



SØKNAD OM MUDRING, DUMPING OG UTFYLLING I SJØ OG VASSDRAG



Skjemaet skal benyttes ved søknad om tillatelse til mudring og dumping i sjø og vassdrag i henhold til forurensningsforskriften kapittel 22 og ved søknad om mudring, dumping og utfylling over sedimenter i sjø i henhold til forurensningsloven § 11.

2

Skjemaet må fylles ut nøyaktig og fullstendig, og alle nødvendige vedlegg må følge med. Bruk vedleggsark med referansenummer til skjemaet der det er hensiktsmessig. Ta gjerne kontakt med oss før søknaden sendes!

Søknaden sendes til Fylkesmannen pr. e-post (fmnopost@fylkesmannen.no) eller pr. brev (Fylkesmannen i Nordland, postboks 1405, 8002 Bodø).

Innhold

1. Generell informasjon.....	3
2. Eventuelle avklaringer med andre samfunnsinteresser.....	4
5. Utfylling i sjø eller vassdrag.....	10
Vedleggsoversikt	13

2. Eventuelle avklaringer med andre samfunnsinteresser

2.1 Er tiltaket i tråd med gjeldende plan for området?

Gjør rede for den kommunale planstatusen til de aktuelle lokalitetene for mudring, dumping og/eller utfylling. Dersom plan for lokaliteten(e) er under behandling, skal dokumentasjon vedlegges. Tillatelse vil ikke utstedes før tiltaket er godkjent etter plan- og bygningsloven.

SVAR: Området som er planlagt fylt ut er ikke regulert. Norconsult AS har utarbeidet forslag til detaljreguleringsplan for dette og tilgrensende områder. Planen ligger ute til offentlig ettersyn med høringsfrist 13.03.20.

Området for utfylling i sjø reguleres til naust, næringsbebyggelse, parkering og samferdselsformål. Planen utløser ikke krav til konsekvensutredning. Detaljregulering for del av Skysselvika næringsområde, plan-id: 2019005 er vedlagt som vedlegg 2 (høringsutkast). Planen planlegges sluttbehandlet i kommunestyret 26. mars 2020.

2.2 Oppgi hvilke kjente naturverdier som er tilknyttet lokaliteten eller nærområdet til lokaliteten og beskriv hvordan disse eventuelt kan berøres av tiltaket:

Beskriv dette for hver av lokalitetene som berøres av søknaden; mudring/dumping/utfylling. Oppgi kilde for opplysningene ([Miljødirektoratets Naturbase](#), [Fiskeridirektoratets kartløsning](#) etc.).

SVAR: Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysselvika, kapittel 1.2.1

2.3 Oppgi hvilke kjente allmenne brukerinteresser som er tilknyttet lokaliteten eller nærområdet til lokaliteten og beskriv hvordan disse eventuelt kan berøres av tiltaket:

Vurder tiltaket med tanke på friluftslivsverdier, sportsfiske og lignende. Beskriv dette for hver av lokalitetene som berøres av søknaden; mudring/dumping/utfylling.

SVAR: Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysselvika, kapittel 1.2.3

2.4 Er det rør, kabler eller andre konstruksjoner på sjøbunnen i området?

SVAR: Ja Nei Aktuelle konstruksjoner er tegnet inn på vedlagt kart

Nærmere beskrivelse:

Opplys også hvem som eier konstruksjonen(e).

Har vært opptrekk for båter, men dette er nå fjernet. Ingen andre rør, kabler eller konstruksjoner er kjent.

2.5 Opplys hvilke eiendommer som antas å bli berørt av tiltaket/tiltakene (naboliste, minimum alle tilstøtende eiendommer):

Eiere	Gnr/bnr
WENBERG FISKEOPPDRETT AS	83/15
WENBERG, JAN ØBERT	83/6
MEDLIE, WEGARD	83/154
WENBERG, ARILD PEDER	83/153
WENBERG, EDGAR LYDER	83/152
WENBERG FISKEOPPDRETT AS	83/142

2.6 Merknader/ kommentarer:

SVAR: Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.

5. Utfylling i sjø eller vassdrag

5.1	Navn på lokalitet for utfylling: (stedsanvisning) Skysselvika	Gårdsnr./bruksnr. NA (arbeides med fradelingssøknad)		
	Grunneier: (navn og adresse) Wenberg fiskeoppdrett AS, Straumørveien 28, 8211 Fauske			
5.2	Kart og stedfesting: <i>Legg ved <u>oversiktskart</u> i målestokk 1:50 000 og <u>detaljkart</u> 1:1000 (kan fås ved henvendelse til kommunen) med inntegnet areal (lengde og bredde) på området som skal fylles ut, samt eventuelle GPS-stedfestede prøvetakingsstasjoner.</i>			
	Oversiktskart har vedleggsnr.: 4			
	Detaljkart har vedleggsnr.: 5, kart med prøvepunkt i vedlegg 3, s. 5			
	GPS-koordinater (UTM) for mudringslokaliteten (midtpunkt)	Sonebelte 33	Nord 517895.4226	Øst 7458301.3958
5.3	Begrunnelse/bakgrunn for tiltaket:			
SVAR:	Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø, kapittel 1.1.			
5.4	Utfyllingens omfang:			
	Angi vanndybde på utfyllingsstedet:	0-3 m		
	Arealet som berøres av utfyllingen (merk på kart):	1 900 m ²		
	Volum fyllmasser som skal benyttes:	9 000 m ³		
	Beskriv type masser som skal benyttes i utfyllingen: (løsmasser, sprengstein e.l.)			
SVAR:	Sprengstein.			
5.5	Plast i sprengstein:			
	<i>Oppgi hvor mye plast (g/m³) massene vil inneholde og om det er brukt elektroniske eller ikke-elektroniske tennere).</i>			
SVAR:	Ikke kjent, se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø, kapittel 3.2.2.			
5.6	Utfyllingsmetode:			
	<i>Gi en kort beskrivelse (f.eks. lastebil, splittlekter fra sjø e.l.).</i>			
SVAR:	Gravemaskin fra land. Arbeidet starter med å etablere sjete langs planlagt fyllingsfront som et tiltak på å redusere spredning av partikler ut fra utfyllingsområdet.			
5.7	Anleggsperiode:			
	<i>Angi et tidsintervall eller oppgi varighet for når tiltaket planlegges gjennomført (måned og år).</i>			
SVAR:	3 uker, tidspunkt ikke fastsatt.			
	Beskrivelse av utfyllingslokaliteten med hensyn til fare for forurensning:			
	<i>Ved mindre tiltak: Kontakt Fylkesmannen for informasjon om hvilke punkt som må besvares.</i>			
5.8	Aktive og/eller historiske forurensningskilder:			
	<i>Beskriv eksisterende og tidligere virksomheter i nærområdet til lokaliteten (f.eks. slipp, kommunalt avløp, småbåthavn, industrivirksomhet e.l.).</i>			
SVAR:	Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysselvika, kap. 2.4			

5. Utfylling i sjø eller vassdrag

5.9	Bunnsedimentenes innhold:														
	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Stein</th> <th>Grus</th> <th>Leire</th> <th>Silt</th> <th>Skjellsand</th> <th>Annet</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Angi kornfordeling i %</td> <td>Stein</td> <td>Grus</td> <td>0,2</td> <td>4,0</td> <td>Skjellsand</td> <td>Sand: 95,8</td> </tr> </tbody> </table>		Stein	Grus	Leire	Silt	Skjellsand	Annet	Angi kornfordeling i %	Stein	Grus	0,2	4,0	Skjellsand	Sand: 95,8
	Stein	Grus	Leire	Silt	Skjellsand	Annet									
Angi kornfordeling i %	Stein	Grus	0,2	4,0	Skjellsand	Sand: 95,8									
	Eventuell nærmere beskrivelse:														
SVAR:	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.														
5.10	Strømforhold på lokaliteten:														
SVAR	moderat strømhastighet (1-3 knop) (vann-nett.no)														
5.11	Miljøundersøkelse, prøvetaking og analyser:														
	<p><i>Det må foreligge dokumentasjon av sedimentenes innhold av tungmetaller og miljøgifter. Omfanget av prøvetaking ved planlegging av utfylling må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Antall prøvepunkter må sees i sammenheng med utfyllingsarealets størrelse og lokalisering med hensyn til mulige forurensningskilder. Kravene til miljøundersøkelser i forbindelse med utfyllingssaker er beskrevet i Miljødirektoratets veileder M-350/2015.</i></p> <p><i>Vedlagt miljørapport skal presentere analyseresultater fra prøvetaking av de aktuelle sedimentene, samt en miljøfaglig vurdering av sjøbunnens forurensningstilstand.</i></p> <p>Antall prøvestasjoner på lokaliteten: 6 stk (skal merkes på vedlagt kart)</p>														
	Analyseparametere: Hvilke analyser er gjort?														
SVAR	Metaller, PAH, PCB, TBT og alifater. Støttaparameter som kornfordeling, vanninnhold og TOC er også analysert.														
5.12	Forurensningstilstand på lokaliteten:														
	<p><i>Gi en oppsummering av miljøundersøkelsen med klassifiseringen av sedimentene i tilstandsklasser (I-V) relatert til de ulike analyseparametere</i></p>														
SVAR	Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysseelvika, kapittel 2.5														
5.13	Risikovurdering:														
	<p><i>Gi en vurdering av risiko for at tiltaket vil bidra til å spre forurensning eller være til annen ulempe for miljøet.</i></p>														
SVAR	Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysseelvika, kap 3.														
5.14	Avbøtende tiltak partikler/ plast:														
	<p><i>Beskriv eventuelle planlagte tiltak for å hindre/reducere partikkelspredning. Hva vil bli gjort på det aktuelle anlegget som produserer sprengstein for å redusere plastinnholdet mest mulig? Forslag til tiltak mot spredning av plast.</i></p>														
SVAR	Se vedlegg 1 Rapport utfylling i sjø Skysseelvika, kap. 4														

Vedleggsoversikt

(Husk referanse til punkt i skjemaet)

Nr.	Innhold	Ref. til punkt (f.eks. punkt 3.12) i skjemaet
1	Utfylling i sjø, Skysselvika	2.2, 2.3, 5.3, 5.8, 5.12 , 5.13, 5.14
2	Detaljregulering for del av Skysselvika næringsområde. Plan-id 2019005. Planbeskrivelse	2.1
3	Rapport etter prøvetaking sedimenter i Skysselvika, Fauske kommune.	5.2
4	Oversiktskart utfyllingsområdet	5.2
5	Detaljkart utfyllingsområdet	5.2
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.
nr	Klikk eller trykk her for å skrive inn tekst.	Ref skjema.

Samtidig som søknad sendes til Fylkesmannen i Nordland, skal søker sende søknaden på høring til epostadressene listet opp nedenfor – med Fylkesmannen som kopimottaker. Fylkesmannen vil også vurdere å sende søknaden på offentlig høring.

Fiskeridirektoratet
Nordland Fylkes Fiskarlag
Norges Kystfiskarlag
Tromsø museum/ NTNU Vitenskapsmuseet
Nordland Fylkeskommune
Sametinget
Kystverket
Lokal havnemyndighet
Aktuell kommune v/plan- og bygningsmyndighet

postmottak@fiskeridir.no
nordland@fiskarlaget.no
post@norgeskystfiskarlag.no
postmottak@tmu.uit.no/post@vm.ntnu.no
post@nfk.no
samediggi@samediggi.no
post@kystverket.no

Eventuelle uttalelser skal sendes direkte til Fylkesmannen, eventuelt videresendes til Fylkesmannen dersom søker mottar uttalelse. Det skal fremgå av søknaden hvem som har mottatt kopi.

Underskrift

Sted: <i>Bodo</i>	Dato: <i>2/3-20</i>
Underskrift: <i>Ruh S. Binti</i>	

FYLKESMANNEN I NORDLAND

Statens hus, Moloveien 10, Pb 1405, 8002 Bodø || fmnopost@fylkesmannen.no || www.fylkesmannen.no/nordland



Indira AS

► Utfylling i sjø

Skysselvika

Wenberg fiskeoppdrett AS

Oppdragsnr.: 5192974 Dokumentnr.: 5192974-02 Versjon: J01 Dato: 2020-02-25



Oppdragsgiver: Indira AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Robert Strandås Blix
Rådgiver: Norconsult AS, Kjørboveien 22, NO-1337 Sandvika
Oppdragsleder: Line Fornes Frantzen
Fagansvarlig: Pernille Bechmann
Andre nøkkelpersoner: Barbro Killie

J01	2020-02-25	Endelig versjon for bruk	Pebec	Bakil	Liffr
D01	2020-02-24	For godkjenning hos oppdragsgiver	Pebec	Bakil	Liffr
A01	2020-02-21	Til fagkontroll	Pebec		
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult AS. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

► Sammendrag

Wenberg fiskeoppdrett AS driver oppdrettsanlegg ved flere lokasjoner i Skjerstadjorden og har sin landbase i Skysselvika i Fauske kommune

Indira AS arbeider med detaljregulering av området og ønsker å fylle ut i sjø. Utfyllingen vil gi området en helhetlig fyllingsfront som samtidig vil forbedre arealutnyttelsen på tomte betraktelig med tanke på parkeringsareal og logistikk.

Utfyllingen som ønskes gjennomført har et areal på ca. 1 900 m² og et volum på ca. 9 000 m³. Sedimentene i utfyllingsområdet er forurenset med TBT i tilstandsklasse V basert på økologisk risiko (og tilstandsklasse II – IV sammenlignet med forvaltningsbaserte tilstandsklasser). Utenfor utfyllingsområdet er det registrert gytefelt for torsk.

Utfylling planlegges gjennomført ved først å etablere sjete og deretter fylle ut innenfor. Utfyllingsmassen er sprengstein som har ligget i flere år i grustak.

Spredningen fra tiltaket vurderes som begrenset. For å redusere risiko knyttet til spredning av partikler til gyteområdet anbefales etablering av sjete gjennomført utenom gyteperiode. For å begrense effekt av plast i utfyllingsmassen bør entreprenør utarbeide prosedyre for å oppdage og samle opp eventuell spredning av plast.

