvs middels store fjord- og havneområder, men kan i forenklet utgave også anvendes på mindre områder (småbåthavner, private bryggeanlegg).

Risikovurderingen gjøres trinnvis der hvert trinn er mer arbeidskrevende, men gir økt lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Dette hindrer at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, og hindrer at områder som utgjør en betydelig risiko blir friskmeldt innledningsvis. Hovedstrukturen for risikovurderingssystemet er angitt i figuren nedenfor.



Risikovurderingen forutsetter at et minimum av informasjon er tilgjengelig om området som skal vurderes. Informasjonsbehovet omfatter først og fremst konsentrasjoner av aktuelle miljøgifter og samlet toksisitet i sedimentet, men også en rekke andre karaktertrekk ved området som for eksempel sedimenttype, bunntopografi, dybdeforhold, arealbruk, skipstraséer og skipsfartsmønster går inn i beregningene eller er nyttige i tolkningen.

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse. Grenseverdier er utarbeidet for 45 enkeltstoffer og stoffgrupper. Verdiene samsvarer med grense mellom Klasse II og III i Klifs reviderte system for miljøkvalitetsklassifisering av marine sedimenter (TA 2229/2007). Toksisitetstester er inkludert for å dekke risiko fra samvirke mellom miljøgiftene og effektene av eventuelle toksiske stoffer som ikke er kjemisk

identifisert. Dersom grenseverdiene overskrides, er den potensielle risiko av sedimentene ikke ubetydelig, og Trinn 2 i risikovurderingen gjennomføres.

Trinn 2 er en mer omfattende risikovurdering og har som mål å fastslå om risikoen for skade på miljø eller helse forbundet med sedimentene der de ligger er akseptabel, eller om man må vurdere tiltak. Vurderingen gjøres ut fra miljøgiftenes mobilitet og fra stedlige forhold. Trinn 2 omfatter tre sider av risikobildet:

- Risiko for spredning av miljøgifter
- Risiko for human helse
- Risiko for økosystemet

Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2 vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk.

Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirvling som følge av bølger og skipstrafikk og opptak i organismer og spredning gjennom næringskjeden.

Risiko for human helse vurderes ut fra aktuelle transportveier til mennesker etter hvordan et sedimentområde brukes: havnevirksomhet, rekreasjon, fangst av sjømat, osv. Den viktigste eksponeringsveien er via konsum av fisk og skalldyr, men inntak av og kontakt med sediment og vann er også tatt med.

Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra beregnede konsentrasjoner av miljøgifter som organismer i vann og sediment eksponeres for sammenliknet med relevante grenseverdier for effekter. Resultatene av toksisitetstestene fra Trinn 1 og helsesediment testen i Trinn 2 legges også til grunn.

Veilederen viser hvordan disse beregningene skal gjøres og tolkes.

Trinn 3. Hvis Trinn 2 viser at risikoen fra sedimentene er uakseptabel kan man velge å gjøre en tiltaksvurdering, eller å øke sikkerheten av resultatene i Trinn 2 ved å gjennomføre Trinn 3. Strukturen og målsetningen for Trinn 3 er i utgangspunktet det samme som i Trinn 2 og konklusjonene brukes på samme måte, men vurderingen i Trinn 3 er bedre forankret i lokale forhold og skal derfor gi et sikrere beslutningsgrunnlag for evt. tiltak. Friheten til skreddersøm av Trinn 3 er stor og veilederen gir bare enkelte retningslinjer for gjennomføringen. Aktiviteten kan spenne fra å kontrollere/erstatte de foreslåtte sjablongverdiene i Trinn 2 med stedsspesifikke verdier til å gjøre en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgiftene.

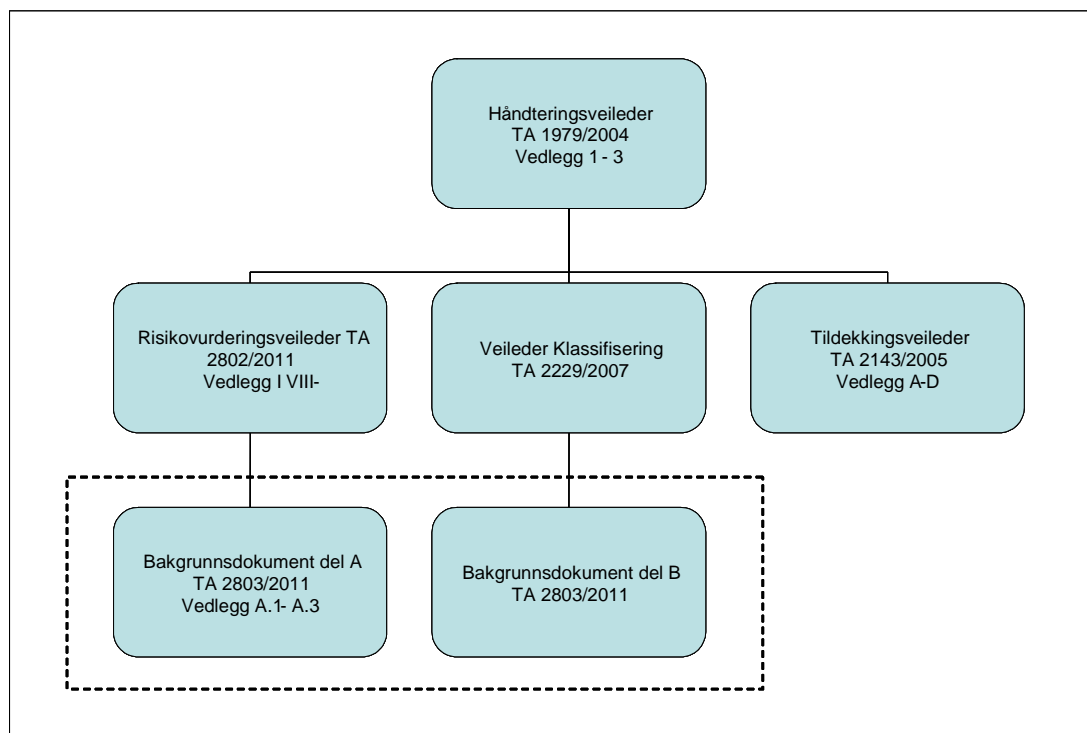
Det er også utarbeidet et eget Bakgrunnsdokument (TA-2803/2011), som gir tilleggsinformasjon og begrunnelser for råd og anbefalinger gitt i denne veilederen.

1. Innledning

Veilederen omfatter vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment i fjord- og kystområder, inkludert havner. Den er utarbeidet med tanke på saksbehandlere i forvaltningen, problemeiere, konsulenter og andre til bruk i vurdering av marine sedimentområder for eventuelle tiltak. For nærmere informasjon om bakgrunnen for veilederen, de anbefalte prosedyrene og eksempler på anvendelse henvises til Bakgrunnsdokumentet KLIF TA 2803/2011 med vedlegg (heretter bare kalt Bakgrunnsdokumentet), samt veileder for håndtering av forurensete sedimenter (TA 1979/2004) (se Figur 1).

Foreliggende veileder er en revisjon av Risikoveileder KLIF TA 2230/2007. Revisjonen er gjort parallelt med revisjon av de delene som omhandler miljøgifter i sedimenter og vann i Klifs veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (KLIF TA 1467/1997). Begge de to veilederne er nå erstattet av henholdsvis denne veilederen (KLIF TA- 2802/2011) og klassifiseringsveilederen (KLIF TA 2229/2007) som nå er effektbasert. De er også harmonisert slik at grenseverdiene i Trinn 1 i risikoveilederen er de samme som grense mellom Klasse II og III for miljøgifter i sediment i klassifiseringssystemet. Dette gjelder for alle stoffer unntatt TBT. I praksis betyr dette at man for et sedimentområde som overskrider Klasse II i klassifiseringssystemet, vil måtte gjennomføre Trinn 2 av risikovurderingen med tanke på tiltaksplanlegging.

Det er utarbeidet et eget regneark som omfatter alle stoffdata og formelverk omtalt i denne veilederen.



Figur 1 Sammenhengen mellom risikoveileder og klassifiseringsveileder, bakgrunnsdokument og vedlegg

2. Bakgrunn

2.1 Hva er risiko?

Risiko knyttet til en hendelse fremstilles ofte som en kombinasjon av **sannsynligheten** for at hendelsen skal skje og **konsekvensen** av at hendelsen skjer (sannsynlighet x konsekvens). En hendelse innebærer en høy risiko dersom sannsynligheten for hendelsen er høy eller konsekvensen av hendelsen er stor, eller begge deler. Sammenhengen mellom sannsynlighet og konsekvens kan skjematisk illustreres av Figur 2. I en risikoanalyse må hver av klassene for sannsynlighet og konsekvens være beskrevet entydig og mest mulig kvantitativt for at risiko knyttet til en hendelse skal kunne klassifiseres.

Sannsynlighet Konsekvens	Lav	Middels	Høy
Liten	Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko
Moderat	Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko
Stor	Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko

Figur 2 Risikomatrise

Den formelle definisjonen av risiko anvendes oftest i en analyse av hendelser der både sannsynlighet og konsekvenser er variable. Veilederen dekker en vurdering av risikoen til sedimentene i deres nåværende tilstand. I et slikt tilfelle vil prosesser som spredning av miljøgifter via diffusjon og opptak i organismer skje i større eller mindre grad hele tiden og sannsynlighet for hendelse er lik 1. Spredning via propellerrosjon kan ha varierende sannsynlighet avhengig av dyp. Sannsynligheten regnes som 1 der det er skipstrafikk over sedimenter som ligger grunnere enn 20 m og 0 for sedimenter dypere enn dette. Vurderingen blir derfor først og fremst en konsekvensvurdering. Vi bruker likevel begrepet risikovurdering for å bedømme behovet for sedimenttiltak fordi det er godt innarbeidet.

2.2 Mål for risikovurderingssystemet – sammenheng med miljømål

Risikovurderingen har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Som beskrevet i Klifs veileder for håndtering av forurensede sedimenter (KLIF TA-1979/2004) er slik risikovurdering ett ledd i saksgangen for opprydning i forurensede sedimenter.

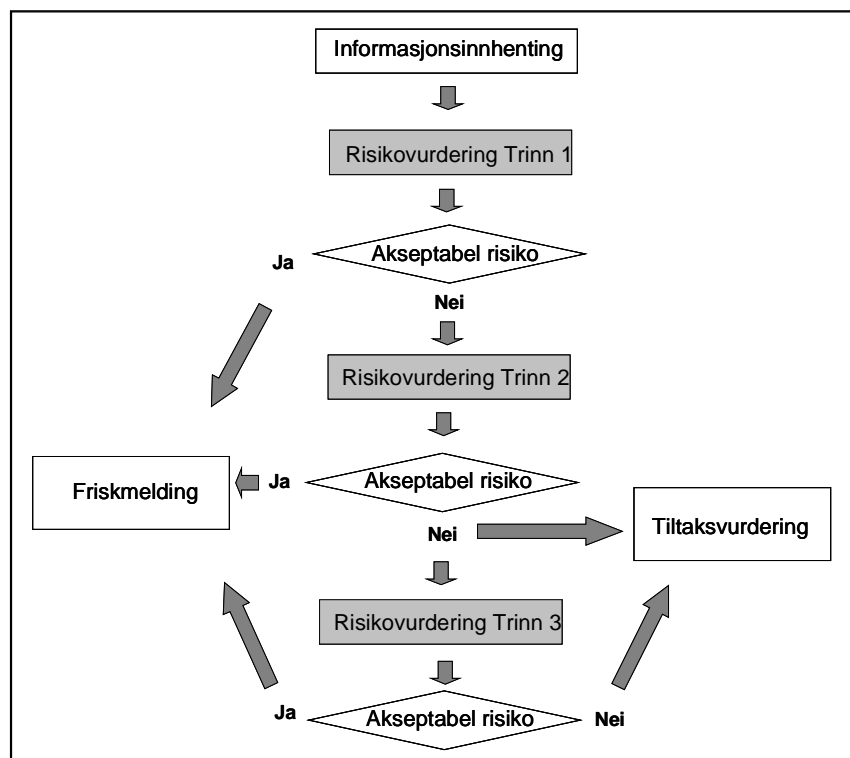
Alle potensielle tiltaksområder skal ha etablert miljømål, som beskriver den miljø- og helsemessige tilstand som man ønsker å oppnå i området. For at man skal kunne bedømme måloppnåelse, bør miljømålene være mest mulig kvantitative. Alle forurensningskildene i området bidrar i større eller mindre grad til at miljømålet ikke allerede er nådd. En risikovurdering av sedimentene vil anslå i hvor stor grad sedimentene i deres nåværende tilstand alene hindrer måloppnåelse. Eventuelle tiltak på sedimentene må derfor også veies mot gevinsten av tiltak overfor andre forurensningskilder i området.

Miljømål vil kunne ha ulike ambisjonsnivåer og ulik vekting. Det mest aktuelle er knyttet til å unngå spredning av miljøgifter til nye områder, unngå negative virkninger på human helse (først og fremst gjennom konsum av sjømat) og unngå negative endringer i det marine økosystemet. Dette gjenspeiles i risikosystemets oppbygging der vurderingen gjøres langs disse dimensjonene.

2.3 Systemets struktur

Risikovurderingen gjennomføres i 3 trinn som vist i Figur 3. Spranget fra ett trinn til det neste er karakterisert av:

- økning i kompleksitet av vurderingene,
- sterkere gjenspeiling av lokale forhold,
- redusert usikkerhet og mindre konservative beregninger og estimater.



Figur 3 Hovedstruktur for risikovurderingssystem forurensede sedimenter

Risikovurderingen bør i utgangspunktet være konservativ for å unngå at man friskmelder områder som det er faktisk behov for å gjøre tiltak i. Dette krever at det tas høyde for alle usikkerheter i vurderingsgrunnlaget. Etter hvert som man gjennomfører de tre trinnene vil vurderingen få en sterkere lokal forankring, usikkerheten i beregningene blir mindre og risikoestimatet blir mer realistisk, mer presist og mindre konservativt. Dette skal sikre at man gjør tiltak bare der det er nødvendig.

Risikovurderingens Trinn 1 omhandler bare økologisk risiko. Hvis det også er ønskelig å foreta en risikovurdering knyttet til human helse, må Trinn 2 gjennomføres.

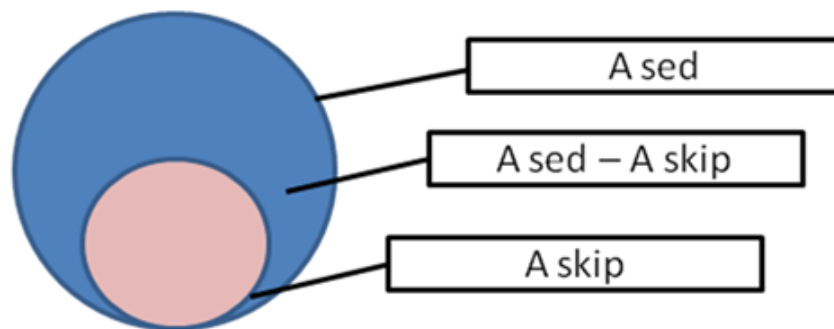
Vedlegg V gir en kortfattet sjekklister over gangen i arbeidsprosessen med å gjennomføre risikovurderingen.

2.4 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen

Det er viktig å foreta en hensiktsmessig inndeling av fjord- og havneområdene i delområder for å kunne gjennomføre gode risikovurderinger. Inndelingen bør utføres på basis av allerede eksisterende informasjon om de aktuelle områdene. Inndelingskriterier kan for eksempel være:

- Antatte forurensningskilder,
- Skipstrafikkbelastning,
- Topografi,
- Gradienter i forurensningskonsentrasjoner i sjøbunnen

Arealet til hvert enkelt delområde tilsvarer arealet A_{sed} (Figur 4). Dersom det etter inndeling i delområder utføres ytterligere undersøkelser, bør delområdene vurderes på nytt med utgangspunkt i både gamle og nye data. Dersom kriteriene ut fra de samlede data tilsier det, bør inndelingen justeres. Valg av sedimentarealer (A_{sed}) som inngår i risikovurderinger skal begrunnes.



Figur 4 Arealet som påvirkes av skipstrafikk (A_{skip} = rødt areal) utgjør et delareal av hele sedimentarealet (A_{sed} = hele arealet innenfor den store sirkelen) som inngår i risikovurderingen.

Definisjoner

Følgende arealer defineres for et risikoområde (Figur 4).

A_{sed} : Arealet som omfattes av risikovurderingen

A_{skip} : Areal som utsettes for sedimenterosjon på grunn av propell- og vannjet-oppvirvling. Arealet defineres som området innenfor A_{sed} som dekkes av skipsleder og skipsmanøvrering og hvor dypet samtidig er 20 m eller mindre. Undersøkelser tyder på at selv større fartøyer ikke eroderer sediment dypere enn dette. Se forøvrig kap. 4.2.2 og faktaboks 6 for omtale av stofftransport og beregning av sedimentspredning for A_{skip} .

$A_{sed} - A_{skip}$: Areal som ikke er påvirket av skip

Hvert enkelt delområde A_{sed} skal risikovurderes. I de delområdene som er påvirket av skip, skal arealene A_{skip} og $A_{\text{sed}}-A_{\text{skip}}$ risikovurderes separat.