Innhold

1	Bakgrunn	5
1.1	Planlagt tiltak	5
1.2	Myndighetskrav miljø	7
2	Områdebeskrivelse	9
2.1	Registrerte naturverdier	10
2.2	Kulturminner og kulturell verdi	12
2.3	Rekreasjonsverdi/bruk	13
2.4	Forurensningskilder	14
2.5	Sedimentet i utfyllingsområdet	14
3	Miljørettet risikovurdering	18
3.1	Risikovurdering spredning fra sediment	18
3.2	Risikovurdering spredning ved utfylling	18
3.2.1	<i>Oppvirvling av sediment og utpressing av porevann</i>	18
3.2.2	<i>Spredning fra utfyllingsmassene</i>	19
3.3	Konklusjon for risikovurderingen	20
4	Anbefalte tiltak	21
4.1	Plastreduserende tiltak	21
4.2	Tidspunkt for gjennomføring	21
5	Referanser	22

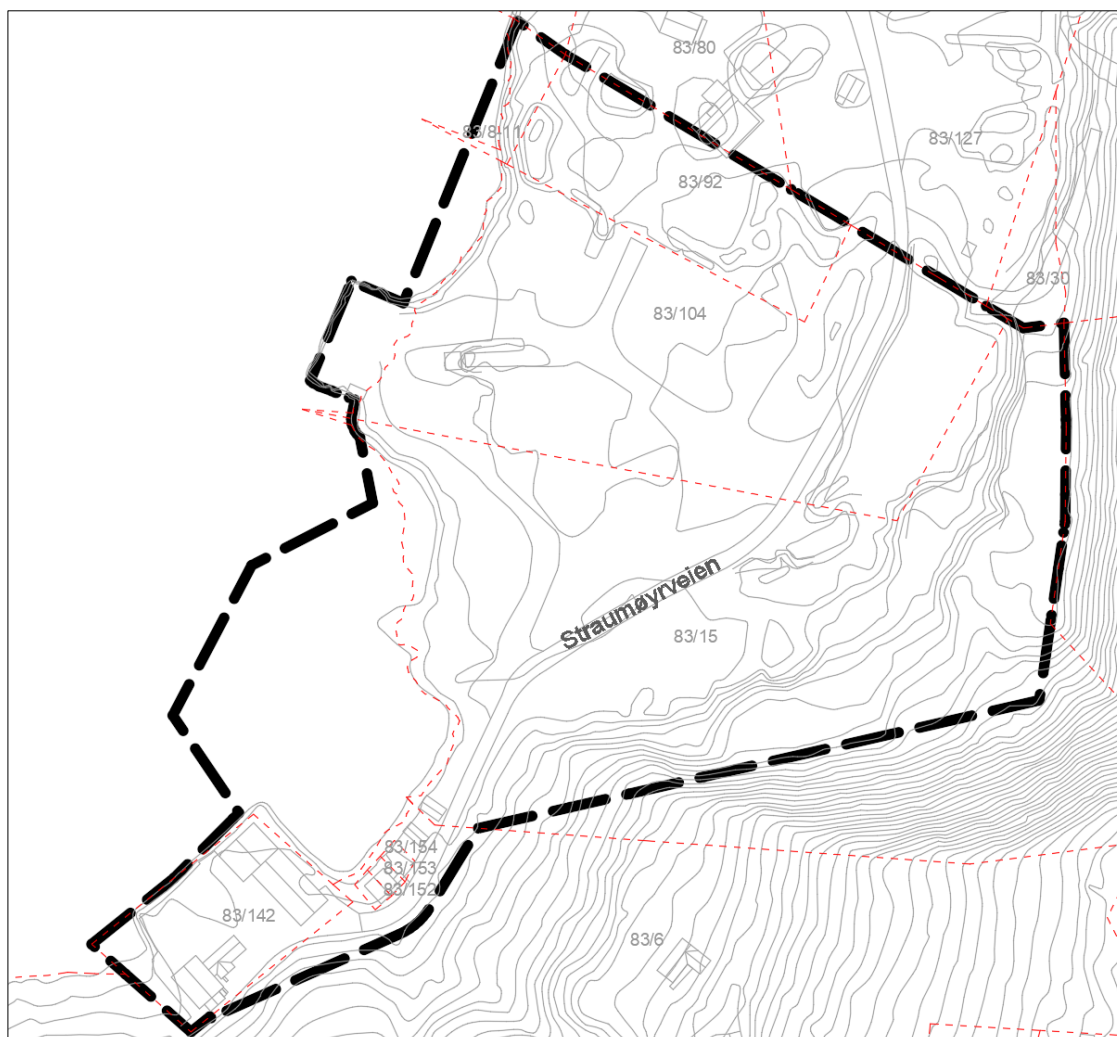
1 Bakgrunn

1.1 Planlagt tiltak

Wenberg fiskeoppdrett AS ønsker å gjennomføre en detaljregulering for deler av Skysselvika næringsområde. Skysselvika ligger sør for Fauske sentrum. Planområdet beliggenhet er vist i Figur 1 og detaljert kart med planområdet er vist i Figur 2. Hoveddelen av eiendommene som inngår i planområdet eies av Wenberg fiskeoppdrett AS, som driver med oppdrettsanlegg ved flere lokasjoner i Skjerstadvjorden.

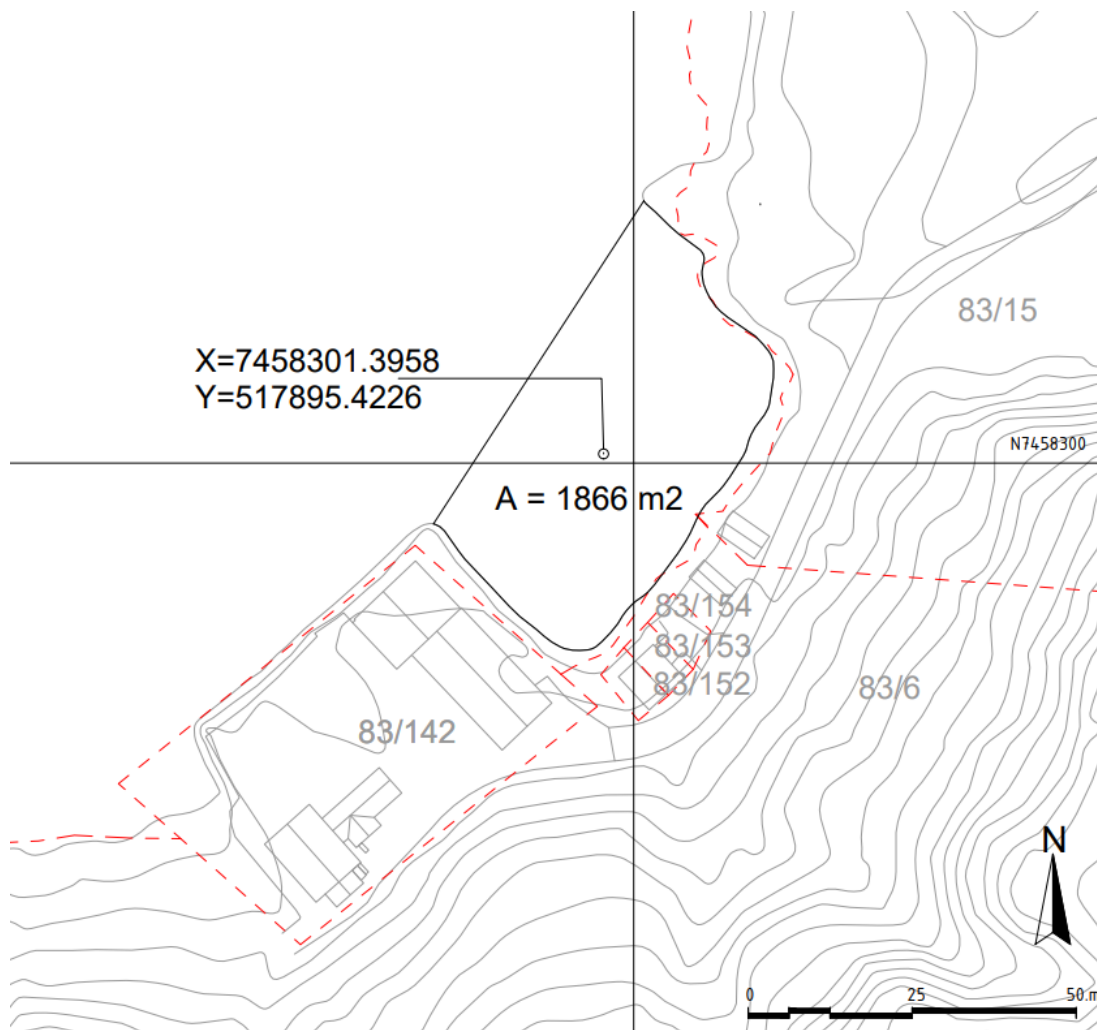


Figur 1. Oversiktskart, tiltaksområdet vist med rødt kvadrat. Kilde: www.norgeskart.no.



Figur 2: Planavgrensning tegnet opp på grunnkart. Kilde: Norconsult. Kartgrunnlag fra Fauske kommune.

Hoveddelen av de planlagte arbeidene er utfylling i sjø. Hensikten med utfyllingen er å skape en kontinuerlig fyllingsfront langs sjøen slik at området får et mer helhetlig uttrykk og kan fungere mer hensiktsmessig i forhold til arealutnyttelse. Eksisterende naust planlegges revet og det skal etableres nye naust på fyllingen. Figur 3 viser det planlagte tiltaket i sjø. Omfanget av arbeid på land er ikke kjent og derfor ikke del av denne søknaden.



Figur 3: Utfyllingsområdet.

Geotekniske vurderinger av utfyllingen er gjennomført av Rambøll (2018). Fyllingen planlegges lagt ut med sprengte bergmasser av relativt stor stein. Det vil følge noe finstoff og plast fra sprengingen med utfyllingsmassene. For å ha kontroll på fyllingsfronten planlegges det først å etablere en sjeté. Utleggingen skal skje med gravemaskin som legger massen ned på sjøbunnen fra land. Det skal ikke gjennomføres utdyping, eller dumping av masser til sjø fra skip/lekter. Utfyllingsområdet er ca. 1 900 m² og utfyllingsvolumet er ca. 9 000 m³. Anleggsarbeidene er antatt å foregå over en periode på ca. tre uker.

1.2 Myndighetskrav miljø

Tiltak, som utfylling i sjø fra land, kan være søknadspliktig etter forurensningsloven dersom tiltaket medfører fare for skade eller ulempe for miljøet. Det er påvist forurensning i sedimentet i utfyllingsområdet og tiltaket er derfor søknadspliktig.

Utfylling i sjø med areal mellom 1 000 - 30 000 m² er av Miljødirektoratet definert som et mellomstort tiltak der det skal gjennomføres sedimentundersøkelser (Miljødirektoratet 2018). Videre skal informasjon om naturforholdene på stedet alltid innhentes, og tiltakets betydning for naturforholdene på stedet skal vurderes.

Av hensyn til plante- og dyreliv, friluftsliv og rekreasjon, anbefaler Miljødirektoratet som en hovedregel at tiltak i sjø ikke tillates i perioden 15. mai til 15. september. I enhver sak må det likevel gjøres en spesifikk vurdering, og tidspunkt for tiltak bør vurderes i lys av naturforholdene på stedet, fare for oppvirvling og evt. effekten av avbøtende tiltak.

Fylkesmannen i Nordland har utarbeidet et eget søknadsskjema for mudring, dumping og utfylling i sjø og vassdrag som legges til grunn for utarbeidelse av søknaden.

2 Områdebeskrivelse

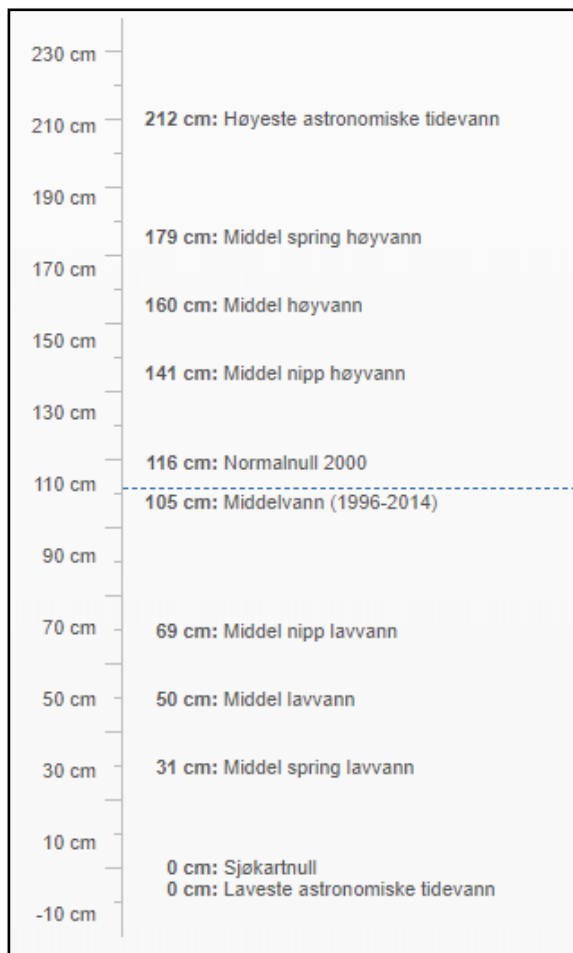
I bukta hvor det planlegges utfylling heller sjøbunnen slakt i et strekk på ca. 50 meter ned til ca. kote -2 – -3, hvor det er en marbakke. Dette skaper et langgrunt område som feller tørt ved lavvann. Videre derfra faller terrenget med helning ca. 1:5 – 1:8, og ca. 90 – 110 meter ut ifra land ligger det en bergskråning på sjøbunn (Rambøll, 2018). Bukta der det er planlagt utfylling er vist i Figur 4.



Figur 4: Bukta hvor det planlegges utfylling i sjø, sett mot det nye administrasjonsbygget. Th. I bildet kan man se pågående masseuttak. Kilde: Østbø 2019.

Middel høyvann er på 1,6 meter, og sjøvannet vil gå inn og ut av utfyllingsområdet under og etter anleggsarbeidet. Tidevannsforskjellene i området er vist i Figur 5.

Tiltaksområdet ligger i vannforekomsten «Fauskevika» (vannforekomst-ID 0363020900-C). Vannforekomsten er beskrevet som beskyttet kyst/fjord, beskyttet for bølgeeksponering og med delvis blandet vannsøyle. Vannforekomsten har moderat oppholdstid for bunnvann (uker) og moderat strømhastighet (1-3 knop) (vann-nett.no). Ifølge vann-nett har vannforekomsten god økologisk tilstand og god kjemisk tilstand, men det ligger lite målinger av kjemiske parametere til grunn for vurderingen. Fauskevika er registrert som middels påvirket av utslipp fra Sulitjelma. Fauskevika er ca. 1 700 m bred, ytterst er det over 300 m dypt og det er ingen terskler.



Figur 5: Tidevannsvariasjon ved Fauske (sehavnivå.no).