Risikovurderingene skal danne grunnlaget for en tiltaksanalyse hvor det gjøres en vurdering av tiltaksbehov i hvert delområde. Vurderingen bør derfor være grunnlag for å rangere den forurensningmessige viktigheten av tiltak mellom de ulike delområdene.

2.5 Begrensninger i anvendelse av risikoveilederen

Veilederen benyttes til risikovurdering av bunnsedimenter på basis av kvantitativ analyse av miljøgiftinnhold og toksisitet. For stein- og grusbunn kan prøvetaking for kvantitativ analyse være umulig, og veilederen er følgelig ikke anvendbar. Grove sedimenter vil imidlertid bare i unntakstilfeller representere en miljørisiko, siden miljøgiftene normalt er bundet til fine partikler.

En risikovurdering etter denne veilederen er en forløper til eventuell tiltaksplanlegging, men ikke en del av selve planleggingen. I noen tilfeller kan risikovurderingen likevel være en støtte for å optimalisere tiltak der tiltakene har som mål å redusere uakseptabel risiko til et akseptabelt nivå.

2.6 Risikovurdering av små områder

Veilederen er først og fremst utviklet med tanke på områder som faller inn under de fylkesvise tiltaksplanene, dvs middels store fjord- og havneområder. Det kan også være behov for vurdering av sedimenter i småbåthavner, utenfor private bryggeanlegg og i andre områder med mindre arealer ($< 30\,000\text{ m}^2$), der en full risikovurdering kan bli for omfattende. I slike situasjoner bør man kunne utøve et visst skjønn mht omfanget av vurderingen, og bare bruke veilederens prinsipper som en rettesnor. Det bør være et minimumskrav at man skaffer data for miljøgiftinnholdet i sedimentet fra 3 stasjoner og at dette sammenlignes med grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen. Utvalget av miljøgifter som analyseres bør minimum være som presentert i Tabell 1. Toksisitetstesten bør kunne sløyfes. Dette vil i mange tilfeller være tilstrekkelig for å få begrep om risiko og gi grunnlag for eventuell tiltaksplanlegging. Man bør imidlertid stå litt friere mht å gjennomføre en Trinn 2 vurdering. Behovet må bedømmes ut fra områdets antatte miljøbetydning og bruksform. Dersom området brukes som badeplass bør man gjennomføre vurdering av humanhelse med vekt på inntak av og kontakt med forurenset sediment, partikler og vann. Ofte vil slike områder utgjøre et mindre delområde eller en randsone av et større basseng, noe som kan være med på å redusere deres egenbetydning mht risiko.

2.7 Usikkerhet i vurderingene

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til vurderingen av miljørisiko og denne usikkerhetene er vanskelig å fastslå. I risikoveilederen er det tatt høyde for antatt usikkerhet ved at vurderingene er bevisst konservative. I dette ligger følgende:

- Ved fastsettelse av grenseverdier for ubetydelig risiko i Trinn 1 er det tatt høyde for usikkerheten i datagrunnlaget for toksisitet ved bruk av applikasjonsfaktorer (en faktor som grenseverdien ganges med for å ta høyde for usikkerhet i datagrunnlaget). Del B i Bakgrunnsdokumentet viser hvordan dette er gjort for de enkelte stoffene. De samme prinsippene er brukt ved fastsettelse av grenseverdiene for økologisk skade (Vedlegg II) og skade på human helse (Vedlegg III).

- Fordelingskoeffisientene mellom sediment og vann (K_d) og mellom vann og organismer (BCF) for de enkelte miljøgifter er valgt konservativt, dvs de skal sikre at man ikke underestimerer transporten av miljøgifter fra sedimentet til andre deler av økosystemet inklusive sjømat. Veilederen angir også måter å etablere fordelingskoeffisientverdier på som er mer realistiske for en bestemt situasjon.
- Øvrige foreslåtte tall for sjablongverdier, og størrelser i beregningsverktøyet er også av samme grunn satt konservativt, men kan erstattes av mer realistiske verdier der dette er aktuelt (Trinn 3).
- For analyseresultater under deteksjonsgrensen anbefales at man bruker halvparten av deteksjonsgrensen som konsentrasjon i beregningene.

3. Risikovurdering Trinn 1

3.1 Generelt

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse.

Grenseverdiene er satt ut fra konservative antagelser om eksponeringsveier, biotilgjengelighet og sannsynligheten for spredning til andre deler av økosystemet. Dette er i stor grad basert på EUs tilnærming til miljørisikovurdering (EU-TGD). Utledning av grenseverdiene er vist i i Bakgrunnsdokumentet, Del B. Overholdes grenseverdiene bedømmes risikoen fra sedimentet som ubetydelig og tiltak er ikke nødvendige. Dersom grenseverdiene overstiges må man gå videre til Trinn 2.

Trinn 1 innebærer ingen egentlig vurdering, men er en ren klassifisering av sedimentene i forhold til grenseverdiene. Dette illustreres ved at grenseverdiene for nesten alle stoffene tilsvarer grense mellom Klasse II og III i Klifs reviderte system for klassifisering av miljøgiftinnhold i marine sedimenter (KLIF TA 2229/2007) ¹.

3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1

Gjennomføring av Trinn 1 setter et minimumskrav til informasjon om sedimentenes miljøgift-tilstand og toksisitet. I noen tilfeller finnes informasjonen allerede, men som oftest må man gjøre nye analyser og toksisitetstester. Informasjonsbehovet vil være avhengig av områdets topografi, forurensningskildenes kompleksitet, sedimenttype (fin- eller grovkornet), vanddyp og arealbruk. Dette har også stor innvirkning på opplegget for prøvetaking av sedimentene. Nærmere retningslinjer og forslag til metoder for prøvetaking, kvalitet på prøver, prøvebehandling, fysiske, kjemiske og toksikologiske analyser er gitt i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet.

3.2.1 Områdeinndeling og prøvetakingsprogram

I den påfølgende teksten dekker begrepet "sedimentområde" både bunnarealene som skal risikovurderes og vannmassene over disse. I områder som er grunnere enn 20 m skal det tas blandprøver fra minimum 5 sedimentstasjoner, hvor hver stasjon maksimalt kan representere 10 000 m² bunn. Der bunnen er dypere enn 20 m kan man forvente større homogenitet i sedimentstruktur. Her kan hver stasjon representere inntil 40 000 m² bunn. Det er viktig at stasjonsnettene gir representativt bilde av sedimentforurensningen for både Ased og Askip. Dersom Ased omfatter områder hvor risiko for human helse er knyttet til kontakt med vann og sediment (badeområder), bør stasjonsnettene utvides slik at det også er representativt for dette området. Forurensningen på landdelen av badestranden holdes utenfor og dekkes av veileder om helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009).

I områder der bunnen er rimelig ensartet kan stasjonene enklest plasseres på basis av et rute-nett. For områder med variabelt dyp, kompleks topografi (for eksempel flere bassenger), varierende sedimenttype, varierende arealbruk (rekreasjon og industri i samme basseng) eller der delområder utsettes for oppvirvling fra skip, er det riktigere å etablere stasjonene slik at de

¹ Et unntak er TBT der grenseverdien i Trinn 1 på 35 µg/kg beholdes inntil videre, mens grensen mellom Klasse II og III er 5 µg/kg.

ulike typer delområder dekkes. Jo mer varierende et sedimentområde er, jo flere stasjoner må legges inn. Alle stasjoner skal koordinatfestes.

Hver blandprøve fra en stasjon sammenstilles av 4 parallelle enkeltprøver tatt i tilfeldig posisjon innenfor arealet for stasjonen. Prøvetakingen bør dekke det øvre, biologisk aktive laget av sedimentet, normalt de øvre 0-10 cm. Alle analysene utføres på denne blandprøven.

Generelle krav til valg av prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver er gitt i NS-EN ISO 5667-19:2004 (har erstattet den tidligere NS 9422). Hvilke prøvetakere som er egnet ved forskjellige typer undersøkelser og sedimentforhold er også angitt i NS-EN ISO 5667-19:2004. Nærmere råd om prøvetaking ved ulike sedimentforhold er gitt i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet. Samme prøvetakingsmetoder og analyser gjelder for risikovurdering og klassifiseringsformål. I noen tilfeller kan det være behov for å utvide analyseprogrammet i forhold til det man planla i starten av en risikovurderingsprosess. Man bør derfor vurdere å samle inn et større sedimentmateriale enn analysene tilsier når man først er i felt, og lagre ekstramaterialet frosset.

3.2.2 Parametervalg

Tabell 1 gir en minimumsliste av fysiske, kjemiske og toksikologiske parametere som skal analyseres/testes på blandprøven fra hver stasjon for å kunne karakterisere sedimentet. Parameterlisten bør justeres og evt. utvides ut fra stedlige forhold, for eksempel der kunnskap om forurensningskilden(e) tilsier et annet utvalg². Utvalget må i så fall begrunnes. For øvrig henvises til Faktaboks 3 som gir en oversikt over alle forbindelser det er utarbeidet grenseverdier for.

Tabell 1 *Anbefalt minimumsliste over analyseparameter for å karakterisere sedimentprøver i forundersøkelser til Trinn 1 i risikovurderingen.*

Gruppe	Parameter
Fysisk karakterisering	Vanninnhold, innhold av silt (< 2µm) og leire (< 63µm)
Tungmetaller	Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Ni, As
Ikke-klorerte organiske forbindelser	Enkeltforbindelsene i PAH ₁₆
Klorerte organiske forbindelser	Enkeltkongenene i PCB ₇
Andre analyseparametre	TOC, TBT
Toksisitetstester	<i>Skeletonema</i> (porevann og ekstrakt) DR CALUX (ekstrakt)

3.2.3 Toksisitetstester

For å avdekke mulige gifteffekter av stoffer som ikke inngår i det kjemiske analyseprogrammet og samvirkende effekter av flere stoffer, skal det gjennomføres generelle toksisitetstester. Testene skal fortrinnsvis gjøres på hver stasjon som for de kjemiske analysene, men for relativt homogene bunnområder vil det være tilstrekkelig å gjennomføre testene på en blandprøve fra delområdet grunnere enn 20 m og på en blandprøve fra delområdet dypere enn 20 m. Dette

² For nærmere informasjon om aktuelle miljøgifter knyttet til bestemte bransjer og forurensningstyper henvises til SFT TA-1979/2004 (Veileder for håndtering av forurensete sedimenter), vedlegg 3, tabell 0-2.

vil gi en ”gjennomsnittlig” toksisitet som er tilstrekkelig til å fastslå om sedimentet i hvert delområde oppfyller kriteriet for ubetydelig risiko i Trinn 1.

Det anbefales at man gjennomfører toksisitetstester på porevann og på et organisk ekstrakt av sedimentprøven. Toksisitetstest av porevann utføres med den marine algen *Skeletonema costatum*. Metoden er en screening-test.

Toksisiteten av et organisk ekstrakt av sedimentet undersøkes med to tester:

- alger (*Skeletonema costatum*),
- DR CALUX test for spesifikk påvisning av dioksiner og dioksinliknende PCB.

Testene er kort beskrevet i Faktaboks 1. En mer inngående beskrivelse finnes i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet.

Faktaboks 1. Toksisitetstester i Trinn 1 risikovurdering

Porevannets toksisitet undersøkes ved veksthemmingstest med den marine kiselalgen *Skeletonema costatum*. Algenes veksthastighet måles i en fortyningsserie av porevannet i et sjøvannsbasert vekstmedium. Fra en responskurve som viser veksthastighet som funksjon av porevannsfortynning kan konsentrasjonen (i %) som gir 50% hemming av algenes vekst (EC₅₀) beregnes. Fra EC₅₀ beregnes TU=100/EC₅₀ for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten

Toksisiteten av et **sedimentekstrakt** i et organisk løsningsmiddel undersøkes med to tester.

- Veksthemming av algen *S. costatum* måles ved forskjellige doser av ekstraktet. EC₅₀-verdien beregnes og angis som den mengde sediment pr. liter medium (g/l) som ekstraktdosen representerer. Fra EC₅₀ beregnes TU=1/EC₅₀ (l/g) for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten.
- DR CALUX *in vitro* biotest brukes til å måle effekter av dioksiner og dioksinliknende stoffer. Testen anvender cellekulturer som eksponeres for ulike doser av det organiske ekstraktet. Resultatet angis som toksisitetsekvivalenter til dioksin (TEQ ng/kg), dvs som en konsentrasjon på linje med resultatene av kjemiske analyser .

3.3 Grenseverdier

Grenseverdiene for ubetydelig risiko i Trinn 1 baserer seg på kunnskap om toksisitet av de ulike stoffene og hva som er akseptabel eksponering for miljøet. Slike toksisitetsvurderinger blir stadig mer standardisert og harmonisert internasjonalt. Grenseverdiene i Trinn 1 tilsvarer grensen mellom Klasse II og Klasse III i den reviderte versjonen av Klifs klassifisering av miljøkvalitet for marine sedimenter med hensyn på miljøgifter (KLIF TA 2229/2007). Det understrekes at disse grenseverdiene er basert på økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. Risikovurdering knyttet til human helse gjennomføres i Trinn 2.

Ved etablering av grenseverdiene er det lagt sterk vekt på å benytte de mest oppdaterte grenseverdier for toksisitet utviklet av EU der slike finnes. Der disse mangler er de

økologiske grenseverdiene utviklet på grunnlag av en oppdatert oversikt over toksisitet for de enkelte stoffene og de retningslinjer for applikasjonsfaktorer som er fastsatt av EU for å etablere grenseverdier for ubetydelig økologisk skade. Prinsippet er at jo mindre man vet om stoffenes toksisitet i marint sediment, jo større applikasjonsfaktor brukes for å beregne sikre grenseverdier for økologiske effekter. Siden det foreligger svært få toksisitetsdata for marine sedimenter må man ta utgangspunkt i toksisitetsdata fra tester på organismer i vann, fortrinnsvis saltvannsorganismer der tilstrekkelig data foreligger, og for øvrig data for ferskvannsorganismer. For de stoffene hvor toksisiteten er lite undersøkt vil applikasjonsfaktorene bli høye og grenseverdiene derfor bli svært konservativ.

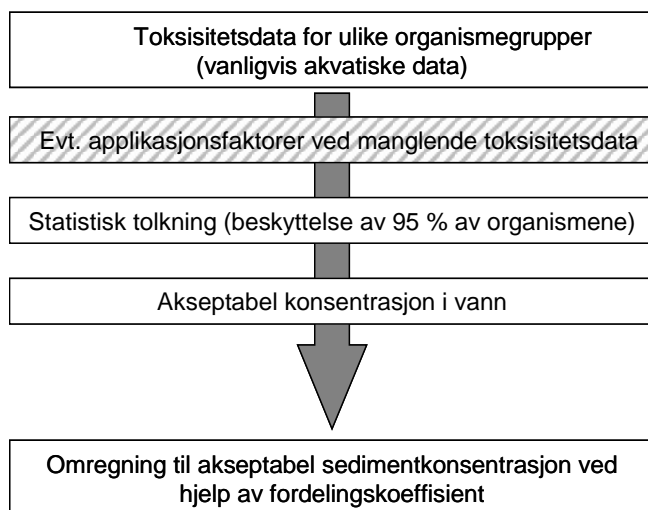
En formell fastsettelse av økologiske grenseverdier ut fra EU TGD vil derfor for mange nye og lite undersøkte stoffer lede til urealistisk lave verdier (se Bakgrunnsdokumentet, Del B). Dels havner de i det konsentrasjonsområdet som betegnes som bakgrunnsnivå i norske kystfarvann; for noen blir de også liggende under deteksjonsgrensene man kan oppnå ved dagens analysemetoder. For at risikosystemet skal ha praktisk nytte har det derfor vært nødvendig å gå bort fra prinsippene i EU-TGD for flere av stoffene, ved å utelukke applikasjonsfaktorer, fastsette grenseverdi direkte i forhold til liknende stoffer eller stoffgrupper som er bedre undersøkt, eller ved oppjustering til praktisk analyserbart nivå. For disse stoffene vil grenseverdiene bli revidert etter hvert som datagrunnlaget bedres. Bakgrunnsdokumentet, Del B viser hvordan grenseverdiene er beregnet for de enkelte stoffene og hvilke justeringer som er gjort i forhold til EU-TGD.

Det understrekes at grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen kun angir risiko for økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. For enkelte stoffer (PCB, benzo(a)pyren og TBT) er grenseverdiene for Trinn 1 så høye at sedimenter som tilfredsstillende disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2. Dette understreker nødvendigheten av å gjennomføre Trinn 2 dersom risiko for human helse skal vurderes.

Faktaboks 2 viser gangen i hvordan grenseverdiene for økologisk risiko er utledet. Faktaboks 3 viser de anbefalte grenseverdiene for Trinn 1.

Faktaboks 2 Utleddning av grenseverdier for økologisk risiko

Grenseverdier baserer seg på en farlighetsvurdering av de ulike stoffene og forventet eksponering i miljøet. Siden det ennå foreligger svært få toksisitetsdata for forurensete sedimenter tas det utgangspunkt i toksisitetsdata fra akvatisk miljø som omregnes til sedimentkonsentrasjoner ved hjelp av fordelingskoeffisienter. Der toksikologiske data er ufullstendige anvendes applikasjonsfaktorer. Arbeidsgangen er illustrert i diagrammet nedenfor.



For en del nye stoffer som man vet lite om, har det vært nødvendig å avvike fra denne prosessen for å unngå urealistisk lav grenseverdi. Dette er gjort enten ved å fjerne applikasjonsfaktorer, fastsette grenseverdien direkte på basis av grenseverdi for liknende kjente stoffer, eller justere grensen opp til praktisk analyserbart nivå (se Bakgrunnsdokumentet, Del B).

De fleste metaller forekommer naturlig i sedimentene, og de anbefalte grenseverdiene angir en maksimalt tillatt konsentrasjon inkludert den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen. Øvre grense for bakgrunnskonsentrasjon tilsvarer grensen mellom Klasse I og II. Dersom pålitelige lokale bakgrunnskonsentrasjoner finnes, kan disse brukes i stedet.

For de fleste organiske miljøgifter er det lite kunnskap om bakgrunnsverdier i vann og sediment, og bakgrunnskonsentrasjonen er forutsatt å være lik null. Bakgrunnsverdier er derfor ikke lagt inn i grenseverdiene for de organiske miljøgiftene. Grenseverdiene for organiske miljøgifter er beregnet som totalkonsentrasjoner ut fra likevektsfordeling mellom vann og sediment (definert ved fordelingskoeffisienten K_d), som er avhengig av stoffenes iboende egenskaper og sedimentets innhold av organisk karbon. I beregningene av grenseverdiene i Trinn 1 er innhold av organisk karbon satt lik 1 % som en konservativ verdi. Dersom målt % organisk karbon i sedimentet er en annen, bør K_d justeres. Prosedyre for en slik normalisering er beskrevet i Faktaboks 10.

Totalmengde hydrokarboner (THC)

THC var med i forrige versjon av veilederen, men er nå tatt ut som egen parameter. Giftvirkningen av THC er ansett dekket gjennom vurderingen av PAH-innholdet.

PCB

Grenseverdier i Trinn 1 er bare oppgitt for sum PCB₇, ikke for enkelt kongener. Det samme gjelder klassifiseringen. Dette er fordi det kun finnes toksisitetsdata for et fåtall kongener. Grenseverdien er utledet fra en korrelasjon mellom biologiske indikatorer og sedimentkonsentrasjoner av sum PCB funnet i amerikanske feltundersøkelser. Omregning til sum PCB₇ er gjort som $\text{sum PCB}_7 = 0,286 \times \text{sum PCB}$.

PAH

Grenseverdier er oppgitt både for enkeltstoffer og for sum PAH₁₆. Ved vurdering av overskridelse er det de strengeste grensene som gjelder, dvs hvis det er overskridelse av grenseverdier for enkeltforbindelser, men ikke for sum PAH₁₆, så defineres dette som overskridelse og omvendt.

Dioksiner og dioksinlignende stoffer

Både DR CALUX-testen og kjemisk analyse av dioksiner og dioksinlignende forbindelser resulterer i angivelse av konsentrasjon (som toksisitetsekvivalenter). Siden DR CALUX-testen dekker alle de dioksinlignende miljøgiftene, ikke bare de som man får i en dioksinanalyse, er den ansett som godt egnet for en Trinn 1 vurdering av områder der det ikke er spesiell grunn til å mistenke at det er et dioksinproblem. Grenseverdi for direkte kjemisk analyse av dioksiner er derfor ikke tatt med i grenseverdiene for Trinn 1.

Tributyltinn (TBT)

TBT utgjør et særproblem i risikovurderingen. Det er godt grunnlag for å si at TBT er meget giftig overfor flere typer marine organismer, og grenseverdien for økologiske effekter er derfor satt så lavt som 0,002 µg/kg i sediment (Bakgrunnsdokumentet, Del B). Så lave verdier er nesten umulig å analysere, og siden stoffet bare er moderat nedbrytbart i sediment vil man omtrent overalt få overskridelse. Mye tyder også på at man ennå ikke har kontroll over kildene til TBT i det marine miljøet og det er derfor i svært mange tilfeller liten nytte i å gjennomføre sedimenttiltak bare på grunn av TBT. Grenseverdien i Trinn 1 på 35 µgTBT/kg beholdes derfor inntil videre, selv om dette avviker fra grensen mellom Klasse II og III i klassifiseringssystemet (5 µgTBT/kg). Grenseverdien på 35 µg/kg vil likevel sikre at minst 75 % av aktive og nedlagte norske skipsverft vil måtte gå videre til Trinn 2 alene pga TBT (se Bakgrunnsdokumentet, Del A).

Beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC

For enkelte av stoffene (noen metaller, PAH-forbindelsene naftalen, pyren og fenantren, samt tetrabrom bisfenol A) vil det utarbeidede regnearket føre til at et sediment som akkurat tilfredsstiller grenseverdiene i Trinn 1 likevel gir en teoretisk porevannskonsentrasjon som overskrider grenseverdiene i vann i Trinn 2 (PNEC_w) for de samme stoffene. Dette har litt ulike årsaker.

For PAH-forbindelsene, krom og tetrabrom bisfenol A skyldes uoverensstemmelsen at de anvendte grenseverdiene for sediment er direkte utledet av EU/OSPAR, dvs ikke regnet om fra grenseverdiene i vann. I disse tilfellene anbefales at grenseverdiene for sediment prioriteres, dvs at risikoen regnes som akseptabel når sedimentgrensene overholdes selv om porevannsgrensene overskrides.

For metallene er som nevnt ovenfor, grenseverdiene i sediment beregnet på basis av grenseverdiene i vann og bakgrunnsnivået deretter lagt til. Dette fører til at tilbakeregning fra grenseverdiene i sediment gir overskridelse av grenseverdiene i vann. For å kontrollberegne seg tilbake de forventede vannkonsentrasjonene bør derfor dette bakgrunnsnivået først trekkes fra.

Faktaboks 3 Grenseverdier for Trinn 1

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Metaller		mg/kg
Arsen		52
Bly		83
Kadmium		2,6
Kobber		51
K rom (III)		560
Kvikksølv		0,63
Nikkel		46
Sink		360
PAH		µg/kg
Naftalen	91-20-3	290
Acenaftylen	208-96-8	33
Acenaften	83-32-9	160
Fluoren	86-73-7	260
Fenantren	85-01-8	500
Antracen	120-12-7	31
Fluoranten	206-44-0	170
Pyren	129-00-0	280
Benzo[a]antracen	56-55-3	60
Chrysen	218-01-9	280
Benzo[b]fluoranten	205-99-2	240
Benzo[k]fluoranten	207-08-9	210
Benzo(a)pyren	50-32-8	420
Indeno[123cd]pyren	193-39-5	47
Dibenzo[ah]antracen	53-70-3	590
Benzo[ghi]perylen	191-24-2	21
Sum PAH ₁₆		2000

Fortsetter

Fortsetter (Faktaboks 3: Grenseverdier i Trinn 1)

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Andre organiske		µg/kg
Polyklorerte bifenyler (sum PCB ₇)		17
Sum DDT (basert på DDE)		20
Lindan	608-73-1, 58-89-9	1,1
Heksaklorbenzen (HCB)	118-74-1	17
Pentaklorbenzen	608-93-5	400
Triklorbenzen	12002-48-1	56
Hexaklorbutadien	87-68-3	49
Høyklorerte kortkjedede klorerte parafiner (SCCP)	85535-84-8	1000
Høyklorerte mellomkjedede klorerte parafiner (MCCP)	85535-85-9	4600
Pentaklorfenol	87-86-5	12
Oktylfenol	1806-26-4 og 140-66-9	3,3
Nonylfenol	84852-15-3 og 25154-52-3	18
Bisfenol A	80-05-7	11
Tetrabrom bisfenol A (TBBPA)	79-94-7	63
Pentabromdifenyleter (PBDE)	32534-81-9	62
Heksabromcyklododekan (HBCDD)	25637-99-4	86
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	-	220
Diuron	330-54-1	0,71
Irgarol	28159-98-0	0,08
Tributyltinn (TBT-ion)*	688-73-3 (36643-28-4)	35
Toksisitetstester		
Porevann	Skeletonema	TU < 1,0
Org. Ekstrakt	Skeletonema	TU < 0,5 (liter/gram)
	DR CALUX	TEQ < 50 ng/kg

* er ikke sammenfallende med grense mellom Klasse II/III (5 µg/kg).

3.4 Resultatvurdering og konklusjoner

3.4.1 Friskmelding av området

Resultatene av analysene sammenlignes med grenseverdiene som er gitt i Faktaboks 3. Ved sammenlikning med grenseverdiene er det gjennomsnittsnivåene av miljøgiftene som bør være i fokus. Dette er fordi det er områdets samlede risiko man vurderer, ikke bare risiko fra et enkelt prøvetakingspunkt. For analyseresultater under deteksjonsgrensen bør man for å være på den sikre siden i risikosammenheng bruke halvparten av deteksjonsgrensen som konsentrasjon i gjennomsnittsberegningen.

Sedimentene ansees å utgjøre en ubetydelig risiko og kan "friskmeldes" dersom:

- Gjennomsnittskonsentrasjon for hver miljøgift over alle prøvene (minst 5) er lavere enn grenseverdien for Trinn 1, og ingen enkeltkonsentrasjon er høyere enn den høyeste av:
 - 2 x grenseverdien,
 - grensen mellom klasse III og IV for stoffet.
- Toksisiteten av sedimentet tilfredsstillende grenseverdiene for alle testene.

Dersom analyseresultatene viser at overskridelsen åpenbart kun er knyttet til en eller noen få av stasjonene, bør man vurdere om det er aktuelt å identifisere en avgrenset del av området som forurenset, mens resten "friskmeldes". Dette krever at man har et mål for graden av forurensning basert på de samme stoffene for alle stasjoner. Med det antall stasjoner som risikoveilederen krever, vil man bare kunne gjøre en grov geografisk avgrensning av slike delområder. Ofte vil det være behov for supplerende prøvetaking for at avgrensningen kan gjøres med tilstrekkelig grad av sikkerhet. Før man går videre med dette, bør man derfor vurdere om det vil være praktisk og lønnsomt å gjennomføre tiltak bare på et avgrenset område.

Dersom variasjonen i konsentrasjonene mellom prøvene viser at forholdet mellom medianverdien og den høyest observerte verdien, er mindre enn 2 viser dette at datasettet er rimelig representativt for området. Den høyeste konsentrasjonen gir i så fall ikke indikasjon på at det finnes noen "hotspot" i sedimentene og utvidet prøvetaking i samme område vil dermed heller ikke endre utfallet av risikovurderingen nevneverdig.

Det understrekes igjen at Trinn 1 bare omhandler økologisk risiko. Dersom miljømål for et område omfatter human helse, eller det av andre grunner er ønskelig å gjennomføre en risikovurdering knyttet til human helse, må Trinn 2 gjennomføres, selv om området kan friskmeldes mht økologisk risiko etter Trinn 1.

4. Risikovurdering Trinn 2

4.1 Generelt

Trinn 2 har som mål å bedømme om risikoen for miljø- og helsemessig skade fra et sediment er akseptabel eller ikke. I Trinn 2 bedømmes den risikoen sedimentene utgjør i forhold til miljømål og tilhørende akseptkriterier for et område. Veiledningen dekker tre uavhengige vurderinger som samsvarer med Klifs tre ambisjonsnivåer for den miljøkvalitet det kan være ønskelig å oppnå:

2A. Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirvling som følge av bølger og skipstrafikk og opptak i organismer og spredning gjennom næringskjeden.

2B. Risiko for human helse vurderes ut fra aktuelle transportveier til mennesker etter hvordan et sedimentområde brukes: havnevirksomhet, rekreasjon, fangst av sjømat, osv. Den viktigste eksponeringsveien er via konsum av fisk og skalldyr, men inntak av og kontakt med sediment og vann er også tatt med der det kan ha betydning ved rekreasjon og bading.

2C. Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra beregnede konsentrasjoner av miljøgifter som organismer i vann og sediment eksponeres for sammenlignet med relevante grenseverdier for effekter. Resultatene av toksisitetstestene fra Trinn 1 og helsediment testen i Trinn 2 legges også til grunn.

De aktuelle transportveiene fra sedimentet er forenklet vist i Figur 5. I Trinn 2 gjøres beregninger for å anslå betydningen av disse transportvegene. Veilederen foreslår antatt typiske verdier for målestørrelser, konstanter og koeffisienter som inngår i beregningene (kalt sjablongverdier), men dersom pålitelige lokale verdier finnes bør disse brukes. Faktaboks 4 gir en oversikt over nødvendige data for å utføre beregningene i Trinn 2 og annen viktig informasjon som kan brukes i tolkningen av resultatene fra Trinn 2.

Trinn 2 krever også at det gjennomføres en test på toksisitet av sedimentet overfor sedimentlevende dyr (hlsediment test). Man kan velge mellom test på fjæremarken *Arenicola marina* eller krepsdyret *Corophium volutator*. Testen registrerer både atferd og overlevelse hos forsøksdyra etter eksponeringen. En dødelighet på over 20 % regnes som signifikant og er satt som grense for uakseptabel risiko.

Det vil normalt være tilstrekkelig å gjennomføre testene på en samleprøve av sediment fra hele sedimentområdet (gir en gjennomsnittlig toksisitet og bioakkumulering). I større områder kan en lokal differensiering av sedimenttoksisitet være nyttig grunnlag for å avgrense delområder for tiltak. Testen er beskrevet i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet.

For sedimentområder der det bare er TBT og ingen andre stoffer som overskrider grenseverdien i Trinn 1, skal det foreløpig bare gjennomføres en Trinn 2 vurdering mht spredning, eventuelt også mht helserisiko der miljømål er knyttet til human helse. Grunnen er at den reelle grenseverdien for økologiske effekter av TBT i vann og sediment er så lav at man *a priori* kan regne med at risikoen for økologisk skade er uakseptabel for alle sedimentområder som går videre til Trinn 2. En økologisk risikovurdering basert på konsentrasjoner av TBT alene blir derfor ikke noe egnet praktisk verktøy for å sondre mellom områder som skal gå videre til tiltaksplanlegging.

Tolkningen av resultatene skal gjøre det mulig å skille sedimentområdene som utgjør akseptabel risiko (tiltak ikke nødvendig) fra de som det må planlegges tiltak for. Uakseptabel risiko fører ikke nødvendigvis til at tiltak må gjøres, men som minimum at tiltaksvurdering gjennomføres. I denne vurderingen vil det også være behov for å veie risikoen fra sedimentene opp mot risikoen fra andre potensielle forurensningskilder.

Før tiltaksplanlegging kan det være ønskelig å bedre den lokale forankringen av beregningene i Trinn 2. Ved å bruke målestørrelser, konstanter og koeffisienter som er spesifikke for et bestemt tiltaksområde i stedet for de foreslåtte sjablongverdiene, kan man oppnå en mer realistisk (og sannsynligvis mindre konservativ) risikovurdering. Slike forbedringer i beregningsgrunnlaget utgjør Trinn 3 i risikovurderingen (se kapittel 5).

Det er utviklet et regneverktøy i Excel-format til hjelp i gjennomføringen av Trinn 2. Regnearket dekker formelverket, konstanter og sjablongverdier gitt i faktaboksene i veilederen, samt grenseverdier og stoffdata. Regnearkets struktur er vist i tekstboksen på neste side.

Oversikt over regnearkets struktur

1 a. Stedsspesifikke data : Dette arket gir brukeren muligheten til å legge inn stedsspesifikke data for lokaliteten som skal risikovurderes. Det foreligger sjablongverdier for de fleste parametrene, men i kolonnen "anvendt verdi" kan man legge inn andre verdier enn standardene.

1 b. Konsentrasjoner sediment : I dette arket skal målte sedimentkonsentrasjoner legges inn. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snitt- og makskonsentrasjon for hvert stoff.

1 c. Konsentrasjoner sjøvann: I dette arket skal ev. målte sjøvannskonsentrasjoner legges inn. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snitt- og makskonsentrasjon for hvert stoff. Dersom sjøvannskonsentrasjoner ikke er målt, benytter regnearket enten beregnede sjøvannskonsentrasjoner, eventuelt målte eller beregnede porevannskonsentrasjoner.

1 d. Konsentrasjoner porevann: I dette arket skal ev. målte porevannskonsentrasjoner legges inn. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snitt- og makskonsentrasjon og fordelingskoeffisient (K_d) for hvert stoff. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, beregner regnearket verdier ut i fra sedimentkonsentrasjon og fordelingskoeffisienter.

1 e. Vevskonsentrasjon i bunnfauna: I dette arket skal ev. målte vevskonsentrasjoner i bunnfauna (C_{bio}) legges inn. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snitt- og maks-konsentrasjon for hvert stoff. Dersom C_{bio} ikke er målt, beregner regnearket konsentrasjonen ut i fra sedimentkonsentrasjon, biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk og fordelingskoeffisienter.