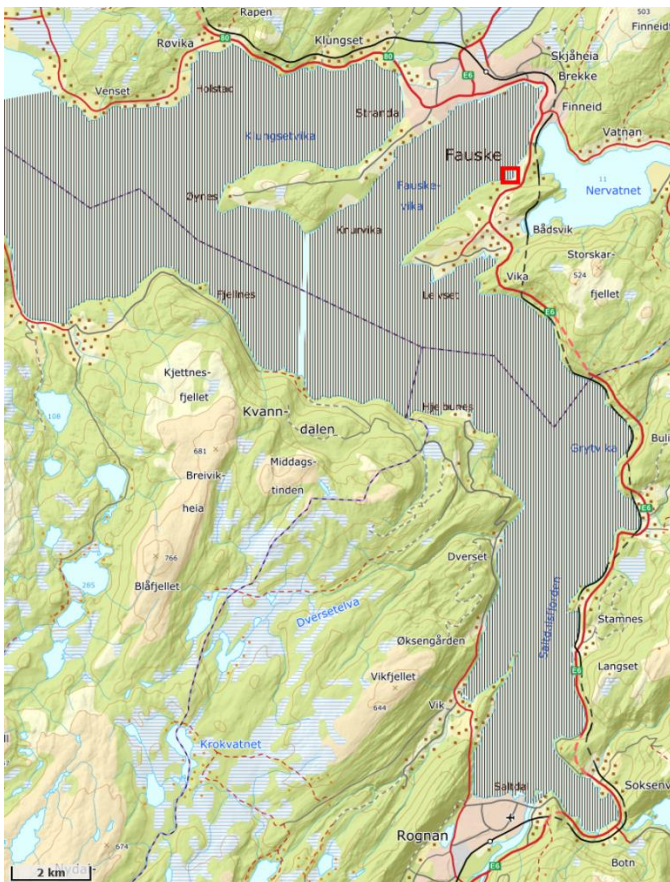
2.1 Registrerte naturverdier

Marine naturverdier

Utfyllingsområdet er del av område som er registrert som lokalt viktig (verdi C3) gytefelt for torsk, jf. kart i Figur 6 og innspill til planbeskrivelsen fra Fiskeridirektoratet. Området er beskrevet med lav egg tetthet (1) og god retensjon (3), gytefelt verdi 4 (Yggdrasil/Fiskeridirektoratet).

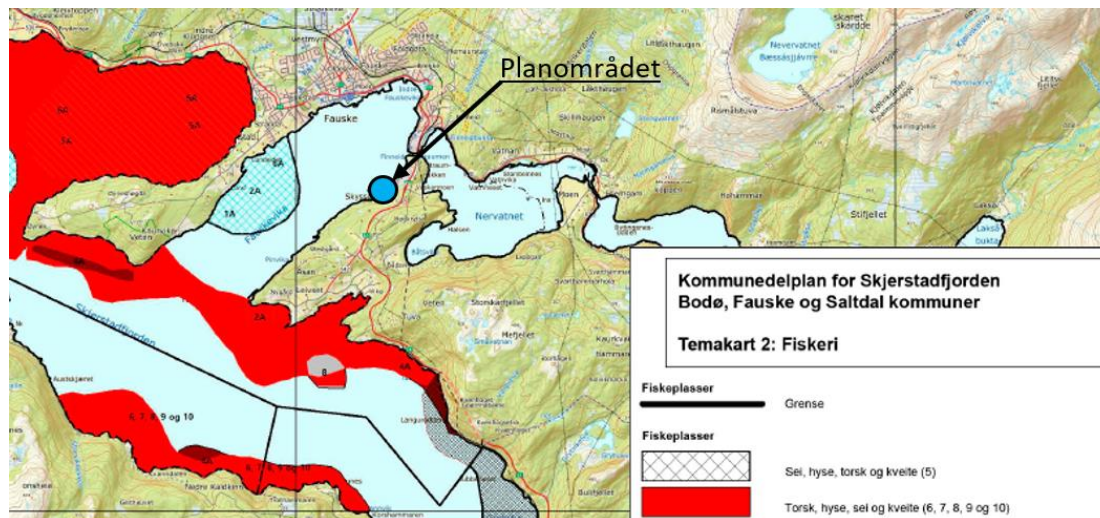
Videre er Fauskevika og fjordområdet utenfor registrert som utbredelsesområder for en rekke andre fiskearter (brosme, kolmule, lange, makrell, nordøstarktisk sei, tobis, vanlig uer og øyepål). For nordøstarktisk sei er Fauskevika og områdene utenfor registrert som oppvekstområde og beiteområde (miljøstatus.no/kart).

Det er registrert utbredelsesområde for Knølhval, Finnhval, Kvitnos og Nise i ytre del av Fauskevika og utbredelsesområde for Steinkobbe i hele Fauskevika. I tillegg er det beiteområde for Knølhval i hele Fauskvika (miljøstatus.no/kart).



Figur 6: Skraverte sjøområder viser registrerte gytefelt for kysttorsk i del av Saltenfjorden. Planområdet er merket med rød firkant. Kilde: Yggdrasil/Fiskeridirektoratets kartløsning.

Planområdet er imidlertid ikke i berøring av områder for fiskeri i temakart for fiskeri i kommunedelplan for Skjerstadfjorden, jf. kartutsnitt under.



Figur 7: Temakart for fiskeri med tegnforklaring. Kilde: Kommunedelplan for Skjerstadfjorden.

Arter av nasjonal forvaltningsinteresse:

Det er registrert observasjoner av ulike arter av stor eller svært stor forvaltningsinteresse i Fauskevika. Det er registrert observasjon av sandsvale (NT) i 2010 innenfor planområdet. De nærmeste observasjonene i sjø er ca. 700 m utenfor utfyllingsområdet og består av ulike arter bløtbunnsfauna registrert i 1989 og 2016. Innerst i Fauskevika er det i tillegg registrert fugleartene solhøne, havelle, bergand og ærfugl og makrellterne er registrert ved Fauske.



Figur 8: Oversiktskart over registrerte arter av svært stor forvaltningsinteresse (grå prikker) og stor forvaltningsinteresse (brune kryss). Utfyllingsområdet er merket med rød firkant. Kilde: Naturbase.

2.2 Kulturminner og kulturell verdi

Kulturminneforvaltningen hadde ingen merknader til planforslaget (Norconsult AS. 2020). Ved påtreff av automatisk fredede kulturminner skal arbeidet stanses og Norges Arktiske Universitetsmuseum varsles.

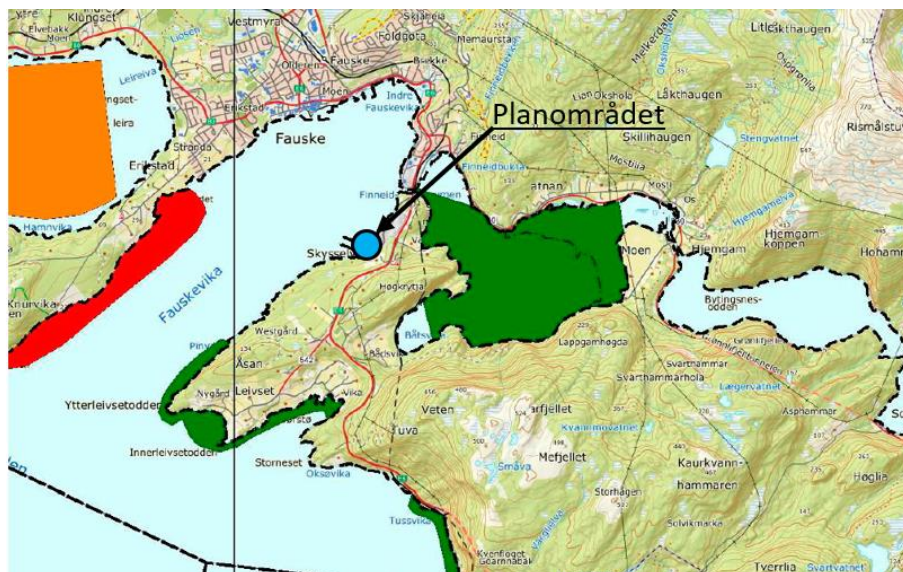
2.3 Rekreasjonsverdi/bruk

Det er ikke registrert friluftsjakter i planområdet utover den aktiviteten som knyttes til bruken av de eksisterende naustene på området. Disse vil bli bygget opp igjen etter utfylling. Planområdet grenser ellers til et registrert friluftsområde i sørvest (Leivset) med noe bruksfrekvens og middels opplevelseskvalitet, se Figur 9. Planområdet benyttes ikke som utgangspunkt for turer til dette området og har ingen funksjonell tilknytning til det.

Planområdet ligger også utenfor områder merket i temakart for friluftsområder i sjø i kommunedelplan for Skjerstadvfjorden, Figur 10.



Figur 9: Lyserosa og mørkere rosa områder markerer registrerte friluftsområder. Planområdet merket med rød firkant. Kilde: Naturbase



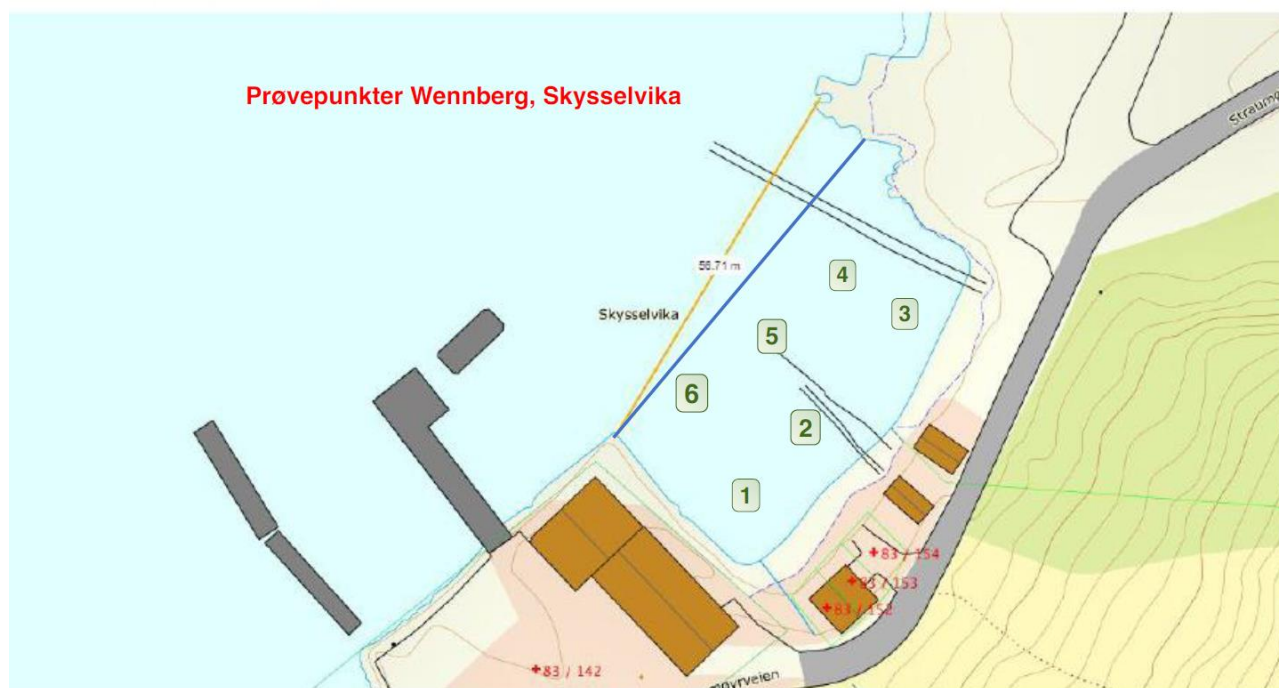
Figur 10: Kartlagte friluftsområder i sjø. Rød= svært viktig, oransje=viktig friluftsområde, grønn=registrert friluftsområde. Kilde: Kommunedelplan for Skjerstadvfjorden.

2.4 Forurensningskilder

Utenfor Skysselvika driver Wenberg Fiskeoppdrett AS oppdrett av fisk. Sulitjelmavassdraget som munner ut ca. 0,9 km nordøst for tiltaksområdet er registrert som gruvepåvirket vassdrag. Dette har medført forhøyede konsentrasjoner av kobber i sediment i Fauskebukta nær utløpet, men ikke så langt unna som tiltaksområdet ligger (Kristensen m.fl., 2012). Ca. 1,1 km sørvest for Skysselvika er det utslipp av kommunalt avløpsvann. Det er ikke andre kjente historiske eller aktive kilder til forurensning i området.

2.5 Sedimentet i utfyllingsområdet

Østbø gjennomførte prøvetaking av sediment i det planlagte utfyllingsområdet i mars 2019. Prøvetaking ble gjennomført ved bruk av gravemaskin og på seks prøvepunkt i sjø, se Figur 11. Prøvene ble tatt av overflatesedimentet -ca. 0-20 cm ned i sjøbunnen. Dette er dypere enn anbefalingen i Miljødirektoratets veileder M-409 på 0-10 cm (biologisk aktivt lag). Prøvene er analysert for tungmetaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn), PAH16 (polysykliske aromatiske hydrokarboner), PCB7 (Polykloreerte bifenyler), alifater og TBT (tributyltinn).



Figur 11: Prøvepunkter i bukta. Kilde: Østbø 2019

Resultatene fra undersøkelsen er vist i Tabell 3. Konsentrasjoner er klassifisert i henhold til tilstandsklasser for sediment i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen, 2018) og gitt farge tilsvarende tilhørende tilstandsklasse. En beskrivelse av tilstandsklassene er vist i Tabell 1.

Tabell 1: Beskrivelse av tilstandsklasser, Veileder 02:2018.

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved korttids-eksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} X AF ¹⁾	

1) AF: sikkerhetsfaktor

For alifater finnes det hverken grenseverdier i vanddirektivet eller tilstandsklasser i det norske systemet. I Nederland har de utarbeidet risikobaserte grenser for alifater i jord og sediment (RIVM, 2004), disse er gjengitt i Tabell 2. Det er mest naturlig å sammenligne MPC med grensen mellom tilstandsklasse II og III. For de største forbindelsene (>C16) finnes det ikke SRC_{eco}-verdier på grunn av svært lave løseligheter av disse stoffene.

Tabell 2: Grenseverdier for alifater i sediment og jord (RIVM, 2004).

Forbindelse	MPC ¹⁾ (mg/kg TS)	SRC _{eco} ²⁾ (mg/kg TS)
Alifater >C5-C6	0,55	16
Alifater >C6-C8	0,54	15
Alifater >C8-C10	0,49	14
Alifater >C10-C12	0,91	26
Alifater >C12-C16	9,9	280
Alifater >C16-C17	340	-
Alifater >C17-C40	3500	-

1) MPC (maximum permissible concentration). Konsentrasjon av et stoff som skal beskytte de aller fleste artene i økosystemet fra skadelige effekter.

2) SRC_{eco} (serious risk concentration). Konsentrasjon av et stoff som gir negativ effekt for 50 % av artene.

Tabell 3: Resultater fra sedimentundersøkelse (Østbø i 2019). Farger viser tilstandsklasse i henhold til Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen, 2018). For konsentrasjoner under rapporteringsgrensen der denne ligger over tilstandsklasse I er det benyttet skravering. For TBT er det en rad med farge basert på effektbaserte tilstandsklasser og en basert på forvaltningsbaserte tilstandsklasser.