1f . Vevskonsentrasjon i fisk: Målte vevskonsentrasjoner i fisk (C_{fisk}) legges inn her. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom C_{fisk} ikke er målt, benytter regnearket målt eller beregnet vevskonsentrasjon i bunnfauna (C_{bio} , ark 1e).

1.g Konsentrasjoner økotoks: I dette arket skal resultater fra økotokstesting legges inn. Basert på det som legges inn, genereres en resultattabell i ark 4 som sammenligner resultater med grenseverdier for Trinn 1.

2a. Mellomregning: Dette arket inneholder mellomberegninger som må til for å beregne spredning og human helserisiko.

2b. Beregnet stedsspesifikk K_d : Dette arket beregner stedsspesifikke fordelingskoeffisienter (K_d) dersom målt porevannskonsentrasjon er lagt inn i regnearket. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, benytter regnearket K_d lik standard, ev. justert for innholdet av TOC (må legges inn i ark 1b).

2c. Beregnet tillatt spredning: Dette arket beregner hva spredningen vil være dersom sedimentene tilfredsstillter grenseverdi for trinn 1. Antall skipsanløp (N_{skip}) fra ark 1a er det eneste som ikke er standardverdi i denne utregningen. Resultatet benyttes i ark 4 for sammenligning med beregnet spredning basert på sedimentkonsentrasjoner som er lagt inn i ark 1b.

3a. Beregnet spredning: Dette arket viser hva spredningen blir ut i fra de konsentrasjoner og stedsspesifikke data som brukeren har lagt inn. Resultatene oppsummeres i ark 4. I tillegg viser arket prosentvis fordeling mellom de ulike spredningsmekanismene, slik at man raskt ser hvilken mekanisme som dominerer.

3b. Beregnet human eksponering (voksne) og 3c. Beregnet human eksponering (barn): Disse arkene viser hva human eksponering for henholdsvis **voksne** og **barn** blir ut i fra de konsentrasjoner og stedsspesifikke data som brukeren har lagt inn. Resultatene oppsummeres i ark 4. I tillegg viser arket prosentvis fordeling mellom de ulike eksponeringsveiene, slik at man raskt ser hvilken mekanisme som dominerer.

4. Samlede resultater: Dette arket gir en oppsummering av sluttresultater for beregningene; sedimentkonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier for Trinn 1, beregnet spredning sammenlignet med "tillatt spredning" fra ark 2c, porevannskonsentrasjon sammenlignet med grenseverdier for økologisk risiko i vann ($PNEC_w$), human livstids eksponering (total dose) sammenlignet med grenseverdier for human risiko (MTR) og tolerabelt daglig inntak (TDI), samt målt økotoksisitet sammenlignet med grenseverdier for Trinn 1.

Stoffdata: Dette arket angir sjablongverdier for de ulike stoffene som risikoveilederen omfatter.

Faktaboks 4. Informasjonsbehov for gjennomføring av Trinn 2

Nødvendig informasjon for å gjennomføre Trinn 2 er uthevet (se også regnearket del 1a). Øvrig informasjon er nyttig for en bedre tolkning av resultatene og forståelse av de lokale forhold og vil ofte inngå i Trinn 3.

Fysiske forhold:

- **vanndyp** (fra kart, brukes til potensial for oppvirvling, volumberegninger)
- **bunnareal** (fra kart, brukes for beregninger av samlet fluks, volumberegninger)
- **bunnareal grunnere enn 20 m** (beregning av oppvirvling fra skipspropeller)
- **kornfordeling** (måles og brukes for beregning av oppvirvling)
- **oppholdstid** av vannet i bassenget (beregnes, brukes til beregning av miljøgiftkonsentrasjoner i vannet og risiko for økologiske effekter)
- **skipstrafikkdata** (innhentes, lengde, dyp og posisjon for navigasjonsruter, totalt sedimentareal <20 m påvirket av skipsfarten, anløpshyppighet, skipsstørrelser)
- vanninnhold i sedimentet (måles, brukes til porevannsmengde, oppvirvling)
- skjærstyrke (måles, tolkning av oppvirvling)
- strømforhold ved bunnen (måles, videre spredning av miljøgifter fra sedimentet)
- pågående anleggsarbeid (data innhentes)

Kjemiske forhold:

- **miljøgifter i sediment** (måles i Trinn 1)
- **organisk innhold i sediment** (måles, justering av fordelingskoeffisienter og tolkning av resultater)
- **miljøgifter i porevannet** (beregnes eller måles (trinn 3), inngår i fluksberegningene av biodiffusjon og transport via organismer)
- miljøgifter i sjøvannet (beregnes/måles, vurdering av om beregnet bidrag fra sedimentene er realistisk samt av humaneksponering ved bading)
- oksygenforhold i bunnvann (måles, tolkning av mobilitet til metaller og av økologiske effekter),
- redoksforhold i sedimentene (måles, tolkning av mobilitet til metaller og økologiske effekter)
- sedimentrespirasjon (fra litteratur, inngangsdata for beregning av transport i næringskjeden)

Biologiske forhold:

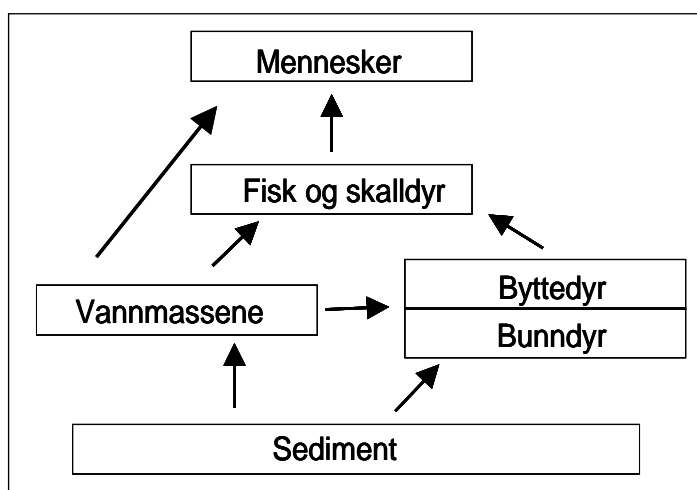
- **toksitetstester** (måles i Trinn 1)
- **helsedimenttest** (måles i Trinn 2)
- bunnfaunasammensetning (måles, tolkning av bioturbasjonsintensitet og økologiske effekter)
- forekomst av fisk og skalldyr egnet for konsum (data innhentes/måles, tolkning av risiko for human helse)
- miljøgifter i sjømat (måles, vurdering av hva bidraget fra sedimentene kan bety)
- kartlegging av spesielt verdifulle eller sårbare bestander (data innhentes, tolkning av økologiske effektens betydning)

Sosioøkonomiske forhold

- fangst av fisk og skalldyr for konsum (data innhentes, risiko for human helse)
- nåværende og ønsket arealbruk (data innhentes, vurdering av mål for eventuelle tiltak)

4.2 Vurdering av risiko for spredning av miljøgifter (Trinn 2A)

I Trinn 2 gjennomføres enkle beregninger av hastighet av miljøgifttransport (fluks) fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet. Transportvegene er forenklet illustrert i Figur 5. I risikovurderingen brukes beregnet transport og de resulterende konsentrasjoner i ulike medier til å bedømme graden av spredning og konsekvenser for miljø og human helse. Transporten av miljøgifter fra sedimentet angis både som fluks pr kvadratmeter og som årlig transport fra hele sedimentarealet.



Figur 5. Forenklet mønster for spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet.

Miljøgifttransport fra sedimentet til vannmassene er beskrevet i kapittel 4.2.1 – 4.2.3.

4.2.1 Transport av oppløste stoffer via porevannet

Diffusjon

Dette er en fysisk prosess som resulterer i utjevning av konsentrasjonsforskjeller uten innflytelse av strøm eller turbulens. I risikosammenheng er det utjevning mellom konsentrasjoner i porevannet i sedimentet og vannet over bunnen som er av betydning. Diffusjonen leder til en kontinuerlig svak transport av kjemikalier fra porevannet til bunnvannet.

Adveksjon

Dette er en transport av porevann til vannet over drevet av svake strømmer gjennom sedimentet. Dersom det er liten grunnvannstransport gjennom sedimentlaget vil adveksjonen være ubetydelig.

Biodiffusjon

Dette er en forsterket diffusjon i øvre del av sedimentet ved at bunnlevende dyr enten rører om sedimentet og bringer nytt porevann til overflaten, eller at de pumper vann fra sedimentet og ut som ledd i respirasjon og fødeopptak. Denne biologiske aktiviteten (bioturbasjonen) fører til en blanding av adveksjon og diffusjon kalt biodiffusjon som er anslagsvis 10 ganger

mer intens enn den rene fysiske diffusjonen i et naturlig sediment. Under anoksiske forhold vil forskjellen mellom fysisk diffusjon og biodiffusjon være liten som følge av lav biologisk aktivitet.

4.2.2 Transport av stoffer som er bundet til sedimentpartikler

Oppvirvling/erosjon

Dette er transport av miljøgifter på sedimentpartikler som virvles opp i vannmassene pga omrøring av bunnvannet. Leirpartikler regnes for å bidra mest til transport av partikkelbundne miljøgifter og er også den fraksjon av bunnsedimentet som holder seg lengst i vannmassene etter oppvirvling. I risikosammenheng er oppvirvling under skipsmanøvrering den viktigste transportmekanismen (Faktaboks 6). I risikoveilederen regnes at propellgenerert erosjon bare forekommer ved vandyp grunnere enn 20 m. Det finnes lite systematisk informasjon om effekten av vannjet i forhold til propeller, men mye tyder på at vannjet under manøvrering i havneområder kan forårsake kraftigere erosjon enn propeller ved samme båtstørrelse og til større dyp, men antakelig over et mindre areal. Inntil man får bedre grunnlag for å estimere effekter av vannjet anbefales det derfor at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propelldrevne båter i en stor havn (Faktaboks 6) og beregner erosjonen deretter

4.2.3 Transport av miljøgifter gjennom næringskjeden

I tillegg til direkte transport via fysiske prosesser vil miljøgifter kunne transporteres ut fra sedimentet ved at de taes opp i bunnlevende dyr som spises av fisk og andre dyr. For noen stoffer vil det kunne skje en oppkonsentrering oppover i næringskjeden (biomagnifisering).

4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2

Ligningene ifølge Faktaboks 5 – 8 gir grunnlag for å beregne total transport av miljøgifter ut fra sedimentet. Fra dette beregner man sedimentenes bidrag til miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentet (Faktaboks 9) og i fisk, som er grunnlaget for å vurdere risiko for effekter på økosystemet og human helse som skyldes sedimentet. Fordelingskoeffisientene som inngår i beregningene er gitt i Vedlegg I. Det er også mulig å bruke målte koeffisienter fra det aktuelle sedimentet. Hvordan dette gjøres, er beskrevet i Faktaboks 10.

Det kan være nyttig å kontrollere om beregningsresultatene er sannsynlige. Måter å gjøre dette på er skissert i Faktaboks 11.

Faktaboks 5 Beregning av transport via biodiffusjon

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

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

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, stoffavhengig, vedlegg I)

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l, $C_{pv} = C_{sed} [\text{mg/kg}]/K_d$ eller måles, se faktaboks 10)

Δx = diffusjonslengde (1 cm)

Faktaboks 6 Beregning av sedimenttransport generert av propelloppvirvling

Sedimenter som ligger på vandyp 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.

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

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 innenfor området (mg/kg t.v., måles)

$f_{løst}$ = fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling (10/ K_d , stoffavhengig (vedlegg I) eller fra utlekkingsstest ved L/S=10, Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet TA-2803/2011)

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 (m², 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 er gitt i tabellen nedenfor. Den er basert på en standard trasélengde <20 m dyp på 120 m. Før m_{sed} settes inn i formelen for F_{skip} , må sjablongverdien multipliseres med reell trasélengde (T i meter) og divideres med 120. Sedimenttype skal velges ut fra målt kornfordeling.

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-2803/2011).

Faktaboks 7. Beregning av transport via organismer

Spredning som følge av opptak i organismer og predasjon (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 predatorer. Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes.

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

- 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} = tilførsel av organisk karbon 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 bunnfauna kan denne beregnes som følger.

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} \cdot BCF_{fisk} \cdot 5}{K_d}$$

- 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 I)
 K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg, stoffavhengig, vedlegg I, kan justeres for innhold av organisk karbon, faktaboks 10)
5 = En faktor som brukes for å konvertere BCF_{fisk} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Faktoren baserer seg på at tørrvekt av biologisk materiale typisk er 1/5 av våtvekt.

Faktaboks 8. Beregning av total miljøgiftfluks og årlig transport fra sedimentet

Miljøgiftfluksen og årlig transport av miljøgifter fra sedimentet skal beregnes separat for hvert delområde.

Total fluks av et stoff ut av sedimentet F (uttrykt som $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) estimeres som:

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

F_{tot} ,	= total miljøgiftfluks fra sedimentet ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
F_{diff}	= fluks som følge av biodiffusjon ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
F_{skip}	= fluks som følge av skipsoppvirvling ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
F_{org}	= fluks som følge av opptak i organismer ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)

For å vurdere den samlede fluksen av miljøgifter må man skille mellom områder som er påvirket av skipsaktiviteten (A_{skip}) og områder som ikke er påvirket av skipsaktivitet ($A_{sed}-A_{skip}$, se kapittel 2.4). Beregningen gjøres derfor separat for de to sedimentarealene vist i *Figur 4*.

Årlig transport av miljøgifter

I en tiltaksvurdering kan det være behov for å vurdere miljøgiftbidraget fra sedimentene opp mot bidrag fra andre kilder. Dette gjøres enklest ved å angi den årlige transporten. Total transport av et stoff ut av sedimentet U (uttrykt som $\text{mg}/\text{år}$) estimeres som:

$$U_{tot} = F_{tot} \cdot A$$

U_{tot} ,	= total årlig transport fra sedimentet ($\text{mg}/\text{år}$)
A	= det sedimentarealet som tilsvarende F gjelder for (m^2)

U beregnes separat for de samme delområdene som i fluksberegningene ovenfor. Dette gir grunnlag for å angi årlig transport U fra skipspåvirket og ikke skipspåvirket område.

Faktaboks 9. Beregning av konsentrasjoner i vannmassene

Beregning av gjennomsnittlig miljøgiftkonsentrasjon i vannvolumet i sedimentområdet som følge av spredning fra sedimentet kan gjøres på basis av informasjon om vannmassenes oppholdstid. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes. Beregningen gjøres etter formelen

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

C_{sv}	= konsentrasjon i vannmassene ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{l}$)
A_{sed}	= totalt sedimentareal (m^2 , beregnes fra kart)
$V_{sjø}$	= vannvolumet over sedimentet (m^3 , beregnes fra areal og dyp)
$d_{sjø}$	= gjennomsnittlig dybde i sedimentområdet (m, måles)
t_r	= oppholdstid av vannet i sedimentområdet (0,02 år = ca 1 uke)

Oppholdstiden t_r er svært variabel og bør beregnes på basis av oseanografiske målinger.

På basis av beregningene ovenfor kan man videre beregne fluksen av miljøgifter fra risikoområdet til vannmassene i omkringliggende områder (denne beregningen omfatter ikke transport gjennom vandring av organismer):

$$F_{ut} = \frac{C_{sv} \cdot V_{sjø}}{t_r}$$

F_{ut} = total miljøgifttransport ut av sedimentområdet ($\text{mg}/\text{år}$)

Faktaboks 10. Endring av foreslåtte fordelingskoeffisienter

For organiske miljøgifter er K_d -verdiene basert på fraksjon organiske karbon (f_{oc}) og stoffspesifikke fordelingskoeffisienter (K_{oc}) normalisert til organisk karbon (vedlegg I):

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

De oppgitte K_d -verdiene er basert på et innhold av organisk karbon på 1 % ($f_{oc} = 0.01$) i sedimentet. Dersom målt innhold organisk karbon i sedimentet avviker mye fra dette, bør K_d justeres. Det anbefales i så fall å bruke en gjennomsnittlig f_{oc} -verdi for de fem prøvene i et delområde dersom målt innhold av organisk karbon Den nye K_d beregnes da ved å multiplisere den oppgitte K_d med den nye prosent organisk karbon. Oppgitt K_d for f.eks naftalen er 13 ved 1 % organisk karbon. Ved 5 % organisk karbon blir derfor K_d for naftalen $13 \times 5 = 65$, dvs naftalen blir sterkere bundet til sedimentet.

De oppgitte fordelingskoeffisientene skal dekke alle forhold, og vil i mange tilfeller overestimere konsentrasjon av miljøgiftene i porevannet, og derved også risikoen fra sedimentene. For noen områder er det grunn til å anta at forurensningen er av gammel art og derav sterkt bundet til partikler, eller at det partikulære materialet selv har sterk bindingsevne (f. eks kullholdig partikulært materiale eller sotkarbon). Ved mistanke om slike forhold, vil det være aktuelt å erstatte de oppgitte K_d -verdiene med steds spesifikke, målte verdier. Dette gjelder spesielt for en del PAH forurensende sedimentområder der forurensning er sterkt bundet til forbrenningsrelatert karbon og lite mobiliserbare. Et annet eksempel er anoksiske sedimenter der metallene kan være så sterkt bundet som metallsulfider at de i praksis ikke er biotilgjengelige så lenge sedimentene ikke virvles opp i oksygenrike vannmasser. Bestemmelse av steds spesifikke K_d -verdier er beskrevet i vedlegg A.2 i Bakgrunnsdokument.

Det kan også være ønskelig å erstatte de oppgitte fordelingskoeffisientene mellom vann og organismer (BCF) og mellom sediment og organismer (BSAF) med målte koeffisienter. Direkte måling av BSAF gjøres i Trinn 3 gjennom bioakkumuleringstesten beskrevet i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet.

K_d og BCF for tungmetaller varierer som nevnt betydelig lokalt som funksjon av sedimentenes redoksforhold. Variasjonen er uforutsigbar. Her bør man også vurdere å erstatte de sjablongverdiene med målte BSAF-verdier.

Tips ved bruk av regnearket

I regnearket vil K_d -verdiene for organiske miljøgifter automatisk justeres dersom det legges inn en annen verdi enn standardverdien for TOC (1 %). Dersom det er målt porevannskonsentrasjoner, vil regnearket beregne stedsspesifikke K_d -verdier for samtlige stoffer, inkludert metallene. Disse stedsspesifikke K_d -verdiene benyttes da av regnearket fremfor K_d -verdier kun justert for TOC.

Faktaboks 11. Kontroll av beregningene i Trinn 2

Det anbefales å gjøre enkle kontroller på at beregningsresultatene i Trinn 2 er sannsynlige.

Fluksberegningene ut av sedimentet kan brukes til å anslå hvor raskt sedimentets lager av miljøgifter vil tømmes. I et forurenset område bør mengden miljøgifter som netto tapes årlig fra sedimentene kun være en liten brøkdel av lageret. Hvis ikke ville sedimentene allerede være tømt for miljøgifter. Som sjablongverdi kan man gå ut fra at tømmingen skjer fra miljøgiftlageret i de øvre 10 cm av bunnen (antatt maksimalt bioturbasjonsdyp av betydning). Er fluksene relativt store slik at lageret "tømmes fort" er de enten overestimert, eller så tilføres sedimentet en betydelig mengde miljøgifter også. På basis av dette kan tiden det tar å tømme lageret av en bestemt miljøgift beregnes etter:

$$t_{tom} = \frac{d_{sed} \cdot C_{sed} \cdot \rho_{vv} \cdot f_{iv}}{F_{tot}}$$

- t_{tom} = tiden det tar å tømme lageret i det bioaktive laget (år)
- d_{sed} = mektighet av bioturbasjonsdyp (100 mm/m²)
- r_{sed} = sedimentasjonshastighet (3 mm/m²/år)
- C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)
- ρ_{vv} = tetthet av vått sediment (1,3 kg/liter)
- f_{iv} = fraksjon tørrvekt av vått sediment (0,35)
- F_{tot} = total miljøgifttransport fra sedimentet (mg/m²/år)

Beregningene av miljøgiftkonsentrasjon i vannmassene kan eventuelt kontrolleres ved direkte målinger, enten på vannprøver eller ved bruk av passive prøvetakere. Disse målingene vil vise totalkonsentrasjon av miljøgifter i vannmassene. Det beregnede bidraget fra sedimentene bør ikke overstige dette.

På samme måte kan man kontrollere estimatene av miljøgifter i organismer ved å analysere miljøgifter i fisk og skalldyr. Som for vannmassene bør ikke det beregnede bidraget fra sedimentene i særlig grad overstige de målte totalkonsentrasjonene.

4.2.5 Vurdering av spredningsmengde

Det er ikke etablert omforente grenseverdier for akseptabel/uakseptabel spredning av miljøgifter fra sediment. Dette betyr at man ikke kan vurdere risiko for at spredningen overskrider objektive grenser, slik som for økologiske effekter og human helse. Hva som er akseptabel/uakseptabel spredning av miljøgifter fra sedimentene vil være avhengig av hvilke miljømål og eventuelle lokale akseptkriterier som er satt. Hvis akseptkriterier ikke defineres for spredning, må man bedømme spredningens konsekvens for skade på human helse eller på økosystemet. I så fall vil risiko for spredning være akseptabel hvis både risiko for skade på human helse og på økosystemet er akseptabel.

Noen eksempler på hvordan man kan sette akseptkriterier for spredning alene:

- Fluks av miljøgifter som spres fra sedimentet skal ikke overstige en fastsatt verdi (f.eks ”ikke over $n \text{ kg/år}$ ”, ”ikke over $n \text{ mg/m}^2 \text{ og år}$ ”).
- Spredningen skal ikke overstige spredningen fra et avtalt referansesediment med mer enn x prosent, for eksempel fra et sediment som akkurat tilfredsstillende grenseverdiene i Trinn 1. Den siste tilnærmingen er benyttet i regnearket. Det er også mulig å sammenligne spredning med andre grenseverdier. Når dette gjøres i regnearket, skal det begrunnes.
- Fluks av miljøgifter fra sedimentet til tilstøtende områder rundt sedimentområdet skal ikke overstige mer enn fastsatte verdier.
- Spredningen skal ikke forårsake at miljøgiftinnholdet i sedimentene i naboombådene overskrider grense mellom Klifs tilstandsklasse II og III. Naboombåde kan for eksempel være definert ut fra topografi eller som et bestemt antall km^2 .

Når det gjelder spredning av miljøgifter som følge av skipstrafikk kan man gjøre flere sammenlikninger, bl.a.:

- Spredning av miljøgifter forårsaket av skipstrafikken alene i forhold til definerte akseptgrenser, eller andre kjente utslippskilder.
- Betydningen av miljøgiftspredning forårsaket av skipstrafikken i forhold til de andre transportveiene (biodiffusjon og transport i næringskjeden) innenfor det skipspåvirkede området (A_{skip}).
- Betydningen av samlet spredning fra skipspåvirket område i forhold til samlet spredning fra det øvrige risikoområdet.
- Betydningen av miljøgiftspredning forårsaket av skipstrafikken i forhold til total spredning innenfor hele risikoområdet (A_{sed}).

Disse vurderingene vil gjøre det mulig å rangere delområdene som inngår i risikovurderingen etter viktighet som kilder til miljøgiftspredning. Det er likevel først og fremst virkingen av miljøgiftspredningen som gir grunn til bekymring, ikke spredningen i seg selv.

4.3 Vurdering av risiko for human helse (Trinn 2B)

En nøkkelfaktor i vurderingen av risiko for human helse er hvor biotilgjengelige miljøgiftene i sedimentet er for bunndyr, det første leddet i transporten til mennesket via næringskjeden. Biotilgjengeligheten som er beregnet fra målte sedimentkonsentrasjoner og de anbefalte fordelingskoeffisientene gir et konservativt estimat, dvs sannsynligvis høyere biotilgjengelighet enn det som er riktig. Siden de virkelige fordelingskoeffisientene vil variere betydelig med sedimentforhold kan fordelingskoeffisientene måles direkte (se Vedlegg A.2 i Bakgrunnsdokumentet). I tilfeller der helserisiko gjennom konsum av sjømat utgjør en viktig del av risikovurderingen, anbefales at man gjennomfører en bioakkumuleringstest som direkte

måler opptaket av miljøgifter i organismer i vedvarende kontakt med det aktuelle sedimentet. Slike målinger er beskrevet i Vedlegg A.2 i Bakgrunnsdokumentet og vil være del av Trinn 3.

Inntak av fisk og skalldyr vil i de aller fleste tilfeller være den dominerende risikofaktor for human helse. Men en fullstendig risikovurdering må også i utgangspunktet omfatte andre relevante eksponeringsveier knyttet til nåværende og fremtidig aktuelt arealbruk. Aktuelle eksponeringsveier for forskjellig arealbruk er angitt i Tabell 2. Dersom et område for eksempel brukes til bading eller rekreasjon, utgjør eksponering gjennom oralt inntak og hudkontakt med forurenset sediment og vann en mulig risiko for human helse. Vurdering av denne risiko forutsetter at miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentet i selve rekreasjonsområdet er kjent.

Det understrekes igjen at grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen kun angir risiko for økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. For enkelte stoffer (PCB, benzo(a)pyren og TBT) er grenseverdiene for Trinn 1 så høye at sedimenter som tilfredsstiller disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2.

Tabell 2 Eksponeringsveier for vurdering av risiko for humanhelse ved ulike typer arealbruk relatert til sjø.

Arealbruk	Oralt inntak				Hudkontakt	
	sediment	Overflatevann	partikulært materiale	fisk og skalldyr	sediment	Overflatevann
Verneområde			•	•		•
Badeplass	•	•	•	•	•	•
Rekreasjon		•	•	•	•	•
Fiskeoppdrett		•	•	•		•
Småbåthavn		•	•	•	•	•
Havn				•		
Industri				•		

Beregningsmåter for eksponering ved konsum av sjømat er gitt i Faktaboks 12 og for kontakt med sediment, partikler og vann i Vedlegg IV. Beregnet livstids-eksponering sammenlignes med grenseverdiene angitt som MTR/TDI i Vedlegg III. Siden mennesker blir utsatt for miljøgifter på mange måter, er det lagt til grunn at ikke mer enn 10 % av den totale eksponeringen et menneske utsettes for, skal komme fra sedimentene. Et unntak er TBT der det er antatt at 100 % av eksponeringen kommer fra sedimentrelatert eksponering.

Konsum av fisk og skalldyr og rekreasjonskontakt med sedimentet vil variere fra sted til sted i landet. Det kan derfor noen ganger være ønskelig å anslå nærmere både hvor mye lokal sjømat utgjør av totalt matkonsum. Informasjon som grunnlag for dette bør kunne innhentes fra de lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn (Faktaboks 4).

I Norge er det Mattilsynet som vurderer helserisiko ut fra livslangt tolerabelt daglig/ukentlig inntak (TDI/TWI cf vedlegg III) satt av internasjonale ekspertgrupper innenfor WHO/FAO og EU. For stoffer hvor en grenseverdi for inntak ikke kan fastsettes (gentoksiske stoffer, i denne sammenheng særlig PAH og spesielt benzo(a)pyren) gjør Mattilsynet egne vurderinger for å finne tilstrekkelig beskyttelsesnivå. Ved funn av miljøgifter i sjømat vil en egen ekspertgruppe, Vitenskapskomiteen for mattrygghet, gjøre de nødvendige helsevurderinger. På bakgrunn av helsevurderingen og andre relevante fakta vil Mattilsynet vurdere behovet for kostholdsrad for et område.

Beregningene i følge Faktaboks 7 og 12 danner grunnlag for å bedømme risikoen for at sedimentene alene bidrar til uakseptabelt vevsnivå av miljøgifter i fisk og skalldyr. I forbindelse med tiltaksplanlegging må dette veies mot bidrag fra andre kilder.

Faktaboks 12. Human eksponering via inntak av fisk og skalldyr

Indirekte human eksponering til sediment gjennom inntak av fisk og skalldyr kan beregnes ut fra forventet konsum av fisk og skalldyr og innholdet av miljøgifter i disse ved formelen

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

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

DI_f = daglig inntak av fisk /skalldyr (Barn: 0,028; Voksen: 0,138 kg vv/d)

KF_f = kontaminert fraksjon (0,5)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{fisk} = konsentrasjon i fisk/skalldyr (mg/kg vv, måles eller beregnes, evt brukes C_{bio} , se Faktaboks 7)

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

Ved å anta at livsløpet deles i 6 år som barn og 64 år som voksen kan den totale livstidsdose via konsum av fisk og skalldyr beregnes som følger:

$$DOSE = \frac{6 \cdot IEIfb + 64 \cdot IEIfv}{70}$$

$IEIfb$ = total daglig indirekte eksponering av barn (mg/kg/d)

$IEIfv$ = total daglig indirekte eksponering av voksen (mg/kg/d)

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

$DOSE$ sammenlignes med 10% MTR/TDI verdiene (Vedlegg III).

4.4 Vurdering av risiko for effekter på økosystemet (Trinn 2C)

Økosystemet kan påvirkes av miljøgifter på ulike måter, men eksisterende kunnskap om disse virkningsforholdene er svært mangelfull. Grenseverdiene i Vedlegg II har som prinsipielt mål å beskytte minst 95 % av artene i et økosystem selv ved lengre tids eksponering. Risikoen for skade på økosystemet ansees som akseptabel dersom minst 95 % av artene ikke påvirkes (se Bakgrunnsdokumentet, Del A). Siden 95 %-målet ikke kan verifiseres for andre enn de stoffene der virkningen på et stort antall arter er kjent, er det viktig å kunne få direkte mål på om miljøgiftene i sedimentet virkelig gir effekter. Derfor gjennomføres en helsediment toksisitetstest i Trinn 2 (se Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet). Denne gir grunnlag for direkte bedømmelse av risiko for de organismer som har vedvarende kontakt med sedimentet. Bedømmelse av risiko for øvrige marine organismer baseres på et estimat av sedimentenes bidrag til miljøgiftnivået i vannmassene (Faktaboks 9). Den aktuelle risikoen for effekter på

Økosystemet av et forurenset sediment bedømmes derfor ut fra en samlet vurdering av resultater både fra Trinn 1 og Trinn 2.

Gangen i vurdering av økologisk risiko er følgende:

- Bedømme risiko for effekter av direkte kontakt med sedimentet på grunnlag av målte sedimentkonsentrasjoner og målte eller beregnede porevannkonsentrasjoner, i forhold til grenseverdiene mellom Klifs Klasse II og III for henholdsvis sjøvann og marine sedimenter i Vedlegg II, og på grunnlag av resultatene fra hel-sedimenttesten i tillegg til toksisitetstestene i Trinn 1.
- Bedømme risiko for effekter på organismer i vannmassene over sedimentet på grunnlag av estimerte miljøgiftkonsentrasjoner i vannet med opprinnelse i sedimentene, i forhold til grenseverdiene for Klifs Klasse II og III for sjøvann i Vedlegg II og toksisitetstesten av porevann på *Skeletonema costatum* i Trinn 1.

Grenseverdiene i Trinn 1 er utledet for hvert stoff/stoffgruppe uten å regne med et eventuelt samvirke mellom stoffene. Toksisitetstestene gir på den annen side direkte svar på kombinasjonsvirkning på sedimentlevende organismer, siden testresultatene gir uttrykk for den samlede virkning av forureningsstoffene som er til stede. Det er derfor viktig at risiko ut fra konsentrasjoner og ut fra toksisitet veies mot hverandre. Dersom testene på porevann og helsediment gir toksiske effekter som overskrider grenseverdiene, indikerer dette en risiko for effekter på økosystemet, også selv om ingen av grenseverdiene for sedimentkonsentrasjon overskrides. Slike effekter kan skyldes samlet virkning av både de stoffer som er analysert og stoffer som det ikke er analysert for. I slike tilfeller bør det utføres nærmere studier for å utelukke at selve testmetodikken ikke påvirker resultatet.

Dersom toksisitetstestene ikke viser toksiske effekter er den virkelige økologiske risikoen mindre enn hva som indikeres gjennom overskridelse av grenseverdiene for konsentrasjoner i Trinn 1.

5. Risikovurdering Trinn 3

5.1 Målsetningen med Trinn 3

I noen tilfeller ønsker man å gjennomføre en mer omfattende og mer lokalt forankret risikovurdering enn Trinn 2 før man setter i gang med tiltaksplanlegging. Dette er i veilederen betegnet som Trinn 3 i risikovurderingen. Motiv for å gjennomføre Trinn 3 kan være at det er grunn til å anta at vurderingen i Trinn 2 gir en urealistisk høy risiko, eller at vurderingen på annen måte ikke gjenspeiler den virkelige risikoen. Det kan for eksempel være at miljøgiftene i sedimentene er mindre biotilgjengelige enn de foreslåtte fordelingskoeffisientene tilsier, eller at fluksen til andre deler av økosystemet er lavere enn beregnet ut fra sjablongverdiene. Noen ganger vil analyser av miljøgifter i vann og organismer indikere at bidraget fra sedimentene er mye mindre enn det beregningene i Trinn 2 viser.

Trinn 3 vil omfatte elementene som inngår i Trinn 2, og har til hensikt å verifisere og presisere beregninger som er gjort i Trinn 2 ut fra nye lokale undersøkelser. Det er et viktig prinsipp at Trinn 3 ikke skal være mer konservativt enn Trinn 2, men om dette skulle skje bør man legge hovedvekten på konklusjonene fra Trinn 3.

Friheten til skreddersøm av Trinn 3 er stor. I noen tilfeller vil Trinn 3 være å kontrollere, evt erstatte, sjablongverdier foreslått for Trinn 2 i veilederen med mer pålitelige, stedsspesifikke verdier generert ved nye undersøkelser. I andre tilfeller vil man ønske å gjøre en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgiftene for å få best mulig grunnlag for å vurdere sedimentenes betydning for miljøgiftnivå i vannmasser, naboområder og lokal sjømat.

Det er også anledning til å gå direkte til et Trinn 3 etter Trinn 1. Selv om veilederen ikke legger føringer for hvordan Trinn 3 skal gjennomføres, er det i så fall likevel krav om at Trinn 3 skal dekke de tre hovedvurderingene som gjøres i Trinn 2: risiko for spredning, human helse og økologiske effekter.