Parameter	Enhet	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Prøve 4	Prøve 5	Prøve 6
Tørrestoff (E)	%	80,7	80,7	80,3	79,3	82,3	76,4
Vanninnhold	%	19,3	19,3	19,6	20,7	17,7	23,5
Kornstørrelse >63 µm	%	96	87,9	98,2	95,2	99,1	98,6
Kornstørrelse <2 µm	%	0,2	0,1	<0,10	0,2	<0,10	<0,10
TOC	% TS	0,24	0,23	2,53	0,15	0,12	0,12
Naftalen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acenaftylene	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acenaften	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoren	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fenantren	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Antracen	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoranten	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Pyren	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(a)antracen^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Krysen^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(b)fluoranten^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(k)fluoranten^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(a)pyren^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Dibenso(ah)antracen^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Indeno(123cd)pyren^	µg/kg TS	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Sum PAH-16	µg/kg TS	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PCB 28	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 52	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 101	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 118	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 138	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 153	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
PCB 180	µg/kg TS	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70	<0,70
Sum PCB-7	µg/kg TS	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
As (Arsen)	mg/kg TS	0,9	0,83	0,93	<0,50	0,71	1,61
Pb (Bly)	mg/kg TS	3	2,2	1,3	1,4	2,1	3,2
Cu (Kobber)	mg/kg TS	14	16,3	4,93	11,8	16,7	14,6
Cr (Krom)	mg/kg TS	5,58	4,99	4,92	3,88	4,08	3,68
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	6,8	5,4	5,9	8,1	8,3	7,7
Zn (Sink)	mg/kg TS	20,9	16,6	10,8	14,7	12,4	10,8
Tributyltinnkation	µg/kg TS	18,6	29,7	37,4	3,97	2,26	5,22
Tributyltinnkation (forvaltning)	µg/kg TS	18,6	29,7	37,4	3,97	2,26	5,22
Alifater >C5-C6	mg/kg TS	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00
Alifater >C6-C8	mg/kg TS	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00	<7,00
Alifater >C8-C10	mg/kg TS	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
Alifater >C10-C12	mg/kg TS	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
Alifater >C12-C16	mg/kg TS	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0
Alifater >C16-C35	mg/kg TS	16,7	10,4	<10,0	<10,0	<10,0	10,5
Sum alifater >C12-C35	mg/kg TS	17	10	n.d.	n.d.	n.d.	11
Sum alifater >C5-C35	mg/kg TS	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

Undersøkelsene av sedimentet viser at det er veldig lite leire (0,2 % eller mindre) og lite silt (1-12 %). Innholdet av sand eller grovere masser er 87,9 til 99,1 %. Prøvene er tatt med åpen skuffe på gravemaskin fremfor lukket grabb som anbefalt i veilederen. Det kan ha medført at deler av finstoffet er blitt vasket av med vann under prøvetakingen.

«Prøve 3» har et høyere organisk innhold enn de andre prøvene med målt TOC på 2,53 % sammenlignet med 0,12 – 0,24 % i resten av prøvene.

Sammenlignet med effektbaserte tilstandsklassegrenser er samtlige prøver i tilstandsklasse V «Svært dårlig» tilstand. Sammenlignet med forvaltningsbaserte tilstandsklasser er «Prøve 4» og «Prøve 5» i tilstandsklasse II, «Prøve 1» og «Prøve 6» er i tilstandsklasse III og «Prøve 2» og «Prøve 3» er i tilstandsklasse IV «Dårlig» tilstand. Det er kun «Prøve 3» som er over grensen for Trinn 1 risikovurdering (35 µg/kg).

For antracen er grensen mellom tilstandsklasse II og III så lav sammenlignet med rapporteringsgrensen at det ikke er mulig å bestemme om konsentrasjonen er i tilstandsklasse II eller III.

For alifatene er rapporteringsgrensen for de lette fraksjonene langt under MPC (maximum permissible concentration). Samtlige konsentrasjoner av fraksjoner < C16 er under rapporteringsgrensen, og det er derfor ikke mulig å sikkert fastslå om konsentrasjonen er over eller under MPC. Samtlige konsentrasjoner er under SRC_{eco}. Fraksjonen >C16-C35 er funnet over rapporteringsgrensen i tre av prøvene. Konsentrasjonen i disse er langt under den strengeste av grensene (340 mg/kg TS for >C16-C17).

3 Miljørettet risikovurdering

Det er funnet forhøyede konsentrasjoner av TBT i sedimentet i utfyllingsområdet. Det gjennomføres en miljørettet risikoanalyse knyttet til spredning av TBT ved utfylling. I tillegg vurderes spredning av partikler generelt og nitrogen og plast fra utfyllingsmassene.

3.1 Risikovurdering spredning fra sediment

Resultatene fra undersøkelsen av forurensning i sedimentet i utfyllingsområdet utløser krav om risikovurdering på grunn av høy konsentrasjon av TBT. Risikovurderingen er gjennomført ved bruk av regnearket som tilhører veileder M-409. Steds spesifikke data som ble benyttet i beregningene er vist i Tabell 4.

Tabell 4: Steds spesifikke data benyttet i regnearket for risikovurdering av forurenset sediment.

Grunnleggende sedimentparametere	Sjablong-verdi	Anvendt verdi	Begrunnelse
TOC	1	0.6	målt TOC
Sedimentareal i bassenget, A_{sed} [m ²]	ingen standard	1900	Utfyllingsareal
Vannvolumet over sedimentet, V_{sed} [m ³]	ingen standard	1900	Gjennomsnittlig vanddyb 1 m
Oppholdstid til vannet i bassenget, t [år]	ingen standard	0.019230769	1 uke basert på oppholdstid bunnvann fra vannmiljø

Skipstrafikk er ikke tatt inn i beregningene ettersom det ikke er skipsanløp i den lille bukta som skal fylles ut.

Beregnet spredning av TBT fra sedimentet er vist i Tabell 5. Sammenlignet med tillatt spredning (konsentrasjoner under akseptabelt nivå) er spredningen 1,1 ganger høyere for gjennomsnitt av de seks prøvepunktene og 2,5 ganger for «Prøve 3», som hadde høyest konsentrasjon.

Tabell 5: Beregnet spredning fra sediment i utfyllingsområdet.

Stoff	Maks (g/år)	Middel (g/år)
TBT	135	58,5

3.2 Risikovurdering spredning ved utfylling

3.2.1 Oppvirvling av sediment og utpressing av porevann

For å beregne spredning av forurensning og partikler fra oppvirvling av sediment er følgende betingelser lagt til grunn:

- Maksimalt 5 cm med sediment vil virvles opp ved utfylling
- Kun leire og silt (<63 µm) vil kunne transporteres ut av tiltaksområdet
- Tetthet for sediment er satt til 1,5 kg/l

Basert på et utfyllingsareal på 1 900 m² gir dette potensial for oppvirvling av et volum på 95 m³. Gjennomsnittet for prøvene som er tatt av sedimentet inneholder kun 4,2 % finstoff (silt og leire) og tørrstoffinnholdet er 80 %. Mengden oppvirvlet sediment med potensial for spredning ut av tiltaksområdet blir da ca. 4 800 kg og basert på en gjennomsnittlig konsentrasjon av TBT utgjør det en risiko for spredning av 78 mg TBT i løpet av tiltaksperioden.

Mengden porevann som spres ved oppvirvling av 5 cm sediment er 28 500 l. Med en k_d verdi på 7 l/kg korrigeret for gjennomsnittlig organisk innhold i sedimentet på 0,6 % gir det en spredning av 66 mg TBT løst i vann for hele tiltaket.

Spredning fra sedimentet vil være knyttet til utfylling direkte på sjøbunn, når sjøbunnen er dekket med sprengstein vil videre utfylling i høyden ikke medføre spredning fra sedimentet.

3.2.2 Spredning fra utfyllingsmassene

Sprengstein / store stein som skal benyttes i utfyllingen har ligget i grustaket i flere år. Det er ikke kjent hvilken type berggrunn disse massene består av.

Partikkelspredning

Sprenging medfører dannelse av finstoff/partikler. Partikkelspredning kan forhindre oksygentilgang til fiskeegg i vannflaten eller skade fiskeyngel ved å overdekke gyteområder. I tillegg kan partikler ødelegge fiskens gjeller. Sprenging av stein kan medføre dannelse av nåleformede partikler, som i liten grad forekommer i naturlig sediment. Disse nåleformede partiklene er mer skadelige for fiskegjeller enn naturlige partikler. Fisk vil forsøke å unngå områder med høy turbiditet, men fiskeyngel og egg som er mindre/ikke mobile organismer vil være eksponert i større grad.

Det forventes vanligvis at maksimalt 1 % av utfyllingsmassen består av finstoff med potensial for transport ut av tiltaksområdet. Basert på et utfyllingsvolum på 9 000 m³ og en antatt tetthet på 1,5 t/m³ utgjør dette ca. 135 tonn finstoff med potensial for spredning.

Spredningen av finstoff fra utfyllingsmassene vil være størst når massene fylles under vann. Fra massene som fylles over vann vil spredningen være langsommere og hovedsakelig knyttet til regnværsperioder frem til massene er «vasket» rene.

Ettersom massene som skal fylles ut har ligget lenge i grustaket forventes mengden finstoff å være betydelig mindre enn for beregningene over.

Nitrogen

Det kan forventes en tilførsel av 13-40 kg nitrogen per 1000 m³ utsprenget masse (Hindar og Roseth, 2003). Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % ammoniumforbindelser og 50 % nitratforbindelser. Toksisiteten av NH_x (NH₃/NH₄⁺) vil være avhengig av pH-verdien i vannet. Ved normal pH i sjø (ca. 8-8,5) vil det meste av NH_x foreligge som ammonium, NH₄⁺. Ved høyere pH- verdier derimot, vil en større andel av NH_x finnes som ammoniakk, NH₃. Ved anvendelse av sprøytebetong i tunneldrift kan avrenningen bli svært basisk og føre til dannelse av ammoniakk (Hindar og Roseth, 2003). Ammoniakk er akutt toksisk i lave konsentrasjoner for fisk. Alabaster og Loyd (1982) anbefaler å unngå ammoniakk-konsentrasjoner over 25 µg/L.

Nitratforbindelser har ikke direkte toksisk effekt, men kan føre til overgjødning av vannmassene. Dette kan gi økt algevekst og forstyrre likevekten mellom ulike organismer i vannet. Tilstandsklassene med hensyn nitrat-nitrogen er gitt i veiledning for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Veileder 02:2018). I marine miljøer er nitrogen ofte vekstbegrensende og tilførsel av nitrat kan føre til eutrofiering (Bækken, 1998).

Spredningen av nitrogen fra utfyllingsmassene vil være størst når massene fylles under vann. Fra massene som fylles over vann vil spredningen være langsommere og hovedsakelig knyttet til regnværsperioder frem til massene er «vasket» rene.

Sprengstein / store stein som skal benyttes i utfyllingen har ligget i grustaket i flere år. Det forventes derfor at det meste av nitrogenforbindelsene fra uomsatt sprengstoff er vasket av og derfor ikke utgjør noen risiko for spredning til sediment.

Plast

Ved bruk av sprengsteinmasser til utfylling i sjø kan plastavfallet spre seg med vannstrømmene og forurense sjøen, sjøbunnen og strandsonen langt unna tiltaksområdet. Plasten vil med tiden kunne omdannes til mikroplast. Spredning av plastrester fra skyteledninger i sprengsteinmasser er en problemstilling med økende fokus og bør unngås/minimeres.

Andelen skyteledninger i produsert sprengstein avhenger av boremønster (hullavstand og hullengde). Andel skyteledninger i sprengstein vil være lavere i dagbruddsprengning sammenlignet med tunnelsprengning, da man ikke vil lade like mye/like tett ved dagbrudd sammenlignet med tunnel.

Generelt vil man kunne forvente utslipp av en begrenset mengde plast i forbindelse med utfylling. Plast i sprengsteinmasser kan reduseres ved valg av elektriske eller elektroniske tenner, eller ved utsortering før eller etter utfylling. Risiko for plast bør reduseres så langt som mulig ved anleggsgjennomføringen.

Det er ikke kjent hvilken type tennere som er benyttet ved utsprengning av massene som skal benyttes ved utfylling.

3.3 Konklusjon for risikovurderingen

Det planlegges etablering av sjete i ytterkant av fyllingen for å ha kontroll på fyllingsfronten. Spredningen vil derfor være størst ved etablering av sjeteen, som deretter vil begrense spredningen ut av utfyllingsområdet. Mengde forurensning og partikler som forventes spredt fra utfyllingen vil derfor være mye lavere enn det som er beregnet over.

Mengden TBT som potensielt spres som følge av tiltaket er mye mindre enn den årlige spredningen av TBT fra sedimentet i området. Utfyllingen vil hindre fremtidig spredning fra sedimentet i tiltaksområdet. Spredning av TBT fra tiltaket vurderes som akseptabel.

Massene som skal benyttes har ligget lenge i grustaket. Mengden finstoff og nitrogen vurderes derfor som sterkt redusert og risiko knyttet til spredning vurderes som akseptabel.

Mengden plast i utfyllingsmassene er ukjent, for å hindre spredning dersom det er plast i utfyllingsmassen bør det utarbeides en prosedyre for å oppdage og fjerne eventuell plast under arbeidene.

4 Anbefalte tiltak

Utfyllingen planlegges gjennomført ved å etablere sjete i ytterkant for å ha kontroll på fyllingsfronten. Det medfører at spredningen er lavere enn det som er beregnet over.

4.1 Plastreduserende tiltak

Det skal ikke benyttes sprengsteinsmasser som inneholder plastarmering.

Entreprenør som gjennomfører utfyllingen skal være bevisst på risikoen for spredning av plast. Dersom det observeres plast i massene før utfylling skal denne fjernes manuelt. Hvis det oppdages plast ved utfylling skal dette samles opp. Entreprenør bør ha tilgang på liten båt ved anleggsområdet for å kunne samle opp eventuell plastforurensning før denne transporteres bort. Prosedyre for håndtering av plast i utfyllingsmassen bør formaliseres av entreprenør

4.2 Tidspunkt for gjennomføring

For å være på den sikre siden, bør etablering av sjeteen gjennomføres utenom gyteperiode for torsk, ettersom det er registrert gyteområde rett utenfor tiltaksområdet. Ved å utføre tiltaket på tidspunkt hvor det er lite sannsynlig at viktige biologiske verdier er tilstede i resipienten og når det er lite biologisk produksjon i fjorden, er det mulig å redusere risikoen. Denne mest gunstige perioden for tiltaksgjennomføring med hensyn på dette er generelt fra september til april.

5 Referanser

Alabaster og Loyd (1982). Water quality criteria for freshwater fish. 2nd ed. Butterworths, London.