Kostnadene ved å gjennomføre et Trinn 3 bør balanseres mot potensielle tiltakskostnader. I noen tilfeller kan det være rimeligere å gå direkte til gjennomføring av tiltak fremfor først å gjøre omfattende tilleggsundersøkelser for å bedre risikovurderingen som er gjort i Trinn 2.

I det følgende gies en del råd og føringer for hvordan man kan forbedre den lokale forankringen av de faktorene som veilederen har foreslått sjablongverdier for. Det er også gitt forslag til undersøkelser som kan gjøres som støtte til tolkning av risikoresultatene. Krav og forslag mht undersøkelsesmetodikk er gitt i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet.

5.2 Lokal forankring av sjablongverdiene fra Trinn 2

Sjablongverdiene i Trinn 2 vil i ulik grad gjenspeile de lokale forholdene. Noen sjablongverdier er så allmenngyldige at det er lite vunnet ved å gjøre stedsspesifikke målinger. Andre faktorer er i praksis så avhengig av lokale forhold at sjablongverdiene i visse situasjoner kan være urealistisk konservative. I Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet er det listet opp de faktorene som Trinn 2 gir sjablongverdier for, hva sjablongverdien er, usikkerheten ved å bruke den på et bestemt risikoområde og forslag til fremgangsmåte for å skaffe verdier som i større grad gjenspeiler de lokale forholdene. Usikkerheten er angitt etter en forenklet, kvalitativ skala (stor, middels, liten).

5.3 Supplerende undersøkelser til hjelp i tolkninger

Trinn 3 kan også omfatte undersøkelser som ikke er ment å bedre presisjonen i selve beregningene i Trinn 2, men å styrke muligheten til å tolke resultatene fra Trinn 2 for å oppnå et riktigst mulig risikobilde. Nedenfor er beskrevet en del typer undersøkelser som erfaringsmessig har vist seg å kunne være nyttige for dette.

5.3.1 Spredning fra sedimentene

Viktige elementer for å vurdere risiko for spredning er først og fremst lokale bunnforhold, sedimentegenskaper, skipstrafikk og strøm- og vannutskifting.

Kartlegging av bunnforhold

Det kan av flere grunner være ønskelig å kartlegge bunnforholdene i sedimentområdet nærmere. Mye av den informasjonen man ønsker å skaffe for tolkning av risikobildet, vil også være nyttige i en eventuell senere tiltaksplanlegging. For eksempel vil kunnskap om vertikale profiler av miljøgifter og andre variabler både være nyttig for å tolke beregnet miljøgiftutlekking og for å bedømme nytte av aktive tiltak kontra naturlig forbedring.

De viktigste leddene i en fysisk sedimentkarakteristikk vil normalt være oversikt over hva som er viktige sedimenttyper (grus og stein, sand eller silt og leire) og lagdelingen av ulike egenskaper nedover i sedimentet (sedimenttype, bioaktivt lag, utseende, farge og lukt, vanninnhold, redoksforhold, innhold av miljøgifter og andre stoffer m.m.). Lagdeling og profiler karakteriseres som oftest ved analyse av seksjonerte kjerneprøver, men et direkte bilde av vertikalt utseende og tykkelse av ulike lag kan skaffes ved bruk av sedimentprofilkamera (SPI). Slik fotografering kan gi samme visuelle informasjon om de øvre ca 30 cm av sedimentene, og kan generere et stort antall vertikale bilder på kort tid.

Storskalaoversikt over bunntopografi og dyp kan skaffes ved bruk av ekkolodd eller annen akustisk registrering (side scan sonar, multistråle sonar) og ved videokartlegging. Fotografiske teknikker (stillbilder, video) kan også være nyttige for å få oversikt over sedimentoverflatens utseende og større organismer.

Redoksforhold

Sedimentenes redoksforhold er styrende for utlekkingen fra sedimentene, spesielt av metaller. Metaller bundet som sulfid under anoksiske forhold er mindre løselige enn det de oppgitte fordelingskoeffisientene viser. Anoksiske sedimenter har også mer eller mindre redusert bunnfauna (avhengig av tykkelsen på et evt oksisk overflatelag) slik at bioturbasjon og derved biodiffusjonen er lavere enn Trinn 2 viser. Begge deler fører til at Trinn 2 overestimerer fluksen av miljøgifter ut av anoksiske sedimenter. Kunnskap om hvorvidt sedimentene er anoksiske eller ikke er derfor viktig for tolkningen av spredningsresultatene. Metode for direkte måling av redoksprofiler er beskrevet i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet. I de fleste tilfeller kan man med erfaring få et tilstrekkelig inntrykk av redoksforholdene gjennom observasjoner under selve prøvetakingen (lukt av hydrogensulfid, svarte sjikt i sedimentet, lite fauna).

Måling av fluks av løste miljøgifter

Tilnærmet naturlig fluks av oppløste miljøgifter fra sedimentene til vannmassene drevet av biodiffusjon og adveksjon kan måles i såkalte mesocosm-forsøk (eksperimenter der mer eller

mindre naturlige miljøforhold simuleres). Slike forsøk innebærer at uforstyrrede prøver av sedimentet tatt med bokscorer installeres i laboratorium med svak vannstrøm over. Vannet sirkulerer i et halvlukket system og passerer kammerer med passive prøvetakere som akkumulerer miljøgiftene over tid. Det finnes i dag en rekke ulike alternativer av passive prøvetakere for metaller og upolare/polare organiske miljøgifter. Eksponeringstid er i størrelsesorden uker. Adveksjonsgenerert fluks kan estimeres ved manipulering av strømhastighet eller turbulens over forsøks sedimentet.

Biodiffusjon kan også måles *in situ* ved bruk av diffusjonskammerer på sjøbunnen. Dette er lukkede enheter utstyrt med tilsvarende passive prøvetakere som i mesocosm-forsøk. Kammerene kan operere både med stillestående og omrørt vannvolum. Det finnes i dag ulike typer slike kamre som enten plasseres av dykkere eller fra båt.

Måling av fluks av partikkelbundne miljøgifter

Transporten av miljøgifter på sedimentpartikler er en toveis prosess: oppvirvling og etterfølgende resedimentering. Prosessene virker ulikt for ulike kornstørrelser og sedimenttyper. Det som er viktigst i risikosammenheng er den fraksjonen som blir så lenge i vannmassene at den kan forårsake skade på stedet eller i eventuelle naboområder.

Mesocosm-forsøk kan brukes til å måle partikkelfluks fra et naturlig sediment gjennom erosjon som funksjon av bunnstrøm og turbulens. Både brutto erosjonsfluks (hva som virvles opp) og netto erosjonsfluks (hva som forblir i vannmassene etter resedimentering) kan simuleres. Styrken med slike forsøk er at man kan styre strøm og turbulens eksperimentelt, men de vil i de fleste tilfeller bare dekke småskalapåvirkning.

Betydningen av skipsgenerert erosjon (fra propeller og vannjet) er drøftet i Vedlegg A.3 til Bakgrunnsdokumentet. For beregning av slik storskalaerosjon anbefales å gjøre målinger direkte i risikoområdet under påvirkning av typisk skipstrafikk, fremfor å gjøre mesocosm-eksperimenter. Hvilke konsentrasjoner av suspenderte finpartikler som forblir i vannmassene i forbindelse med et skipsanløp og i hvor stort vannvolum de sprer seg, kan måles direkte ved horisontale og vertikale turbiditetsprofiler og partikkelanalyser i felt under/etter skipsanløp. Målingene kan gjøres fra småbåt og krever tilgang til elektronisk turbiditetslogger og utstyr for å ta vannprøver. Opplegg for slike målinger må tilpasses den enkelte situasjonen.

En viktig faktor for å kunne tolke betydningen av skipsgenerert fluks er å anslå det reelle bunnarealet som påvirkes av skipstrafikken og hvor dypt erosjonen graver. Videoregistrering av bunnforholdene, evt. supplert med SPI-registreringer og prøvetaking for kornstørrelsesanalyse bør i mange tilfeller kunne indikere hvor langt ut til siden langs en skipstrase influensområdet for skipserosjon strekker seg, og kanskje også hvor dypt den stikker. Det må påpekes at erfaring med å anslå slikt influensområde mangler.

Hvis man ønsker mål på resedimenteringen av oppvirvlet sediment (intensitet og hvor de foregår) er det enkleste å bruke sedimentfeller. Sedimentfeller finnes i en rekke størrelser og utforminger som skal sikre at ikke fellene samler for mye eller for lite i forhold til det som virkelig synker ned gjennom vannet. Det finnes også felletyper egnet til å estimere horisontal transport av sedimentpartikler langs bunnen. Fellene står ute over lengre periode, normalt 1-2 mnd, for å samle nok materiale for analyse og gir derfor et tidsintegret bilde av mengde og kjemisk innhold av det som sedimenterer.

Måling av miljøgiftfluks ut av sedimentområdet

I Trinn 2 angis hvordan denne kan beregnes ut estimerte miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentet, totalt vannvolum over sedimentet og utskiftingshastighet mellom dette vannvolumet og omkringliggende vannmasser. Måling av utskiftingshastighet og oppholdstid er to sider av samme sak og er den målemessig største utfordringen. Det er også angitt en sjablongverdi for oppholdstid av overliggende vannmasser, men siden oppholdstiden er sterkt avhengig av lokale forhold er denne meget usikker. Det anbefales derfor at man beregner lokal oppholdstid allerede i Trinn 2, men om det ikke er gjort der, bør den iallfall beregnes i Trinn 3 (Fremgangsmåte er skissert i Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet). Estimatet av reelle miljøgiftkonsentrasjoner kan verifiseres gjennom vannanalyser eller bruk av passive prøvetakere på rigger i vannmassene. Disse vil ikke kunne skille mellom miljøgiftbidraget fra sedimentet og fra andre kilder, men vil gi grunnlag for å bedømme om estimatene virker sannsynlige.

5.3.2 Risiko for human helse

Vurderingen i Trinn 2 omfatter beregninger av opptak av miljøgifter i mennesker via en rekke transportveger. Mange av de sjablongverdiene som er gitt og som er mest usikre, dreier seg om arealbruk, spisevaner og rekreasjonsmønster som direkte påvirker betydningen av de ulike eksponeringsveiene. Forbedring av påliteligheten i risikovurderingen krever derfor lokal kartlegging av disse faktorene. Hva er spisevanene? Hvor stor andel av dietten utgjøres av lokal sjømat? Hvordan og i hvilken grad brukes risikoområdet for rekreasjon?

Risiko fra konsum av sjømat

Vurdering av helserisiko fra miljøgifter gjøres generelt både av internasjonale organer som JECFA (WHO), EFSA (EU) og i Norge av Mattilsynets vitenskapskomité for mattrygghet (VKM). Vurderingen gjøres på grunnlag av miljøgiftinnhold i aktuelle fisk og skalldyr. På bakgrunn av disse risikovurderingene kan Mattilsynet gi kostholdsråd.

Selv om Mattilsynets totalvurdering av et område i prinsippet utgjør en Trinn 3 risikovurdering for human helse, differensierer den ikke mellom de ulike kildene til miljøgifter i sjømat. Risikosystemets utfordring er å beregne hvor mye av miljøgiftene i sjømat som kan stamme fra sedimentene.

Beregningene i Trinn 2 dekker transporten direkte til bunnlevende dyr og videre til første trinn av predatorer, samt transporten direkte fra vann til organismer i vannmassene. Som minimum bør Trinn 3 skaffe lokal informasjon som bedrer disse beregningene. Trinn 2 forutsetter imidlertid at sjømat har samme vevskonsentrasjon som første ledd i næringskjeden, dvs at det ikke skjer en økning (biomagnifisering) eller reduksjon i miljøgiftkonsentrasjonene oppover til sjømaten. Skrittet videre i Trinn 3 bør derfor være å estimere transporten av sedimentrelaterte miljøgifter videre fra første predatortrinn til konsum arter av fisk og skalldyr. Dette krever kjennskap til hvilke lokale arter som er aktuelle som sjømat, og hvordan de er koblet inn i det lokale økologiske næringsnett fra sedimentene. Slike næringsnettanalyser er både usikre og kompliserte blant annet fordi vi mangler nødvendig kunnskap om de økologiske sammenhengene.

En alternativ vei å gå for å estimere sedimentenes bidrag til miljøgifter i sjømat er gjennom numerisk modellering. Det finnes modellverktøy, også tilpasset norske fjordforhold, som kan brukes til å estimere reell fluks fra sedimenter til sjømat, og følgelig hvor mye sedimentene sannsynligvis bidrar med i de målte konsentrasjonene i sjømat. Gode modelltilnæringer kan gi et mer pålitelig bilde enn Trinn 2 beregningene av risikoen for at miljøgiftene fra sedimentene fører til overskridelse av grensene for tolerablett inntak, og i hvor stor grad

sedimentene er med på å forårsake/-opprettholde kostholdsråd. Tilpasning av slike modeller til et bestemt sedimentområde vil som oftest kreve et måleprogram for å fastsette viktige inngangsparametre, evt også for å verifisere utvalgte modellresultater.

Risiko for human helse fra kontakt med sediment og vann

Risiko for helseskade ved kontakt med sedimenter, partikler og vann har stor sammenheng med bruksmønster av sedimentområdet. Brukes området til bading, vil informasjon om lokale badevaner være viktig i vurdering av risiko for kontakt med sediment og partikler. Nyttig lokal informasjon er hvor det bades (nærhet til sedimentområder), om området er egnet for alle aldersgrupper (sandstrender eller svaberg), samt statistikk for hyppighet og varighet av badehendelser (samlet eksponeringstid). Videre kan direkteanalyser av miljøgiftinnhold i sedimentene på badestrender og i suspendert materiale i øvre vannlag i badesesongen være nyttig. Alt dette gir grunnlag for å erstatte sjablongverdiene i Vedlegg IV med stedsspesifikke verdier (se Vedlegg A.2 til Bakgrunnsdokumentet).

5.3.3 Risiko for økologiske effekter

Vurderingen av risiko for økologiske effekter i Trinn 2 omfatter ingen egne faktorer som det er gitt sjablongverdier for utenom Kd-verdiene som er brukt i utledningen av grenseverdiene for sediment. Bedring av slike i et Trinn 3 er derfor allerede dekket i det foregående. Risiko for økologiske effekter i Trinn 2 er knyttet til overskridelse av grenseverdiene for effekter i vannmassene (grense mellom Klifs Klasse II og III for sjøvann) eller i sedimentene (grense mellom Klifs Klasse II og III for marine sedimenter) vist i Vedlegg II. Et mål med risikovurdering Trinn 3 bør derfor være å få klarhet i om påvist overskridelse virkelig gir økologisk skade eller ikke i den aktuelle situasjonen. Med andre ord: er det tegn til skade på økosystemet eller miljøgiftstress på organismer eller populasjoner?

Det finnes et utvalg undersøkelsesmetoder som kan vurderes for et Trinn 3 og som erfaringsmessig har vist seg å være såpass følsomme at de i alle fall bør kunne påvise negative økologiske effekter av betydning. Noen av disse effektparametrene er i virkeligheten naturlige kompenserende responser på miljøstress og som ikke nødvendigvis fører til effekter på populasjoner eller økosystemet. De gir imidlertid signal om at en stressfaktor er til stede. Undersøkelsene kan omfatte analyse av bentiske og pelagiske økologiske forhold både i sedimentområdet og i naboområdene. Målinger av individers helsetilstand ved såkalte biomarkør-analyser kan være aktuelt for å avdekke miljøstress som ikke er dødelig (subletalt). Biomarkøranalyser kan avdekke unormale anatomiske, genetiske, biokjemiske og fysiologiske trekk som ofte kan knyttes til eksponering til bestemte stoffer eller stoffgrupper. Tilsvarende målemetoder på biotop- eller økosystemnivå er analyse av biodiversitet, forekomst av spesielle indikatorarter eller endringer i samfunnsstruktur, det siste ved bruk av multivariant dataanalyse. Analysene er kompliserte og gjøres bare av et fåtall konsulenter. Ved sammenlikning med det man vet eller antar er forventet naturlig lokal økologisk tilstand, kan man bedømme om økologiske forhold eller organismers helsetilstand allerede er påvirket.

Vurderingen av risikoen for at dette er forårsaket av sedimentene er imidlertid meget vanskelig, og krever en betydelig grad av skjønn. Siden kunnskapen om sammenhenger mellom miljøgiftbelastning og biologiske effekter i naturlige komplekse økosystemer generelt er lav, er det begrenset mulighet for å koble miljøgifter i sediment direkte til lokal økologisk tilstand på en pålitelig måte, og derved etterprøve om den økologiske risiko som estimeres i Trinn 2 eller Trinn 3 er reell. Dette problemet er først og fremst til stede i de tilfellene der man både finner at risikoen fra sedimentene er uakseptabel og man påviser økologiske effekter samtidig som andre påvirkningskilder kan spille inn. Pålitelig vurdering av hva

sedimentene betyr forutsetter nærmest at sedimentene er eneste påviste påvirkningskilde av betydning.

Dersom man finner at sedimentene innebærer en uakseptabel økologisk risiko og man samtidig ikke finner noe som tyder på at de lokale samfunn og populasjoner er påvirket, bør man kunne anta risikoen fra sedimentene er overestimert (spesielt siden det i mange tilfeller også vil være andre stressfaktorer til stede enn miljøgifter fra sedimentene).

Dersom man finner at risikoen fra sedimentene er akseptabel og det likevel påvises at det lokale økosystemet er belastet, bør man (ut fra at risikovurderingen skal være konservativ) kunne regne med at det er andre kilder enn sedimentene som er årsak til de økologiske effektene.

6. Sammenhengen mellom Trinn 2 og Trinn 3

Trinn 3 skal pr definisjon være mindre konservativ, sterkere lokalt forankret og mer pålitelig enn Trinn 2. Uakseptabel risiko i Trinn 2 vil derfor kunne vendes til akseptabel etter Trinn 3. Målsetningen for begge vurderingstrinnene er den samme: de skal danne grunnlag for å avgjøre om tiltak er nødvendig. De kan også være til hjelp for å skille mellom hvilke tiltak som vil være nødvendige og tilstrekkelige. Bruken av resultatene fra de to trinnene vil derfor være den samme, men Trinn 3 skal gi et mer pålitelig grunnlag. Der konklusjonene fra Trinn 3 avviker fra konklusjonene i Trinn 2 bør derfor Trinn 3 være avgjørende. Dersom beregnet risiko etter Trinn 3 fremdeles er uakseptabel må det planlegges og gjennomføres egnede tiltak for å redusere risikoen til et akseptabelt nivå.

7. Rapportering fra risikovurderingen

Vedlegg A.1 til Bakgrunnsdokumentet gir et eksempel på gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og 2. Resultatene fra risikovurderingen skal rapporteres skriftlig. En skisse til struktur på en faglig hovedrapport er gitt i Vedlegg VI. Rapporten skal inneholde en fullstendig dokumentasjon av den gjennomførte risikovurderingen i Trinn 1 og Trinn 2. Målgruppen for hovedrapporten vil være problemeier/-tiltakshaver, miljøvernmyndighetene, og ev. forsknings- og konsulentmiljøene.

Selv om den faglige hovedrapporten vil inneholde et kort sammendrag, kan det være ønskelig å lage en egen sammendragsrapport. Denne bør helst ikke være over ca. 10 sider og skal legge hovedvekt på:

- Målsetning og forutsetninger
- Gjennomføring
- De viktigste resultater, gjerne i form av figurer og tabeller
- Konklusjoner og anbefalinger.

Målgruppen for denne vil være forvaltning og offentligheten.

Vedlegg VI omfatter ikke rapportering fra et eventuelt Trinn 3, siden denne vil være avhengig av innhold og omfang i gjennomføringen. Kravet til detaljeringsnivået av en hovedrapport for Trinn 3 bør minst være det samme som for Trinn 1 og 2.

8. Vedleggsliste

- Vedlegg I. Stoffliste fysisk/kjemiske data
- Vedlegg II. Grenseverdier for økologisk risiko
- Vedlegg III. Grenseverdier for human risiko
- Vedlegg IV. Beregningsmåter for human eksponering til sediment via oralt inntak og hudkontakt
- Vedlegg V. Sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og Trinn 2
- Vedlegg VI. Struktur på rapport fra risikovurderingen
- Vedlegg VII. Sjablongverdiene fra Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold

Vedlegg I - 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 I viser fordelingskoeffisienter sediment/vann Kd og vann/fisk BCF som anvendes i denne veilederen. Diffusjonskoeffisienten ($D_{\text{molekylær}}$) som brukes for å beregne biodiffusjon er også vist.

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

Navn	Molvekt g/mol	Løselighet mol/m ³	log Kow	Koc	Kd sed dm ³ /kg	$D_{\text{molekylær}}$ cm ² /s	BCF fisk våttvekt
Metaller							
Arsen	74,9	40,1	-	-	6607	9,05E-06	5,0
Bly	207,2	14,5	-	-	154 882	9,45E-06	500,0
Kadmium	112,4	26,7	-	-	130 000	7,19E-06	10,0
Kopper	63,5	47,2	-	-	24 409	7,14E-06	100,0
Krom	52,0	57,7	-	-	120 000	5,95E-06	20,0
Kvikksølv	200,6	15,0	-	-	100 000	8,80E-06	100,0
Nikkel	58,7	51,1	-	-	7 079	6,61E-06	20,0
Sink	65,4	45,9	-	-	73 000	7,03E-06	1 000,0
PAH							
Naftalen	128,2	0,25	3,33	1 250	13	8,61E-06	100
Acenaftylen	150,2	0,11	4,00	2 570	26	7,69E-06	501
Acenaften	154,2	0,03	4,20	6 166	62	7,55E-06	741
Fluoren	166,2	0,01	4,32	10 233	102	7,16E-06	938
Fenantren	178,2	0,0048	4,57	22 909	229	6,81E-06	1 476
Antracen	178,2	0,00040	4,68	28 184	282	6,81E-06	1 409
Fluoranthen	202,4	0,00099	5,23	144 544	1 445	6,22E-06	7 227
Pyren	202,4	0,00065	5,13	58 884	589	6,22E-06	4 576
Benzo(a)antracen	228,3	0,000051	5,91	501 187	5 012	5,71E-06	17 337
Chrysen	228,3	0,0000078	5,81	398 107	3 981	5,71E-06	32 283
Benzo(b)fluoranthen	252,3	0,0000019	6,11	812 831	8 128	5,32E-06	50 000
Benzo(k)fluoranthen	252,3	0,0000019	6,11	794 328	7 943	5,32E-06	50 000
Benzo(a)pyren	252,3	0,0000033	6,13	831 764	8 317	5,32E-06	50 000
Indeno(1,2,3-cd)pyren	276,3	0,0000010	6,87	2 344 229	23 442	4,99E-06	50 000
Dibenzo(ah)antracen	278,4	0,0000220	6,75	1 949 845	19 498	4,96E-06	50 000
Benzo(ghi)perylene	276,3	0,00000067	6,22	1 023 293	10 233	4,99E-06	50 000
PCB							
PCB 28	257,5	0,00047	5,62	40 738	407	5,24E-06	20 843
PCB 52	292,0	0,000091	6,26	50 119	501	4,80E-06	50 000
PCB 101	326,4	0,000040	6,85	338 844	3 388	4,43E-06	50 000
PCB 118	326,4	0,000020	7,12	3 388 442	33 884	4,43E-06	50 000
PCB 138	360,9	0,0000019	7,45	512 861	5 129	4,13E-06	50 000
PCB 153	360,9	0,0000076	7,44	5 128 614	51 286	4,13E-06	50 000
PCB 180	395,3	0,0000019	8,16	977 237	9 772	3,87E-06	50 000

Tabell I - Fortsettelse fra forrige side.

Navn	Molvekt g/mol	Løselighet mol/m ³	log Kow	Koc	Kd sed dm ³ /kg	D _{molekyler} cm ² /s	BCF fisk våttvekt
Annet							
sumDDT (basert på DDE)	354,5	0,000018	6,91	1 949 845	19 498	4,18E-06	50 000
Lindan	290,8		3,78	5 460	54,6	4,81E-06	326
Heksaklobenzen	284,8		5,80	130 000	1 300	4,88E-06	16 982
Pentaklorbenzen	250,3		5,18	40 000	400	5,35E-06	5 047
Triklorbenzen	181,5		4,06	1 400	14	6,72E-06	2 000
Hexaklorbutadien	260,8		3,74	11 200	112	5,20E-06	17 000
Høyklorete kortkjedede paraffiner (SCCP)				199 526	1995		
Høyklorete mellomkjedede paraffiner (MCCP)				588 844	5 888		
Pentaklorfenol	266,3		5,24	3 400	34	5,12E-06	770
Oktylfenol	206,3		4,12	2 740	27	6,14E-06	634
Nonylfenol	220,4		5,76	5 360	53,6	5,86E-06	3 000
Bisfenol A	228,3		3,4	715	7,2	5,71E-06	155
Tetrabrom bisfenol A (TBBPA)	543,9		5,90	49 726	497	3,08E-06	20 654
Pentabromdifenyleter	564,6		6,86	556 801	5 568	3,00E-06	50 000
Hexabromcyclododekan	631,7		5,63	45 709	457	2,77E-06	12 176
Perfluoreert oktylsulfonat (PFOS)	499,1		2,99	870	8,7	3,28E-06	2796
Diuron	233,1		2,60	355	3,55	5,63E-06	2
Irgarol	253,4		2,80	1000	10	5,30E-06	48
tri-butyltinn (TBT-ion)	290,1	0,0013	3,64	1 084	11	4,82E-06	218

Vedlegg II - Grenseverdier for økologisk risiko

GRENSEVERDIER FOR ØKOLOGISK RISIKO

Grenseverdier i vann og sediment tilsvarende grensen mellom klasse II og III er dokumentert i Bakgrunnsdokumentet, Del B.

Tabell II Grenseverdier for økologisk risiko i vann og sediment.

Navn	Klasse II/III	K _{oc}	K _a	Bakgrunn	Klasse II/III
Metaller	µg/l	l/kg	l/kg	mg/kg	mg/kg
Arsen	4,8	-	6 607	<20	52
Bly	2,2	-	154 882	<30	83
Kadmium	0,24	-	130 000	<0,25	2,6
Kopper	0,64	-	24 409	<35	51
Krom (VI) i vann, (III) i sed.	3,4	-	120 000	<70	560
Kvikksølv (uorg.)	0,048	-	100 000	<0,15	0,63
Nikkel	2,2	-	7 079	<30	46
Sink	2,9	-	73 000	<150	360
PAH	µg/l			µg/kg	µg/kg
Naftalen	2,4	1 250	13	<2	290
Acenaftylen	1,3	2 570	26	<1,6	33
Acenaften	3,8	6 166	62	<4,8	160
Fluoren	2,5	10 233	102	<12	260
Fenantren	1,3	22 909	229	<6,8	500
Antracen	0,11	28 184	282	<1,2	31
Fluoranthen	0,12	144 544	1 445	<8	170
Pyren	0,023	58 884	589	<5,2	280
Benzo(a)antracen	0,012	501 187	5 012	<3,6	60
Chrysen	0,07	398 107	3 981	<4,4	280
Benzo(b)fluoranthen	0,03	812 831	8 128	<46	240
Benzo(k)fluoranthen	0,027	794 328	7 943	-	210
Benzo(a)pyren	0,05	831 764	8317	<6	420
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,002	2 344 229	23 442	<0,02	47
Dibenzo(ah)antracen	0,03	1 949 845	19 498	<12	590
Benzo(ghi)perylene	0,002	1 023 293	10 233	<18	21
Sum PAH16	-	-	-	<300	2000

Tabell II - Fortsettelse fra forrige side.

Navn	Klasse II/III	K _{oc}	K _d	Bakgrunn	Klasse II/III
Annet	µg/l	l/kg	l/kg	µg/kg	µg/kg
Sum PCB7	-	-	-	<5	17
sumDDT (basert på DDE)	0,001	1 949 845	19 498	<0,5	20
Lindan	0,02	5 460	54,6	-	1,1
Heksaklobenzen	0,013	130 000	1 300	<0,5	17
Pentaklorbenzen	1	40 000	400	-	400
Triklorbenzen	4	1 400	14	-	56
Hexaklorbutadien	0,44	11 200	112	-	49
Høyklorerte kortkjededede paraffiner (SCCP)	0,5	199 526	1995	-	1000
Høyklorerte mellomkjededede paraffiner (MCCP)	0,1	588 844	5 888	-	4600
Pentaklorfenol	0,35	3 400	34	-	12
Oktylfenol	0,12	2 740	27	-	3,3
Nonylfenol	0,33	5 360	53,6	-	18
Bisfenol A	1,6	715	7,2	-	11
Tetrabrom bisfenol A (TBBPA)	0,052	49726	497	-	63
Pentabromdifenyleter	0,53	556 801	5 568	-	62
Hexabromcyclododekan	0,31	45 709	457	-	86
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	25	-	8,7	-	220
Diuron	0,2	355	3,55	-	0,71
Irgarol	0,008	1000	10	-	0,08
Tri-butyltinn (TBT-ion)	0,0002	1 084	11	<1	0,002

Vedlegg III - Grenseverdier for human risiko

GRENSEVERDIER HUMAN RISIKO

Grenseverdier for human risiko basert på eksponering ved konsum av sjømat og direkte inntak av og hudkontakt med sediment, vann og suspendert stoff. MTR/TDI er grenseverdiene når sedimentrelatert eksponering er eneste kilde til miljøgifter. 10% MTR/TDI vier grenseverdiene når bare 10% av eksponeringen er sedimentrelatert. TDI er Mattilsynets grenseverdier for livslangt tolerabelt daglig inntak av miljøgiftene (finnes bare for et utvalg av stoffene).

Tabell III Grenseverdier for human risiko basert på livstidsdosis, direkte eksponering (rekreasjon) og inntak av fisk. Laveste av MTR verdier eller Mattilsynets grenseverdier TDI er valgt. Grenseverdier i sediment gjelder eksponering 10 % MTR/TDI.

	MTR mg/kg/d	TDI mg/kg/d	10% MTR/TDI mg/kg/d
Metaller			
Arsen	1,00E-03	2,14 E-03	1,00E-04
Bly	3,60E-03	3,57E-03	3,60E-04
Kadmium	5,00E-04	1,00E-03	5,00E-05
Kobber	1,40E-01	5,00E-02	5,00E-03
Krom totalt (III + VI)	5,00E-03		5,00E-04
Kvikksølv	1,00E-04	2,29E-04	1,00E-05
Nikkel	5,00E-02		5,00E-03
Sink	5,00E-01	3,00E-01	3,00E-02
PAH			
Naftalen	4,00E-02		4,00E-03
Acenaftalen			
Fluoren			
Fenantren	4,00E-02		4,00E-03
Antracen	4,00E-02		4,00E-03
Fluoranten	5,00E-02		5,00E-03
Pyren			
Benzo(a)antracen	5,00E-03		5,00E-04
Krysen	5,00E-02		5,00E-03
Benzo(b)fluoranten			
Benzo(k)fluoranten	5,00E-03		5,00E-04
Benzo(a)pyren	2,30E-05		2,30E-06
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,00E-03		5,00E-04
Dibenzo(a,h)antracen			
Benzo(ghi)perylene	3,00E-02		3,00E-03
PCB			
PCB 28			
PCB 52			
PCB 101			
PCB 118			
PCB 138			
PCB 153			
PCB 180			
Sum PCB7	2,00E-05		2,00E-06
Annet			
DDT	4,00E-02	1,00E-02	1,00E-03
Tributyltinnoksid	4,00E-04	2,50E-04	**

** for TBT brukes 100% av TDI verdien

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.

TDI/TWI verdier for metaller og DDT er utarbeidet av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), verdi for 2,3,7,8-TCDD av EUs vitenskapelige komite for mat (SCF) og verdi for TBT av WHO.

Vedlegg IV - Beregningsmåter for human eksponering til sediment via oralt inntak og hudkontakt

Faktaboks IV.1 Human eksponering via oralt inntak av sediment

Direkte eksponering via oralt inntak av sediment skjer gjennom hånd- eller munnkontakt på grunt vann. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Eksponering kan beregnes ved hjelp av standardparameter 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: $1 \cdot 10^{-3}$ kg t.v./d, 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)

Faktaboks IV.2 Human eksponering via inntak av overflatevann

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

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

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, Faktaboks 9)

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

Dersom det ikke foreligger sjøvannsanalyser, kan disse estimeres i henhold til faktaboks 9, eller konsentrasjonen i sjøen kan settes likt porevannskonsentrasjon (C_{pv}) som en "worst-case" tilnærming:

$$C_{pv} = \frac{C_{sed}}{K_d}$$

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

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (stoffavhengig, vedlegg I)

Faktaboks IV.3 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 standardparameter 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)

Faktaboks IV.4 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 ulikt 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)

Faktaboks IV.5 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 ulikt 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 stoffavhengig og kan estimeres på følgende måte:

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

K_{ow} = oktanol/vann fordelingskoeffisienten (Vedlegg I)

Dersom det ikke foreligger sjøvannsanalyser, kan disse estimeres i henhold til faktaboks 9, eller konsentrasjonen i sjøen kan settes likt porevannskonsentrasjon (C_{pv}) som en "worst-case" tilnærming:

$$C_{pv} = \frac{C_{sed}}{K_d}$$

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

K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (stoffavhengig, vedlegg I)

Faktaboks IV.6. Total human eksponering

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

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

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

For IEI_f se Faktaboks 10. Ved å anta at man er 6 år barn og 64 år voksen kan den total livstidsdosis beregnes som følger:

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

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

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

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

$DOSE$ sammenlignes med 10% MTR human verdiene (Vedlegg III).

Vedlegg V - Sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og Trinn 2.