Bækken, Torleif, (1998) Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse, NIVA-rapport 3902-98

Direktoratsgruppen. 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. 220 sider

Hindar, Atle og Roseth, Roger, (2003) E-18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter, NIVA-rapport 4642-2003

Kartdatabasen fra Fiskeridirektoratet (<https://kart.fiskeridir.no/>)

Kartdatabasen Miljøstatus (<https://miljoatlas.miljodirektoratet.no/MAKartWeb/KlientFull.htm>)

Kartdatabasen Naturbase (<https://kart.naturbase.no/>)

Kristensen, T., Holen, S.N., Garmo, Ø., Kvassnes, A.S. og Iversen, E. 2012. Utredning av forhold knyttet til gruveavrenning fra Sulitjelma-feltene: Tålegrenser for ferskvannsfisk, effekter på marint miljø, samt bruksmønster og holdninger til området hos lokalbefolkningen. 49 sider.

Kystverkets nettjeneste for tidevannsdata (<https://www.kartverket.no/sehavniva/>)

Miljødirektoratet. 2015. Risikovurdering av forurenset sediment. (M-409|2015). 106 sider.

Miljødirektoratet. 2018. Veileder for håndtering av sediment –revidert 25.mai 2018. (M-350|2015). 109 sider

Nettjeneste for vannforvaltning, vann-nett (<https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/0363020900-C>)

Norconsult AS. 2020. Detaljregulering for del av Skysselvika næringsområde. Plan-id: 2019005.
Planbeskrivelse. 2020-01-22. 45 sider

Rambøll Norge AS. 2018. Wenberg Fiskeoppdrett, Fylling I Sjø – Geoteknisk Vurdering G-not-003-1350025636. 2018-12-14. 21 sider.

RIVM. 2004. Environmental Risk Limits for Mineral Oil. (Total Petroleum Hydrocarbons). E.M.J. Verbruggen
RIVM report 601501021/2004. 79 sider

Østbø. 2019. Rapport etter prøvetaking sedimenter i Skysselvika, 2019-03-29. 251 sider



Fauske kommune

Siste behandling i plan- og utviklingsutvalg dato:

Vedtatt av kommunestyret i møte dato:

Under K. Sak nummer:

.....
Underskrift formannskapssekretær

Reguleringsbestemmelser for del av Skysseelvika næringsområde, plan-ID 2019005

Planen opphever deler av reguleringsplan for Skysseelvika næringsområde, planid 1997004.

1. Planens hensikt

Hensikten med planen er å tilrettelegge for utfylling i sjø for å få en helhetlig fyllingsfront mot sjøen, samt åpne for framtidig videreutvikling av eksisterende næringsvirksomhet (landbase for fiskeoppdrett). Som en del av reguleringsplanen ønsker man samtidig å rydde opp i eldre reguleringsstatus slik at etablering av den nye Straumøyerveien kan gjennomføres i tråd med intensjonen i tidligere vedtatt reguleringsplan, i tillegg til planlagt ny gang-/sykkelveg.

2. Planområdets arealformål

Planområdet er vist på plankart datert 22.01.20 i målestokk 1:500 (A1).

Området reguleres til følgende arealformål iht. Pbl. § 12-5:

Nr. 1) Bebyggelse og anlegg

- Naust (f_BUN)
- Næringsbebyggelse (BN-BN)

Nr. 2) Samferdselsanlegg og teknisk infrastruktur

- Kjøreveg (SKV/o_SKV)
- Gang-/sykkelveg (o_SGS)
- Annen veggrunn – tekniske anlegg (SVT)
- Annen veggrunn – grøntareal (o_SVG)
- Parkering (f_SPA og SPA)

Nr. 6) Bruk og vern av sjø og vassdrag med eller uten tilhørende strandsone

- Småbåthavn/småbåtanlegg/ferdsel/friluftsliv (o_VAA)

3. Fellesbestemmelser for hele planområdet

3.1. Situasjonsplan

Vedlagt søknad om rammetillatelse skal det følge en situasjonsplan i passende målestokk for omsøkt utbygging. Situasjonsplan skal vise plassering av planlagt bebyggelse med høyder, eksisterende og fremtidig terreng, veier, atkomst, parkeringsplasser, samt eventuelle skjermingstiltak og nye nettstasjoner.

3.2. Parkering

Innenfor planområdet gjelder følgende parkeringsbestemmelser:

Arealbruk	Enhet	Minimumskrav parkering	
		Bil	Sykkel
Næringsvirksomhet	Pr.100 m2 BRA	1,5	1,5
Naust	Pr. naust	1,0	1,0

Parkeringsplasser skal utformes i tråd med Statens vegvesens håndbok N100 eller nyere. Minimum 5% av det totale antall parkeringsplasser skal utformes og plasseres slik at hensynet til bevegelsehemmede ivaretas.

Parkeringsplasser vist på plankartet er ment som illustrasjon på mulig løsning. Endelig plassering og antall skal dokumenteres i situasjonsplan ved søknad om rammetillatelse.

3.3. Estetikk og landskapstilpasning

Det skal tas hensyn til det visuelle inntrykket av området sett i fra innseilingen til Fauske med tanke på valg av arkitektonisk utforming, farger og material.

Utearealer skal tilrettelegges og brukes med vekt på ryddighet og oversiktighet. Utelagring og visuelt skjemmende elementer tillates kun dersom funksjonene skjermes, for eksempel med vegetasjon, gjerde eller overdekning med tak. Skjermingstiltak skal fremgå av situasjonsplan.

3.4. Grunnforhold

Igangsettelsestillatelse kan ikke gis før det kan dokumenteres at grunnen har tilstrekkelig stabilitet i forhold til det omsøkte tiltaket. Eventuelle nødvendige tiltak for å sikre stabiliteten skal være ferdigstilt senest ved søknad om ferdigattest.

Ved mistanke om forurenset grunn, skal nødvendige undersøkelser utføres før gravearbeider kan starte. Forurensende masser skal håndteres i tråd med forurensningslovens forskrifter og eventuell tiltaksplan for forurensete masser.

3.5. Radon

Konsentrasjon av radium (Ra-226) i tilkjørte masser under og rundt bygninger skal ikke overskride 150 Bq/kg (becquerel per kilogram). For pukk tilsvarer dette 12 ppm uran (parts per million). Dette skal dokumenteres ved søknad om igangsettelsestillatelse.

3.6. Grunnvann

Tiltak som kan påvirke grunnvannsføringen, vannstand eller leie, eller medføre svekket kjemisk eller fysisk kvaliteten på grunnvannet, tillates ikke.

3.7. Tiltak i sjø

3.7.1. Tillatelse til utfylling

Det tillates utfylling i sjø innenfor felt f_BUN og BN1-2. Formålsgrensen mot o_VAA (sjø) utgjør ytre avgrensning for fyllingsfronten. Eventuell nødvendig fyllingskråning/fyllingsfot kan etableres innenfor o_VAA.

Ved utfylling skal det benyttes rene masser. Før utfylling og/eller mudring kan finne sted, skal søknad sendes til Fylkesmannens miljøvernavdeling for godkjenning. Søknaden skal inneholde avbøtende miljøtiltak.

Utfyllingsarbeidet skal gjøres så skånsomt som mulig med hensyn til ikke å forringe det marine livet i sjøen. Utfyllingen skal planlegges til et tidspunkt hvor konsekvensene for marint liv blir minst mulig, og utenfor torskens gyteperiode, fortrinnsvis høst og tidlig vinter. Avbøtende tiltak skal gjennomføres for å forhindre partikkelspredning.

3.7.2. Geotekniske vurderinger (jf. geoteknisk notat G-not 003-1350025636),

Ved fylling med sprengstein, skal det utarbeides kontrollplan med kontrolltiltak som sikrer at arbeidene blir utført i henhold til planen, og som sikrer mannskap og utstyr mot alvorlige ulykker.

Fyllingen skal etableres med sjeté. Fyllingsfronten skal erosjonssikres og erosjonstiltakene skal gjennomføres samtidig med etableringen av sjetéen. Utførende entreprenør skal utarbeide plan for utførelse i samråd med geotekniker.

Det skal etableres et måleprogram for å kontrollere setninger på fyllingen. Bebyggelse kan ikke etableres på fyllingen før måleprogrammet viser tilfredsstillende forhold.

Plassering av nye bygg på fyllingen og byggegrense mot sjø skal vurderes i samråd med geotekniker og dokumenteres ved søknad om rammetillatelse. Dersom geotekniske forhold ikke tilsier noe annet, er byggegrense mot sjø sammenfallende med formålsgrenser.

Vurdering av behov for seismisk dimensjonering av nye bygg på fyllingen skal dokumenteres.

3.8. Støy

Klima- og miljødepartementets retningslinje T-1442 skal legges til grunn for planlegging og tiltak etter plan- og bygningsloven § 20-1. Den samlede støybelastning fra planområdet skal ikke overskride grenseverdiene gitt i tabell 3 i T-1442. Støyfølsom bebyggelse som grenser til industri- og næringsområdet, skal sikres tilfredsstillende støyforhold uavhengig av hvilke bedrifter som etableres innenfor planområdet. Utredning av støy, samt etablering og vedlikehold av støyskjermingstiltak innenfor planområdet er tiltakshavers ansvar.

Ved etablering av ny virksomhet, skal det gjøres en støyfaglig vurdering hvor den helhetlige støypåvirkningen i planområdet tas med i vurderingen. Vurderingen skal dokumenteres ved søknad om rammetillatelse. Dersom det viser seg at den samlede støybelastningen vil eller kan overskride grenseverdiene gitt i tabell 3 i T-1442, skal det utarbeides en støyfaglig utredning med beregning og kartfesting av støysoner. Støyutredningen skal vedlegges søknad om igangsettelsestillatelse.

Før ferdigattest kan gis for støyende virksomhet, skal nødvendige støyskjermingstiltak være etablert og dokumentasjon på tilstrekkelig støyskjerming skal foreligge.

3.9. Bygge- og anleggsfasen

Før igangsetting av bygge- og anleggsarbeider skal det være vurdert og gjennomført tiltak for å minske ulempevirkninger i området med hensyn til anleggstrafikk på offentlige veier, støv, støy og rystelser. Støy

fra bygge- og anleggsvirksomheten skal håndteres i tråd med kap. 4 i T-1442. Planen skal godkjennes av Fauske kommune før igangsettelsestillatelse kan gis.

3.10. Kabelanlegg/teknisk infrastruktur

Det skal tas hensyn til eksisterende kabelanlegg i grunn. Flytting, nærbygging, etc. må avklares med kabeleier.

Innenfor områder regulert til bebyggelse og anlegg (§12-5, nr.1) tillates det etablert nettstasjon. Nettstasjon skal sikres tilstrekkelig areal og tilgjengelighet til etablering og vedlikehold. Nærmere plassering skal avklares med nettleverandør. Dersom ikke annet er avtalt med nettleverandør, skal det sikres en tomt på 4x4 meter og minimum 10 meter fra nærmeste bygning.

3.11. Kulturminner

Skulle det under bygge- og anleggsarbeid komme fram gjenstander eller andre spor som viser eldre aktivitet i området, skal arbeidet stanses og melding sendes til ansvarlig kulturminnemyndighet omgående, jf. lov om kulturminner (kulturminneloven) § 8, andre ledd.

4. Bebyggelse og anlegg (§ 12-5 nr. 1)

4.1. Fellesbestemmelser

a) Klimatilpasning

Byggverk skal plasseres, prosjekteres og utføres slik at det oppnås tilfredsstillende sikkerhet mot naturpåkjenninger. For alle nye bygg skal overflate gulv ligge minimum på kote +3,40 (NN2000), eller etter nærmere anbefalt nivå. Dette gjelder for hele planområdet. Bestemmelsen har ikke tilbakevirkende kraft for eldre bebyggelse innenfor planområdet oppført før denne planens vedtakstidspunkt.

4.2. Naust

Innenfor område f_BUN kan det etableres naust med tilhørende funksjoner og anlegg, samt forankring av flytebrygger. Eierformen er felles.

Parkering for f_BUN skal løses innenfor område f_SPA1.

Maks utnyttelsesgrad for f_BUN er %-BYA = 30%. For utforming av naust gjelder følgende bestemmelser:

- Maks tillatt BYA pr. naust: 40 m²
- Maks tillatt møne: 4,5 meter målt fra gjennomsnittlig planert terreng
- Maks bredde pr. naust: 5 m regnet fra utvendig kledning
- Takvinkel skal ligge mellom 30-35 grader.
- Naust skal ikke innredes med rom for varig opphold/overnatting

Grunneiere i f_BUN har rett til atkomst via SKV3 over f_SPA2, som vist med piler på plankartet. Nødvendige justeringer av atkomsten tillates avklart i byggesak. Endelig plassering skal fremgå av situasjonsplan. Rettigheten til atkomst skal tinglyses.

Før bebyggelse kan etableres innenfor f_BUN, skal nærmere angitte krav for utfylling i sjø, samt dokumentasjon for tiltaket være oppfylt i tråd med § 3.7.

4.3. Næringsbebyggelse (BN1-2)

Innenfor felt BN1-BN2 tillates næringsvirksomhet, herunder landbase for tilstøtende fiskeoppdrett i sjø med tilhørende funksjoner og anlegg (inkl. flytebrygge/landfeste til flytebrygge, kai og småbåtanlegg), lager, industri, teknisk infrastruktur (herunder veg, parkering, VA og EL), parkering og kontor. Kontordelen skal være underordnet hovedformålet og ha funksjonell tilknytning til dette. Eierformen er annen.

Parkering for BN1-BN2 skal løses innenfor SPA2. Dersom det ikke lar seg gjøre, skal ønsket plassering innenfor BN1-BN2 godkjennes av Fauske kommune og fremgå av situasjonsplanen ved søknad om rammetillatelse.

Bebyggelsen i BN1 tillates oppført inntil + kt.23,0. Bebyggelsen i BN2 tillates oppført inntil + kt.18,40. Trappetårn og heishus tillates oppført inntil 2,5 meter over angitt kotehøyde. Siloer og tekniske konstruksjoner tillates inntil + kt. 30,0. Dette inkluderer også enkeltstående elementer som piper, rør, søyler, kraner og sjakter.

Maks utnyttelsesgrad for BN1 og BN2 er %-BYA=70%. Der byggegrensen ikke fremgår i plankartet, er den sammenfallende med formålgrensen.

Det skal tinglyses rett til atkomst for f_BUN over SPA2.

5. Samferdselsanlegg og teknisk infrastruktur (§ 12-5 nr. 2)

5.1. Fellesbestemmelser

a) Avkjørsler

Justering av avkjørsler vist med pil på plankartet kan tillates etter godkjenning hos kommunen. Justering skal vises i situasjonsplanen som følger søknad om rammetillatelse.

b) Justering av formålgrenser

Mindre justering av veigeometri og formålgrenser innenfor samferdselsanlegg og teknisk infrastruktur kan tillates etter godkjenning hos kommunen. Justering skal vises i situasjonsplanen som følger ved søknad om rammetillatelse.

5.2. Kjørveg

Felt o_SKV1 utgjør planlagt, ny vei og snuhammer til planområdet (Straumøyvrveien). Eierformen er offentlig.

SKV2-SKV4 utgjør avkjørsler fra o_SKV1 og interne veier som skal betjene bebyggelse og anlegg innenfor planområdet. SKV2 er atkomstveg for BN1, SKV3 er atkomstveg til f_BUN, f_SPA og SPA2 og SKV4 er atkomstveg til BN2. Eierformen er annen (privat). Veiene skal være ferdig opparbeidet eller sikret opparbeidet senest 2 år etter ferdigattest for o_SKV1.

5.3. Gang-/sykkelveg

Felt o_SGS utgjør planlagt gang-/sykkelveg til planområdet langs o_SKV1. Eierformen er offentlig.

Før ferdigattest kan gis for o_SGS, skal gatebelysning langs gang- og sykkelveien være ferdig opparbeidet.

5.4. Annen veggrunn – tekniske anlegg

SVT1-SVT2 reguleres til annen veggrunn – tekniske anlegg. Områdene kan brukes til grøfter, skjæringer, fyllinger, forstøtningsmurer, snøopplag, plassering av rekkverk og gatebelysning for tilgrensende vegformål, samt nødvendige arealer til drift og vedlikehold for slikt formål. Eierformen er annen (privat).

5.5. Annen veggrunn – grønnstruktur

Felt o_SVG1-3 reguleres til annen veggrunn – grønnstruktur. Områdene kan brukes til grøfter, skjæringer, fyllinger, forstøtningsmurer, snøopplag, plassering av rekkverk og gatebelysning for tilgrensende vegformål, samt nødvendige arealer til drift og vedlikehold for slikt formål. Eierformen er offentlig.

o_SVG1-3 skal være opparbeidet eller sikret opparbeidet med beplantning/vegetasjon senest 2 år innen ferdigattest for o_SKV1 og o_SGS.

5.6. Parkering

Områdene f_SPA1 (felles eierform) og SPA2 (annen eierform) reguleres til parkering for hhv. felt f_BUN (jf. § 4.2) og BN1-2 (jf. 4.3). Områdene skal opparbeides i tråd med krav fastsatt i § 3.2 før ferdigattest kan gis for omsøkt utbygging i f_BUN og BN1-2.

6. Bruk og vern av sjø og vassdrag med tilhørende strandsone (§ 12-5 nr 5)

6.1. Kombinerte formål i sjø og vassdrag med tilhørende strandsone kombinert med andre angitte hovedformål

Område o_VAA reguleres til kombinert formål for småbåthavn, småbåtanlegg, ferdsel og friluftsliv. Eierformen er offentlig.

Innenfor område o_VAA tillates det etablering av småbåtanlegg i tilknytning til tilstøtende område for naust og småbåthavn i tilknytning til tilstøtende næringsvirksomhet (akvakultur og landbase for fiskeoppdrett).

Innenfor området kan det etableres anlegg og lagres utstyr i tråd med bruken småbåtanlegg og småbåthavn. Allmenn ferdsel og friluftsliv tillates.

Nødvendig skråningsfot i forbindelse med utfylling i sjø kan etableres innenfor o_VAA (jf.3.7).

7. Rekkefølgebestemmelser (§12-7 nr. 10)

7.1. Rammetillatelse

Før rammetillatelse kan gis skal følgende foreligge (relateres til omsøkt utbygging/tiltak):

- Situasjonsplan iht. § 3.1
- Dokumentasjon på vurdering av støy for planlagt virksomhet, jf. § 3.8
- Overordnet plan for teknisk infrastruktur, godkjent av Fauske kommune.
- Før rammetillatelse kan gis for etablering av bebyggelse og anlegg på utfylt område i sjø, skal byggegrense mot sjø (avstand for ny bebyggelse fra fyllingsfronten) være vurdert i samråd med geotekniker.
- Geoteknisk vurdering av behov for seismisk dimensjonering av nye bygg på fyllingen.

7.2. Igangsettingstillatelse

Før igangsettingstillatelse kan gis skal følgende foreligge (relateres til omsøkt utbygging/tiltak):

- Dokumentasjon på at grunnen har tilstrekkelig stabilitet i forhold til omsøkt tiltak, jf. § 3.4.
- Eventuell støyutredning, jf. § 3.8.
- Dokumentasjon for håndtering av støy og ulemper i bygge- og anleggsfasen, jf. § 3.9
- Dokumentasjon på konsentrasjon av radium i tilkjørte masser, jf. § 3.5.
- Detaljplaner for teknisk infrastruktur, inkludert dokumentasjon på tilstrekkelig brannvannforsyning, godkjent av Fauske kommune.

Før igangsettingstillatelse kan gis for utfylling i sjø skal i tillegg følgende foreligge (jf. § 3.7):

- Tillatelse til utfylling fra Fylkesmannen
- Kontrollplan for korrekt gjennomføring av planlagt utfylling
- Godkjent plan for gjennomføring av avbøtende miljøtiltak, herunder partikkelspredning.

7.3. Ferdigattest

Før ferdigattest kan gis for omsøkt tiltak, skal følgende foreligge/være ferdigtilt:

- Atkomst og parkering, samt øvrig teknisk infrastruktur.
- Før ferdigattest kan gis for o_SGS, skal belysning være ferdig etablert.
- Tinglysning av atkomstrett for f_BUN over BN.
- Før ferdigattest kan gis for støyende virksomhet, skal nødvendige støyskjermingstiltak være etablert og dokumentasjon på tilstrekkelig støyskjerming skal foreligge.

7.4. Senere rekkefølgekrav

- Område o_SVG1-o_SVG4 skal beplantes/revegeteres senest 2 år etter siste ferdigattest er gitt for o_SKV1 og o_SGS.
- Område SKV2-SKV4 skal være ferdig opparbeidet eller sikret opparbeidet senest 2 år etter ferdigattest for o_SKV1.

Indira AS

Detaljregulering for del av Skysselvika næringsområde

Plan-id: 2019005

Planbeskrivelse

Fauske kommune



Illustrasjon: NorCAD

Oppdragsnr.: 5192974 Dokumentnr.: 01 Versjon: 01
2020-01-22

Oppdragsgiver: Indira AS
Oppdragsgivers kontaktperson: Robert Strandås Blix
Rådgiver: Norconsult AS
Oppdragsleder: Line Frantzen
Fagansvarlig: Line Frantzen
Andre nøkkelpersoner: Soia Rahasindrainy (fagkontroll og fradelingssøknad naust)

Forslagsstiller: Indira AS
 Postboks 35
 8501 Narvik

Plankonsulent:
 Norconsult AS
 Postboks 234
 8001 Bodø

01	2020-01-22	Detaljregulering for del av Skysselvika næringsområde	LIFFR	SOFRA	LIFFR
Versjon	Dato	Beskrivelse	Utarbeidet	Fagkontrollert	Godkjent

Dette dokumentet er utarbeidet av Norconsult AS som del av det oppdraget som dokumentet omhandler. Opphavsretten tilhører Norconsult. Dokumentet må bare benyttes til det formål som oppdragsavtalen beskriver, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig på annen måte eller i større utstrekning enn formålet tilsier.

Sammendrag

Wenberg fiskeoppdrett AS driver oppdrettsanlegg ved flere lokasjoner i Skjerstadvjorden og har sin landbase i Skysselvika i Fauske kommune.

I forbindelse med planlagt utfylling i sjø må uregulerte arealer inngå i en reguleringsplan før utfyllingen kan gjennomføres. Utfyllingen vil gi området en helhetlig fyllingsfront som samtidig vil forbedre arealutnyttelsen på tomte betraktelig med tanke på parkeringsareal og logistikk. Som en del av reguleringsplanen ønsker man samtidig å tilrettelegge for økt utnyttelsesgrad og byggehøyder, samt rydde opp i eldre reguleringsstatus og planlagt ny veiføring til området. Eksisterende naust vil bli revet og det skal etableres nye på fyllingen. Naustene vil få tilhørende parkering og flytebryggeanlegg.

Det er utført geotekniske vurderinger som viser at utfyllingen i sjø er gjennomførbar og som stiller en del vilkår for gjennomføringen av tiltaket (presenteres i kapittel 5). Det er utført miljøtekniske grunnundersøkelser som viser at massene i bukta hvor utfyllingen planlegges er forurenset tilsvarende klasse 5. Søknad om utfylling i sjø skal sendes til Fylkesmannen for godkjenning.

Utfyllingen berører sjøarealer som er registrert som lokalt viktige gyteområder for torsk og det må tas spesielt hensyn til dette og andre marine verdier med tanke på å hindre partikkelspredning og spredning av plast ved utfylling, jf. vurderinger av verdier og konsekvenser kap. 6.

Planen er vurdert ikke å utløse krav om konsekvensutredning og vurderes etter en nærmere gjennomgang ikke å gi vesentlige virkninger for miljø og samfunn, forutsatt at det tas spesielt hensyn til de marine verdiene med tanke på avbøtende tiltak i forbindelse med planlagt utfylling i sjø.

Innhold

1	Bakgrunn.....	7
1.1	Hensikten med planen	7
1.2	Planavgrensning.....	7
1.3	Krav om konsekvensutredninger.....	8
2	Planprosess	9
2.1	Oppstartsmøte	9
2.2	Medvirkningsprosess.....	9
2.3	Innspill til planen	9
3	Planstatus og rammebetingelser	17
3.1	Kommuneplanens arealdel 2018-2030.....	17
3.2	Kommunedelplan for Skjerstadvjorden (Kystzoneplan).....	17
3.3	Gjeldende reguleringsplan	18
3.4	Statlige og regionale planretningslinjer	19
4	Beskrivelse av planområdet – Eksisterende forhold.....	20
4.1	Beliggenhet	20
4.2	Dagens arealbruk i planområdet.....	20
4.3	Landskap	22
4.4	Naturverdier	22
4.5	Kulturminner og kulturell verdi	24
4.6	Rekreasjonsverdi/bruk.....	24
4.7	Arealressurs.....	26
4.8	Trafikale forhold.....	27
4.9	Naturfarer	27
4.10	Støy og luftforurensning.....	28

5	Beskrivelse av planforslaget	29
5.1	Planlagte tiltak	29
5.2	Illustrasjonsplan for planlagt utvikling.....	29
5.3	Utnyttelsesgrad.....	30
5.4	Byggehøyde	31
5.5	Utfylling i sjø	31
5.6	Naust.....	35
5.7	Tilpasning av regulert vei og snuhammer	36
5.8	Tilknytning til teknisk infrastruktur	37
5.9	Planlagte offentlige anlegg.....	37
5.10	Universell utforming.....	37
5.11	Radon.....	37
5.12	Havnivåstigning og flom	37
5.13	Risiko- og sårbarhet.....	38
6	Virkninger/konsekvenser av planforslaget.....	42
6.1	Overordnede planer og føringer	42
6.2	Naturverdi, vurdering etter Naturmangfoldloven kap. II.....	42
6.3	Forholdet til vannforskriftens kap. 2 - Miljømål.....	43
6.4	Landskap	43
6.5	Trafikale forhold.....	44
6.6	Risiko og sårbarhet	44
6.7	Rekreasjonsverdi.....	44
6.8	Bomiljø.....	44
6.9	Barns interesser	44
6.10	Økonomiske konsekvenser for kommunen	44
6.11	Interessemotsetninger	45
6.12	Avveininger av virkninger.....	45

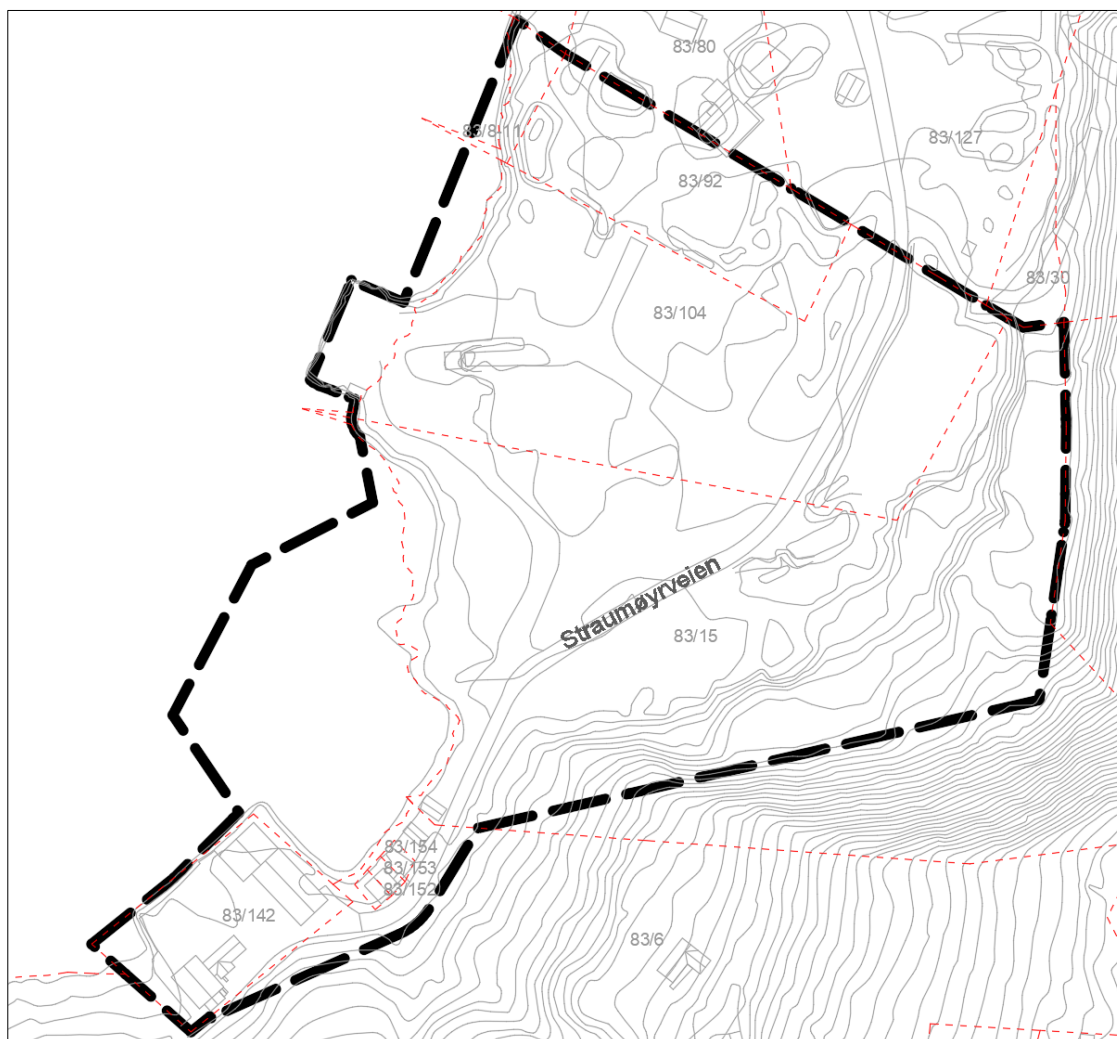
1 Bakgrunn

1.1 Hensikten med planen

Hensikten med planen er å tilrettelegge for utfylling i sjø for å få en helhetlig fyllingsfront mot sjøen, samt åpne for framtidig videreutvikling av eksisterende næringsvirksomhet (landbase for fiskeoppdrett). Som en del av reguleringsplanen ønsker man samtidig å rydde opp i eldre reguleringsstatus slik at etablering av den nye Straumøyerveien kan gjennomføres i tråd med intensjonen i gjeldende reguleringsplan fra 1998. Dette innebærer at den regulerte snuhammeren må flyttes og tilpasses det nyoppførte administrasjons- og lagerbygget tilknyttet oppdrettsvirksomheten.