Forenklet sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering

A. Innhenting av eksisterende informasjon

→. Beskrive det aktuelle sedimentområdet

- Geografisk beliggenhet
- Samlet bunnareal, areal med sedimenter
- Dybdeforhold, topografi
- Nåværende arealbruk (rekreasjon, fiske, ferdsel, osv.)
- Skipstrafikkmønster (havnekategori (se Faktaboks 6) trafikk tetthet, farleder, lengde og dybdeprofil langs farleder)
- Aktuelle marine naboområder
- Oversikt over eksisterende sedimentdata

→. Miljømål

- Beskrive miljømål som er satt for området
- Finnes andre miljøhensyn og målsetninger av betydning for risikovurderingen
- Fremtidig planlagt/ønsket arealbruk

B. Innhenting av ny informasjon

→. Definere delområder hvis ønskelig

→. Prøvetakingsopplegg i felt

- Bestemme antall stasjoner
- Bestemme og kartfeste stasjonsplassering
- Avklare nødvendig prøvemengde
- Avklare nødvendig feltutstyr (redskaper og instrumenter)
- Lage gjennomføringsplan (feltprotokoll)

→. Fysisk, kjemisk, toksikologisk analyseprogram

- Bestemme parameterliste
- Bestemme analysemetoder
- Velge laboratorium (akkreditert)
- Fastsette rutine for databehandling, datalagring og kartfesting (GIS)

→. Gjennomføre feltarbeid, kjemiske analyser og tokstester

C. Gjennomføring av Trinn 1

→. Dataanalyse

- Beregne gjennomsnittsinhold av miljøgifter over området
- Sammenligne resultatene med veilederens grenseverdier
- Identifisere eventuelle overskridelser
- Bedømme om overskridelse gjelder kun en stasjon og om det er grunnlag for å avgrense et delområde for videre risikovurdering.
- Beslutning om friskmelding eller videre til Trinn 2

D. Gjennomføring av Trinn 2

→. **Beslutte om hovedvekt skal legges på spredning, human helse eller økologisk skade**

→. **Om ønskelig: etablere egne akseptkriterier for spredning**

→. **Generere supplerende informasjon for Trinn 2**

- Identifisere koeffisienter og sjablongverdier man ønsker å skaffe lokalverdier for
- Gjennomføre den påkrevde helsedimenttesten på toksisitet

→. **Gjennomføre beregningene i Trinn 2**

- Lage datafiler for bruk i veilederens regneark (eller annet ønsket regneverktøy)
- Hvis aktuelt, legge inn lokale koeffisienter og konstanter i regnearket
- Gjennomføre beregningene av spredning (diffusjon, oppvirvling, biologisk transport)
- Eventuelt kontrollere sannsynligheten av beregningsresultatene (Faktaboks 12)

→. **Evaluererisiko for spredning (Trinn 2A)**

- Hvis egne kriterier er satt: identifisere eventuell overskridelse av disse

→. **Evaluererisiko for human helse (Trinn 2B)**

- Beslutte hvilke eksponeringsveier som skal dekkes av risikovurderingen
- Sammenfatte fluksresultatene som dekker disse veiene
- Bedømme om beregnet nivå av miljøgifter i organismer samsvarer med målte verdier (hvis målinger finnes)
- Bedømme om beregnet vevsnivå i organismer overskrider grenseverdiene for konsum

→. **Evaluererisiko for økologisk skade (Trinn 2C)**

- Bedømme om resultatene fra Trinn 1 overskrider MPC-verdiene for økologisk skade
- Bedømme om resultatene fra helsedimenttesten tilsier at sedimentene gir økologisk skade
- Beregne sannsynlig gjennomsnittsnivå av miljøgifter i vannmassene over sedimentet
- Bedømme om disse nivåene overskrider grense mellom Klifs Klasse II og III for sjøvann-verdiene for økologisk skade

→. **Evaluererisiko fra sedimentene ut fra Trinn 2**

- Identifisere overskridelser av eventuelle akseptkriterier for spredning
- Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på human helse
- Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på sedimentlevende organismer
- Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på organismer i vannmassene
- Hvis aktuelt: identifisere risiko for skade på naboområdet
- Beskriv samlet risiko fra sedimentene i forhold til miljømål
- Beslutte om sedimentområdet kan friskmeldes
- Hvis ikke – velg om man skal gå til tiltaks vurdering eller gjennomføre Trinn 3

E. Gjennomføring av Trinn 3

- Evaluere nytteverdien av Trinn 3 undersøkelser ut fra usikkerheten i Trinn 2
- Fastsette ambisjonsnivå for Trinn 3: erstatning av sjablongverdier eller full numerisk modellering

Sjekkliste for videre gjennomføring av Trinn 3 er lite hensiktsmessig siden aktivitetene må tilpasses den enkelte situasjonen.

Vedlegg VI - Struktur på rapport fra risikovurderingen

Tittel: Risikovurdering av forurenset sediment i

Sammendrag

Innledning

Beskrivelse av området som vurderes

Følgende temaer skal om mulig dekkes:

- Geografisk beliggenhet (kartfestet i formålstjenlig målestokk)
- Generell beskrivelse av området (topografi, dyp, strømforhold, bunntyper, økologisk betydning, vernestatus, nåværende arealbruk (rekreasjon, fiske, ferdsel, osv), kjente forurensningskilder, miljøtilstand.
- Skipstrafikk mønster.
- Definisjon av risikoområdet med estimat av totalt sedimentareal (Ased)
- Kartfesting av skipspåvirket område
- Estimert av skipspåvirket bunnareal (Askip)

Ønsket miljøtilstand

Følgende temaer skal dekkes:

- Eventuelle fastsatte miljømål
- Andre aktuelle miljøhensyn

Risikovurdering Trinn 1

Følgende temaer skal dekkes:

- Kartfesting av sedimentstasjonene som er benyttet i vurderingen
- Metodebeskrivelse for sedimentundersøkelsene (feltprosedyrer, feltmålinger, kjemisk og toksikologisk analyseprogram).
- Kvalitetskontrollrutiner.
- Resultattabeller for kjemisk karakterisering og toksisitet med angitt overskridelse i forhold til grenseverdiene (Regneark 4, tabell 1).
- Andre resultater som brukes i tolkning av Trinn 1
- Konklusjon fra Trinn 1 (akseptabel risiko eller videre til Trinn 2)
 - Overholdelse/overskridelse av grenseverdiene
 - Konklusjon om risiko fra sedimentene
 - Eventuell avgrensning av delområder for videre risikovurdering

Risikovurdering Trinn 2

Følgende temaer skal dekkes:

- Begrunnelse for eventuell prioritering av risikoelementene (spredning, human helse og økologiske effekter).
- Metodebeskrivelse og resultater fra supplerende informasjonsinnhenting
- Lokale parameter som benyttes og begrunnelse for disse.
- Resultat av helsedimenttest (detaljer i appendiks) med konklusjon om overskridelse av grenseverdi.
- Resultater knyttet til risiko for spredning
 - Tabell over estimert miljøgiftspredning totalt og via de tre transportvegene (diff, susp og org). Både flukser (F) og årlig transport (U) angis for hvert stoff.

- Det lages separate tabeller for A_{skip} , $A_{\text{sed-skip}}$ og A_{sed} (Regneark 4 tabell 2a og 2b).
- Evaluering av spredningsestimatene (er tømmetiden sannsynlig? Regneark 3a)
 - Sammenlikning av spredningen med grenseverdier (Regneark 4, tabell 2a) og eventuelle akseptkriterier for spredning.
 - Figur over relativ betydning av spredningsveier (Regneark figur ”Eks Dia middel spredning”).
 - Betydning av risikoen fra propelloppvirvling.
 - Resultater knyttet til risiko for human helse
 - Hva slags human eksponering som er aktuell i risikoområdet (sjømat, bading, etc.).
 - Tabell over beregnet total livstidseksponering med overskridelse av grenseverdier (Regneark 4, tabell 3).
 - Figur over relativ betydning av eksponeringsveier (Regneark figur ”Eks Dia middel human”).
 - Resultater knyttet til risiko for økologiske effekter
 - Beskrive risiko for effekter på sedimentlevende organismer på basis av
 - overskridelsene i Trinn 1
 - tabell over målte/beregnete porevannskonsentrasjoner med overskridelser av $PNEC_w$ (Regneark 4, tabell 4)
 - resultatene fra toksistetstestene i trinn 1 og helsedimentttesten (Regneark 4, tabell 5).
 - Beskrive risiko for effekter i vannmassene på basis av
 - tabell over målte/beregnete sjøvannkonsentrasjoner med overskridelser av $PNEC_w$ (Regneark 4, tabell 6)
 - Samlet risikovurdering Trinn 2
 - Risiko for prioriterte økologiske/humane ressurser
 - Risiko i forhold til miljømål
 - Usikkerhet i konklusjonene og konsekvenser av dette

Konklusjoner og anbefalinger

Følgende temaer skal dekket i dette kapittelet:

- Samlet konklusjon av risikovurderingen
- Rangering av delområder for tiltaks vurdering
- Anbefalinger om videre prosess (Trinn 3, tiltaksplanlegging)

Vedlegg VII - Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold

Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold

I det følgende gis en oversikt over sjablongverdiene brukt i Trinn 2 og forslag for å tilpasse disse til lokale forhold innenfor et realistisk intervall. Det er også gitt en forenklet klassifisering av variabiliteten (Liten, Middels, Stor) av de faktorene som er omhandlet. Oversikten må sees på som veiledende og er ment å skulle indikere usikkerheten ved å bruke sjablongverdien i en bestemt situasjon.

Før man setter i gang et undersøkelsesprogram for å bedre sikkerheten av faktorene bør man gjøre en følsomhetsanalyse for å avklare hvilken betydning endring av faktoren (innenfor sannsynlige spennvidde) vil ha for utfallet av beregningene. En stor endring i tallverdien av en faktor behøver ikke nødvendigvis å gi tilsvarende stort utslag på sluttresultatet av beregningene, dette kan illustreres på en enkel måte ved for eksempel doble eller halvere en parameter i regnarket.

For mer utførlig informasjon om følsomhetsanalyse henvises til litteraturen (for eksempel: Saloranta TM, Ruus A, and Borgå K, 2011. Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. Integrated Environmental Assessment and Management, DOI 10.1002/ieam.188, in press).

Faktor	Beskrivelse	Sjablongverdi	Variabilitet	Verdi interval
n	Porøsitet, beregnes utefra bestemmelse av bulk tetthet (ρ_b) og korntetthet (ρ_s)	0,7	Middels	0,4-0,7
τ	Tortuositet (krunglingsfaktor) kan verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in-situ</i> diffusjonshastighet	3	Middels	2-5
a	Faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon. Faktoren bør skjønnsmessig kunne endres ut fra observasjon/måling av redoksf forholdene og tilstedeværelse av makrofauna (dyr over 1 mm størrelse). For helt anoksiske sedimenter kan man sette faktoren til 0. Kan for øvrig verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in-situ</i> diffusjonshastighet	10	Stor	1-500
D_s	Molekylærdiffusjonskoeffisient (cm^2/s) hentes fra litteraturen eller estimeres ut fra stoffets molekylvekt og kjemisk struktur	Vedlegg I, TA 2230/2007	Liten	Stoff avhengig
C_{pv}	Porevannskonsentrasjon C_{pv} [mg/l] = C_{sed} [mg/kg]/ K_d eller måles	Se faktaboks 10	Stor	Stoff avhengig
Δx	Diffusjonslengden er bestemt av tykkelsen på overgangslaget mellom sediment og vann ("benthic boundary") som igjen er avhengig av kornstørrelse, bunngometri (ruhet) og strømhastighet. Kan verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in-situ</i> diffusjonshastighet.	1 cm	Middels	0,05-2
$f_{l\ddot{o}st}$	Fraksjon løst, den delen av miljøgift-innholdet som kan løses i vann etter oppvirvling, beseltemmes med utlekkingstest ved $L/S=10$, se vedlegg A.2 Bakgrunnsdokument	$10/K_d$	Stor	Stoff avhengig
m_{sed}	Mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt (kg pr. anløp en veg), baseres på direkte målinger av turbiditet og mengde suspendert materiale under skipsmanøvrering i det aktuelle området, evt supplert med sedimentasjonsforsøk i laboratoriet. Se, Vedlegg A.3 i Bakgrunnsdokumentet.	Se faktaboks 6	Stor	Stedsspesifikk
C_{bio}	Vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.), måles eller beregnes). For de fleste formål bør en bioakkumuleringstest være tilstrekkelig. Alternativet er kjemisk analyse av biomasse av lokal bunnfauna.	Se faktaboks 7	Stor	Stoff avhengig
OC_{cbio}	Mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse. Variasjonen mellom ulike fauna er liten og det er neppe nødvendig med lokale målinger. Kan analyseres direkte på prøver av lokal sedimentfauna.	0,25 g/g t.v.	Liten	0,2-0,3
OC_{sed}	Tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra måles enklest ved bruk av sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger. Analyse av TOC på fellemateriale.	200 g/m ² og år	Middels	10-200
$d =$	Fraksjon av tilført organisk karbon som ikke omsettes i sedimentet kan beregnes ut fra forskjell mellom målt TOC i sedimentfeller og målt TOC i sedimentet like under bioaktivt lag. Kan også måles direkte gjennom nedbrytningsforsøk.	0,47	Middels	0,3-0,6
OC_{resp}	Organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet bestemmes ved måling av totalt oksygenforbruk eller CO ₂ -utskillelse over tid i nedbrytningsforsøk med lokale sedimenter, enten i mesocosm-forsøk eller ved bruk av respirasjonskammer <i>in situ</i> .	31 g/m ² og år	Middels	10-70
$BCF_{fisk} =$	Biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk (l/kg v.v.) beregnes sikrest ut fra å kombinere resultatene bioakkumuleringstesten (gir BSAF) med analyse av porevannskonsentrasjonene (gir K_d). Begge deler må gjøres på de stedlige sedimentene. Kan også beregnes fra analyse av fisk/skalldyr fra området kombinert med vannanalyser.	Vedlegg I	Stor	Stoff avhengig
K_d	Fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg) justeres for målt innhold av organisk karbon (Faktaboks 10) Direktemåling ved porevannsanalyse (se faktaboks 10.). Indirekte måling ved bruk av passive prøvetakere (se vedlegg A.2 i bakgrunnsdokumentet).	Vedlegg I	Stor	Stoff avhengig
$V_{sj\ddot{o}}$	Vannvolumet over sedimentet (m ³) beregnes enklest fra data for bunnareal, topografi og dyp	ingen	Stor	Stedsspesifikk
t_r	Oppholdstid av vannet i sedimentområdet beregnes på basis av måling av vertikale tetthetsprofiler og strømmålinger, helst med profilerende strømmåler. Oppholdstiden er teknisk sett totalt vannvolum i området dividert med vanntransport-hastigheten over grenseflaten mot området utenfor. Resultatet av beregningene må tolkes ut fra topografi, tetthetsprofiler og oseanografisk erfaring.	0,02 år	Stor	0,003-0,1
Bioturbasjons dyp	Bioaktivt lag vil normalt variere mellom 0 og ca 20 cm, alt etter hva slags fauna som er til stede. Alternativer: -Beregnes ut fra kjemiske vertikale profiler (seksjonerte kjerneprøver, standard ISO TC 147/SC6 2003) -Leses visuelt fra sedimentprofilbilder tatt med SPI-kamera -Måles ved sporstoff-forsøk i mesocosmer	øvre 10 cm	Middels	0-20
f_{TS}	Sedimentets tørrstoffinnhold (fraksjon) regnes som 1- målt fraksjon vann	0,4 (dvs 40 %)	Liten	0,3-0,6

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning og Norges geotekniske Institutt		ISBN-nummer	
Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke, NIVA Gijs Breedveld, NGI	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Harald Solberg Tore Joranger		TA-nummer 2802/2011
	År 2011	Sidetall 70	Klifs kontraktnummer 5007138
Utgiver Klif	Prosjektet er finansiert av Klif		
Forfatter(e) Torgeir Bakke (NIVA) Amy Oen (NGI) Anne Kibsgaard (NGI) Gijs Breedveld (NGI) Espen Eek (NGI) Aud Helland (NIVA) Torsten Källqvist (NIVA) Anders Ruus (NIVA) Ketil Hylland (NIVA)			
Tittel - norsk og engelsk Veileder for risikovurdering av forurenset sediment Guidelines for risk assessment of contaminated sediments			
Sammendrag – summary KLIFs veileder for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment er revidert på basis av erfaring med bruk av forrige versjon og nyere informasjon. Vurderingen fokuserer på risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, virkninger på human helse og virkninger på økosystemet. Vurderingen foregår i tre trinn, der hvert trinn er mer lokalt forankret, mer arbeidskrevende og mindre konservativt enn foregående trinn. Veilederen er harmonisert med Klifs reviderte system for klassifisering av forurenset sediment. <i>Klif's guidelines for risk assessment of the impact on the environment from contaminated sediments have been revised. The revision is based on experience gained from use of the former version and from more recent information. The assessment focuses on risk of hazardous substances spreading from the sediments, the impact on human health and on the ecosystem. The assessment is carried out in a three tiered approach, where the demand for local data and input of resources increase from one step to the next. At the same time the estimates in the assessment become less conservative. The guidelines are harmonized with Klif's revised system for classification of contaminated sediments</i>			
4 emneord Risikovurdering Miljøgifter Bunnsedimenter Tiltak	4 subject words Risk analysis Hazardous substances Bottom sediments Remedial actions		

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-2802 /2011