1.2 Planavgrensning

Planområdet er ca 38,8 daa og vist med stiplet avgrensning på illustrasjonen under. Planområdet omfatter hele eller deler av gnr/bnr 83/6, 83/15, 83/104, 92, 142, 152, 153, 154, 15 og 104. Eiendommene er privat eid.



Figur 1. Planavgrensning tegnet opp på grunnkart. Kilde: Norconsult. Kartgrunnlag fra Fauske kommune.

1.3 Krav om konsekvensutredninger

Planen og tiltaket er vurdert imot forskrift om konsekvensutredninger (01.07.17) og det konkluderes med at tiltaket ikke utløser krav om konsekvensutredninger. Fauske kommune har sagt seg enige i vurderingen.

Planen er vurdert å falle inn under forskriftens § 8 med vedlegg II, pkt. 13) *utvidelser eller endringer av tiltak i vedlegg I og II som kan få vesentlige virkninger*. Etter en nærmere vurdering etter forskriftens § 10 vurderes det at tiltaket ikke vil få vesentlige virkninger for miljø eller samfunn, og at det derfor ikke utløser krav om konsekvensutredning.

Nærmere begrunnelse

I forskriftens § 10 angis en rekke kriterier for vurdering av om en plan eller et tiltak kan få vesentlige virkninger. Tiltaket defineres i dette tilfellet som utfylling i sjø, oppføring av naust med tilhørende flytebrygge og økt utnyttelsesgrad og byggehøyde på hele næringsområdet (tilrettelegging for videreutvikling).

Planområdet består i hovedsak av allerede regulerte områder der gjeldende reguleringsplan også er videreført i kommuneplanens arealdel for 2018-2030. For disse områdene vurderes kunnskapsgrunnlaget som tilstrekkelig kjent og sannsynligheten for at tiltaket kommer i konflikt med hittil ukjente verdier og interesser vurderes som liten (jf. beskrivelse av de eksisterende forholdene i kapittel 4). Dette vurderes også å være gjeldende for de uregulerte delene av tiltakshavers eiendom på land ettersom disse fremstår som en del av samme arealbruk og område. Viser også til vurdering av landskapsvirkning i kap. 6.4 og utredninger gjort i forbindelse med planarbeidet (4.5, 5.2 og 5.3).

Potensialet for konflikt omhandler i hovedsak de uregulerte arealene i sjø hvor det planlegges utfylling. Områdene er avsatt til akvakultur, ferdsel, friluftsliv og småbåthavn i kommunedelplan for Skjerstadfjorden. Utfylling i sjø vil alltid være et vesentlig inngrep som vil ha negativ innvirkning på det marine miljøet og uavhengig av gjennomføring av tiltaket vil medføre tapt sjøareal. Det må imidlertid også tas med i vurderingen at området ligger i et allerede tungt etablert næringsområde der mye av aktiviteten knyttes til sjø, og der store deler av kystsonen allerede er utfylt. Sett i sammenheng med beliggenhet vurderes utfyllingen å være av begrenset størrelse. Bukta hvor det planlegges utfylling grenser inntil næringsareal på begge landsider og er ellers betydelig påvirket av menneskelig aktivitet i forbindelse med eksisterende naust. Den kystnære strekningen i Skysselvika vurderes derfor å ha noe lavere verdigrunnlag i forhold til mer uberørte og roligere kyststrøk. Det er også påvist høye verdier av forurensning i grunnen for disse områdene (jf. 5.3.3), som i dag ligger åpning for spredning både på land og i sjø. Sett i den sammenheng vil utfyllingen være positivt med tanke på å forhindre videre spredning. Før utfyllingen kan finne sted skal søknad med miljøtiltak sendes til Fylkesmannen etter forurensningsloven for godkjenning.

Den endelige vurderingen av om utfyllingen i sjø vil få vesentlige virkninger for miljø og samfunn, og mer konkret vil få negativ innvirkning på torskens og andre fisks gyte- og oppveksthabitat, munner ut i hvordan tiltaket gjennomføres og hvilke avbøtende tiltak som (kan) gjøres for å minimere konflikten ved gjennomføringen. Dette vurderes å være ivaretatt i reguleringsplanen så langt det er mulig gjennom de vurderinger og utredninger som er gjort (jf. 5.3, 6.2, 6.3), samt i tilhørende bestemmelser. Videre vil søknad om utfylling i sjø sendes til Fylkesmannen for godkjenning før tiltaket kan igangsettes. Dette, sammen med avbøtende tiltak for å forhindre partikkelspredning vurderes å være tilstrekkelig for å forhindre at tiltaket får vesentlige virkninger for miljø eller samfunn.

2 Planprosess

2.1 Oppstartsmøte

Oppstartsmøtet ble avholdt med Fauske kommune 01.02.19. Saksbehandler har vært Jan Ivar Karlsen. På møtet ble spesielt følgende problemstillinger/utfordringer diskutert:

- Regulering av uregulerte arealer som berøres av tiltaket
- Forurensning i grunnen (krav om miljøtekniske undersøkelser)
- Flytting/tilpasning av regulert snuhammer

2.2 Medvirkningsprosess

Oppstart av planarbeid ble annonsert i Saltenposten 15.05.19 og med brev til berørte naboer, offentlige instanser og andre interessenter slik at de som ønsket det kunne komme med innspill til planarbeidet. Høringsfristen var satt til 16.06.19.

Det er ikke avholdt informasjonsmøte i forbindelse med planarbeidet.

2.3 Innspill til planen

2.3.1	Sametinget, brev datert 07.06.19 (innledende vurdering)	9
2.3.2	Sametinget, brev datert 03.07.19 (endelig vurdering)	10
2.3.3	Statens vegvesen, brev datert 23.05.19	10
2.3.4	Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)	11
2.3.5	Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), vurdering grunnvann	11
2.3.6	Norges Arktiske universitetsmuseum, brev 06.06.19 (innledende uttalelse)	11
2.3.7	Norges Arktiske universitetsmuseum, brev 23.09.19 (endelig vurdering)	12
2.3.8	Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DBS), brev 06.06.19	12
2.3.9	Nordland Fylkeskommune, brev datert 07.06.19 (samlede merknader)	13
2.3.10	Nordland fylkeskommune, 22.08.19, endelig kulturminnefaglig vurdering	14
2.3.11	Fiskeridirektoratet, brev datert 14.06.19	14
2.3.12	Fylkesmannen i Nordland, brev datert 24.06.19	15
2.3.13	Direktoratet for mineralforvaltning m/Bergmesteren for Svalbard, brev datert 17.06.19	16
2.3.14	Kystverket, brev datert 27.06.19	16
2.3.15	ISE energi – Indre Salten energi	16

2.3.1 Sametinget, brev datert 07.06.19 (innledende vurdering)

Sametinget varslet befaringsav området 28.05.19 og skriver i etterfølgende brev:

Sametinget finner det sannsynlig at det i området kan være samiske kulturminner som ikke er registrert. Sametinget må derfor foreta en befaringsav før endelig uttalelse kan gis. Befaringa vil kunne utføres i løpet av barmarksperioden 2019.

Ifølge kulturminneloven § 10 skal utbygger betale for Sametingets befaringsav ved offentlige og større, private tiltak. Kostnadene for befaringsav er i henhold til de nye retningslinjene fra Klima- og miljødepartementet for budsjettering av arkeologiske registreringer av 01.01.2016. Det beregnes 833 kr/t ved for- og etterarbeid samt dagsbefaringer uten overnatting. Ved befaringsav med overnatting

beregnes det 1111 kr/t. I tillegg kommer reisekostnader samt kostnader for ev. ¹⁴C-prøver og funnhåndtering. Dersom det ikke blir gjort kulturminnefunn i forbindelse med befaringen, påløper ikke kostnader for de to sistnevnte postene. I denne saken har vi beregnet antall timer til totalt 8 timer. Den totale prisen for befaringa blir 10 664 kr. Vi understreker at dette er øvre grense for utgifter i forbindelse med befaringen.

Av hensyn til eget feltarbeid og egne budsjetter ber vi om tiltakshavers skriftlige aksept av det oppstilte budsjettet. Tiltakshaver bes gjennom dette brev om å varsle grunneier/bruker om at befaring av planområdet vil foregå i løpet av barmarksperioden 2019. Tiltaket kan ikke iverksettes før vår endelige uttalelse foreligger. Hvis planen skulle bli trukket tilbake, eller av andre grunner ikke lenger er aktuell, ber vi om å få beskjed om dette slik at vi kan avlyse befaringa.

2.3.2 Sametinget, brev datert 03.07.19 (endelig vurdering)

Sametinget foretok befaring 26.06.19. Det ble under befaringen ikke påvist automatisk freda samiske kulturminner som skulle være til hinder for tiltaket.

Etter befaring, samt vår vurdering av beliggenhet og ellers kjente forhold kan vi ikke se at det er fare for at tiltaket kommer i konflikt med automatisk freda samiske kulturminner. Sametinget har derfor ingen spesielle merknader til planforslaget.

Gjør oppmerksom på den generelle aktsomhetsplikten og ber om at dette ivaretas i bestemmelsene. Legger ved ønsket formulering. Minner om at alle samiske kulturminner eldre enn 100 år er automatisk freda i følge kml. §4 annet ledd. Det er ikke tillatt å skade eller skjemme et freda kulturminne, eller sikringssonen på 5 meter rundt kulturminner, jf. k,ml. §§ 3 og 6.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planforslaget.

2.3.3 Statens vegvesen, brev datert 23.05.19

Statens vegvesen har ansvar for å sørge for at føringer i Nasjonal transportplan (NTP), Statlige planretningslinjer for samordnet bolig-, areal- og transport-planlegging, vegnormalene og andre nasjonale og regionale arealpolitiske føringer blir ivaretatt i planleggingen. Vi uttaler oss som statlig fagmyndighet med sektoransvar innenfor vegtransport.

I sakspapirene står det at formålet med planen er å regulere de delene av tiltaksområdet som er uregulert, samt flytte/tilpasse regulert snuhammer slik at det stemmer overens med nytt lager- og administrasjonsbygg som er under oppføring.

Statens vegvesen har et særlig ansvar for å ivareta trafikksikkerheten for alle trafikanter på og langs vegen, uavhengig av hvem som eier vegen. Stortinget har i Nasjonal transportplan nedfelt en visjon om et transportsystem som ikke fører til tap av liv eller varig skade, nullvisjonen. Vegnormalene som er utredet av vegloven, skal vi legge til grunn for all planlegging. Nullvisjonen ligger også til grunn for vegnormalene.

Når planforslaget blir lagt frem til høring, vil vår vurdering i hovedsak være trafikale konsekvenser som følge av tiltaket og trafikksikkerhet.

På nåværende tidspunkt har vi ingen konkrete innspill eller merknader til planarbeidet, men vi ser frem til å motta et mer detaljert forslag til reguleringsplan for videre behandling.

Planleggers kommentar: Tas til etterretning.

2.3.4 Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

NVE er nasjonal sektormyndighet med innsigelseskompetanse innenfor flom-, erosjon- og skredfare, allmenne interesser knyttet til vassdrag og grunnvann, og anlegg for energiproduksjon og framføring av elektrisk kraft. NVE gir råd/veiledning om hvordan nasjonale og vesentlige regionale interesser innen disse saksområdene skal tas hensyn til ved utarbeiding av arealplaner etter plan- og bygningsloven. Forslagstiller har ansvar for at disse interessene blir vurdert i planarbeidet.

Flom, erosjon, skred og overvann

Plan- og bygningsloven og byggteknisk forskrift (TEK17) setter tydelige krav til sikkerhet mot flom, erosjon og skred ved planlegging og utbygging, samt klimaendringer og lokal overvannshåndtering.

Vassdrag- og grunnvannstiltak

Tiltak som kan medføre skader eller ulemper for allmenne interesser, kan utløse konsesjonsplikt etter vannressursloven. NVE kan avgjøre at reguleringsplan kan erstatte konsesjon, dersom vassdragsinteressene er godt nok ivaretatt i planen.

Energianlegg

Planen må ta hensyn til anlegg som er planlagt eller har konsesjon etter energi- og vassdragslovgivningen. Hvis planen kommer i berøring med energiinteresser, bør berørte energiselskap involveres tidlig.

Henviser til relevante veiledere, karttjenester og andre verktøy som anbefales benyttet i planarbeidet.

NVE legger til grunn at kommunen vurderer om planen ivaretar nasjonale og vesentlige regionale interesser. I plandokumentene må det gå tydelig fram hvordan de ulike interessene er vurdert og innarbeidet i planen. Alle relevante fagutredninger innen NVEs saksområder må være vedlagt.

Ber om at det tas kontakt ved konkrete spørsmål knyttet til NVEs saksområder og opplyser om kontaktinfo.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planarbeidet.

2.3.5 Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE), vurdering grunnvann etter direkte spørsmål

Det er NGU (Norges geologiske undersøkelser) som er ansvarlig for den nasjonale grunnvannsdatenbasen, GRANADA, mens NVE skal påse at tiltak som kan være til nevneverdig skade eller ulempe for noen allmenne interesser vassdrag og grunnvann blir behandlet iht. vannressursloven.

Når det gjelder ditt spørsmål om det er potensielle konflikter med tanke på videreutvikling av næringsområdet og den registrerte grunnvannsressursen så antar vi at dette ikke vil være noe problem så fremt det ikke skal gjøres tiltak dypt ned i grunnen som vil kunne påvirke grunnvannsnivået. Vi anbefaler, som du foreslår i din e-post, en planbestemmelse som sikrer hensynet til registrert grunnvannsbrønn i området.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planarbeidet.

2.3.6 Norges Arktiske universitetsmuseum, brev 06.06.19 (innledende uttalelse)

Vi viser til ovennevnte varsel om oppstart av planarbeid for detaljreguleringsplan for Skysselvika næringsområde oversendt Norges arktiske universitetsmuseum (UM), tidligere Tromsø Museum – Universitetsmuseet, til vurdering angående kulturminner under vann. Etter kulturminnelovens § 14 er Tromsø Museum rette myndighet for forvaltning av kulturminner under vann i Nord-Norge nord for Rana kommune.

Planforslaget vil tilrettelegge for utvidelse av eksisterende industrivirksomhet. Plangrensen omfatter en betydelig strekning langs strandlinje og relativt utbredt sjøareal. Det nevnes at planområdet vil bli redusert uten å avklare forventet omfang og beliggenhet av planlagte tiltak i sjø som vi antar vil bestå hovedsakelig av utfylling i Skysshellvika. Gjeldende sjøarealet er ikke kjent for omfattende eldre maritim aktivitet og mesteparten av strandlinjen er allerede utsatt for betydelig utfylling til industri. Vi ber likevel om oversendelse av detaljopplysninger angående beliggenhet og størrelse av tiltak i sjø før vi kommer med endelig uttalelse.

2.3.7 Norges Arktiske universitetsmuseum, brev 23.09.19 (endelig vurdering)

Vi viser til melding om oppstart av planarbeid for ovennevnte reguleringsplan oversendt Norges arktiske universitetsmuseum (UM), tidligere Tromsø Museum - Universitetsmuseet, 14.05.2019 og vår foreløpig vurdering 06.06.2019 hvor vi be om oversendelse av detaljopplysninger angående tiltak i sjø som planlegges til vurdering i forhold til kulturminner under vann. Etter kulturminnelovens § 14 er UM rette myndighet for forvaltning av kulturminner under vann i Nord-Norge nord for Rana kommune.

Utfyllende opplysninger angående tiltak i sjø som ble oversendt 05.09.2019 er tilfredsstillende som marinarkeologisk vurderingsgrunnlag. Hovedtiltaket i sjø med utfylling til industri blir nokså begrenset i omfang og sannsynligheten for konflikt med eventuelle kulturminner vurderes som liten. Derfor har vi ingen merknader til planforslaget.

Vi minner tiltakshaver om at dersom en i forbindelse med tiltaket skulle komme over automatisk vernet kulturminner eller funn av kulturhistorisk betydning, skal arbeid stanses og UM varsles jfr. kulturminneloven § 8, 2. ledd.

Planleggers kommentar: Tas til etterretning.

2.3.8 Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB), brev 06.06.19

Opplyser om at det er Fylkesmannen som skal følge opp at hensynet til samfunnssikkerhet er ivarettatt i plansaker. Fylkesmannen har også et ansvar for samordning av statlige innsigelser til kommunale planer. DSB har innsigelseskompetanse etter plan- og bygningsloven i plansaker som berører følgende områder:

- Virksomheter som håndterer farlige stoffer herunder storulykkevirksomheter
- Transport av farlig gods
- Brannsikkerhet herunder tunneller og underjordiske anlegg
- Tilfluktsrom (sivilforsvarsdistriktene)

Siden Fylkesmannen har et overordnet ansvar for å følge opp samfunnssikkerhet i planer, vil også disse områdene kunne inngå som en del av Fylkesmannens oppfølging. DSB samarbeider med Fylkesmannen og vil gi faglig innspill til Fylkesmannen dersom det er nødvendig. Hvis det likevel er behov for direkte involvering av DSB i plansaken, bes det om at høringen sendes inn til DSB på nytt med tydelig angivelse av hvilket forhold det bes om DSBs uttalelse til.

Vi viser for øvrig til www.dsb.no for DSBs veileder om samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging og veileder om sikkerheten rundt storulykkevirksomheter.

Planleggers kommentar: Tas til etterretning.

2.3.9 Nordland Fylkeskommune, brev datert 07.06.19 (samlede merknader)

Redegjør for saksopplysninger fra brev om varsel om oppstart av planarbeid.

Med bakgrunn i lov om kulturminner, naturmangfoldloven og plan- og bygningsloven, herunder fylkesplanen og rikspolitiske retningslinjer, gir Nordland fylkeskommune følgende innspill:

Forholdet til regional politikk

Fylkesplan for Nordland 2013-2025, kapittel 8 Arealpolitikk i Nordland, setter klare mål for arealpolitikken i perioden. Vi ber om at det tas hensyn til disse i planarbeidet og viser spesielt til kap. 8.5 Kystsonen som bl.a. sier:

- c) Planlegging i sjø og på land må ses i sammenheng, og avklare ferdsel, farleder, fiske, akvakultur og natur- og friluftsområder.
- k) I gyte- og oppvekstområder for fisk skal det ikke igangsettes virksomhet som kan skade disse områdene. Hensynet til marint biologisk mangfold skal vektlegges i forvaltningen. Slike områder, samt viktige fiskeområder skal avsettes i kommuneplanen.

Planfaglig

Det opplyses om at kommunen har vurdert planen til ikke å falle inn under forskrift om konsekvensutredning. Vi ber om at kommunens vurdering og begrunnelse kommer frem når saken legges ut på offentlig ettersyn og høring.

Planene omfatter utfylling i sjø i et omfang som ikke går fram av oppstartsmeldingen. I meldingen pekes det på at sjøarealene er registrert som viktige gytefelt for torsk, noe som bl.a. fremgår av Fiskeridirektoratets kartportal Yggdrasil. Vi ber kommunen se til at en vurdering av konsekvensene av den planlagte utfyllingen i sjø inngår i det videre arbeidet med planen.

Referat fra oppstartsmøtet følger saken. Dette gir partene et bedre grunnlag for å vurdere planene.

Digital plandialog

I samarbeid med Kartverket og Fylkesmannen i Nordland tilbyr fylkeskommunen kvalitetssikring av planer og publisering i Nordlandsatlas. Dette gjelder både planavgrensning ved oppstart, planforslag ved høring / offentlig ettersyn og endelig vedtatt plan. Publisering i Nordlandsatlas bidrar til bedre dialog og medvirkning i planarbeidet, og gir god oversikt over arealforvaltningen. Vi ber derfor kommuner og planleggere benytte seg av tjenesten. Send planforslag med sosi-koder til plannordland@kartverket.no.

Generelle bemerkninger:

- Det bør tas hensyn til fremtidige klimaendringer i planlegging og utbygging. Dette er spesielt viktig ved utbygging, plassering og dimensjonering av viktig infrastruktur. Det skal legges vekt på sårbarhet for klimaendringer i kommunenes ROS-analyser.
- Nasjonal politikk pålegger kommunen å legge til rette for alle grupper. Interessene til personer med funksjonsnedsettelse må ivaretas.
- Fylkeskommunen ber om at bygninger og tiltak oppføres med tanke på fremtidige klimaendringer, reduksjon av energibehov og utslipp av klimagasser. Alternative energikilder bør alltid vurderes.
- Ny bebyggelse og rom mellom bebyggelsen må vise hensyn til de estetiske forhold, jfr. plan- og bygningsloven § 1-1. Planprosessen skal legge opp til medvirkning i tråd med bestemmelsene i plan- og bygningsloven. Det vil si at berørte parter i området må trekkes aktivt inn i prosessen.
- Vi viser til naturmangfoldlovens § 7 som gir prinsipper for hvordan offentlige beslutninger skal tas, jf. naturmangfoldloven §§ 8 – 12.

- Vi viser til vannforskriften § 12, og ber kommunen legge opp til en arealforvaltning som sikrer god vannkvalitet.

Kulturminnefaglig

I planområdet er det registrert en gravrøys, med id-nummer 8262 i den nasjonale kulturminnedatabasen Askeladden. Kulturminnet står oppført med vernestatus uavklart, og det er usikkert om det fortsatt fins spor etter gravrøysa.

Nordland fylkeskommune har som regional kulturminnemyndighet behov for å få avklart vernestatusen til kulturminnet og, om dette fortsatt eksisterer, få kvalitetssikret beskrivelsen og geometrien. Om kulturminnet fortsatt fins, må det reguleres med hensynssone H730.

Dersom vi mottar en rask bestilling, kan befaringen gjennomføres i løpet av sommeren 2019. Vi gjør oppmerksom på at utgiftene ved befaringen belastes tiltakshaver, jf. kulturminneloven § 10.

Planen kan ikke egengodkjennes før forholdet til automatisk fredete kulturminner er avklart.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planforslaget.

2.3.10 Nordland fylkeskommune, 22.08.19, endelig kulturminnefaglig vurdering

Vi mottok oppstartsmelding fra Norconsult AS 14.05.2019 og varslet befaring 07.06.2019 fordi det i Askeladden var registrert ei gravrøys med uavklart vernestatus i planområdet. Gravrøysa, som har id 8262, ble beskrevet slik i 1972: «Nå fjernet rund røys av store stein. Midt i et åpent gravkammer Ø-V lengde 180 cm, bredde 80 cm. Dekkhella lå ved siden av. Røysas diameter 10-12 meter, høyde 1,30 meter».

Området hvor gravrøysa er avmerket i kartet, ble saumført uten at det ble funnet spor etter røysa. Vegetasjonen var ikke til hinder for sikten. Det ser ut som at det har vært trauet ut masser i det aktuelle området. Gravrøysa må anses som tapt, trolig før ØK-registreringen i 1972. Vernestatus er endret til fjernet (aut. fredet) i Askeladden.

Befaringen ble gjennomført 30.07.2019. Som det framgår av vedlagte rapport [gjengitt ovenfor], ble gravrøys id 8262 ikke gjenfunnet og anses som tapt. Vernestatusen i Askeladden er derfor endret til fjernet. En trenger ikke ta hensyn til det tidligere kulturminnet i det videre planarbeidet. Våre utgifter ved befaringen belastes tiltakshaver, jf. kulturminnelovens § 10. Befaringen er kostnadsberegnet, jf. vedlagte regnskap.

Planleggers kommentar: Tas til etterretning.

2.3.11 Fiskeridirektoratet, brev datert 14.06.19

Redegjør for saksopplysninger fra varsel om oppstart. En betydelig del av planområdet omfatter sjøareal.

Fiskeridirektoratet er myndighetenes rådgivende og utøvende organ innen fiskeri- og havbruksforvaltning i Norge. Vår oppgave når det gjelder arealforvaltning er å sikre eksistens og utviklingsmuligheter for marine næringer - fiskeri og akvakultur - herunder å ta vare på marint biologisk mangfold. Dette oppnås best ved å tilstrebe en balansert og bærekraftig utnyttelse av kystsonen. Fiskeridirektoratet region Nordland skal gi en faglig uttalelse om konfliktpotensialet knyttet til fiskeriinteressene, både det som angår arealbruk og miljø.

Hele den delen av planområdet som strekker seg ut i sjø er kartlagt som gytefelt for kysttorsk av Havforskningsinstituttet. Gytefeltet er verdisatt til å ha lokal verdi. For nærmere informasjon om kartlagte fiskeriinteresser henviser vi til vårt kartverktøy, <https://kart.fiskeridir.no/fiskeri>, hvor man under temakart «kystnære fiskeridata» finner utfyllende informasjon om registreringene.

Utslipp av fine partikler kan være skadelig for fisk. De tidlige livsstadiene hos for eksempel torsk er mest utsatt for negativ påvirkning av fine partikler, fordi unge torskelarver spiser partikler av samme størrelse. Det er også vist at raudåte spiser slike partikler, med negative effekter for reproduksjonen av raudåta. Det kan igjen føre til redusert mattilbud for torsken som har raudåte og lignende arter som viktigste byttedyr.

Utbyggingstiltak, inkludert mudring og dumping av mudder, kan innebære risiko for tap av gytehabitat og oppvekstområder for fiskeyngel. Det er viktig at nevnte gytefelt blir minst mulig berørt av tiltaket. Vi forutsetter også at det gjøres avbøtende tiltak for å begrense partikkelspredning mest mulig.

Fiskeridirektoratet råder til at tidspunkt for tiltak som berører sjø primært bør skje på høsten og tidlig vinter, fordi det er den perioden av året hvor det marine livet i kystsonen ligger mest i ro.

Fiskeridirektoratet ber om at det legges en konkret plan for avbøtende tiltak for å hindre spredning av små partikler og plast til sjø, i forbindelse med masseuttak og deponering. Fine partikler holder seg i vannmassene over lang tid, følger havstrømmene og kan dermed også spres langt fra planområdet.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planforslaget.

2.3.12 Fylkesmannen i Nordland, brev datert 24.06.19

Det fremgår av varselet at hensikten med planarbeidet er å regulere de delene av tiltaksområdet som er uregulert, samt flytte/tilpasse regulert snuhammer slik at det stemmer overens med nytt lager- og administrasjonsbygg som er under oppføring. Planen tar også sikte på å legge til rette for utfylling sjø. Angitt areal for utfylling er ikke omfattet av gjeldende reguleringsplan og angitt som 6800- Bruk og vern av sjø og vassdrag, med tilhørende strandsone. Kombinerte formål i sjø og vassdrag med eller uten tilhørende strandsone. Med bakgrunn i at arealet grenser opp mot eksisterende kai kan sjøbunnen være forurenset.

Utfylling fra land og skip, mudring eller andre tiltak som medfører risiko for spredning av forurenset sediment krever egen tillatelse etter forurensningsloven. I forbindelse med søknad om utfylling og/eller mudring må det gjennomføres miljøtekniske undersøkelser og utarbeides plan for håndtering av forurensete masser og gjennomføring av arbeidet. Søknad om utfylling og/eller mudring skal sendes Fylkesmannen. Tillatelse må foreligge før tiltaket kan igangsettes. Ved utfylling skal det benyttes rene masser. Fylkesmannen anmoder om at dette tas inn som rekkefølgebestemmelse til planen.

Plan- og bygningsloven § 4-3 stiller krav om risiko- og sårbarhetsanalyse for alle planer for utbyggingsformål. Vi viser til DSB sin veileder Samfunnssikkerhet i kommunens arealplanlegging om metodikk som sikrer god nok kvalitet, og at ny kunnskap om arealet, egnethet og endringer i risiko- og sårbarhetsforhold fanges opp. Fylkesmannen vil spesielt minne om at forholdet til havnivå og stormflo må tas opp som tema i ROS-analysen og anbefaler følgende hjelpemidler:

DSBs veileder «Havnivåstigning og stormflo – samfunnssikkerhet i kommunal planlegging», med vedlegg.

Fylkesmannen har oppdaterte tall for stormflonivåer i Nordlandskommuner på hjemmesiden. Fastsatte minstekrav må tas inn i planbestemmelsene før planen sendes på høring

Klimaprofil Nordland viser hva slags klima som venter oss i tida som kommer. Den viser blant annet at det blir stadig viktigere å planlegge for riktig lokalisering av nye utbyggingsområder.

Oppfordrer til å sende planforslaget i SOSI-format til plannordland@kartverket.no for kvalitetssikring av digitale kartdata.

Opplyser om Fylkesmannens ansvar for samordning av statlige innsigelser i Nordland. Ber om at kommunen setter av tid til dialog med berørte statlige myndigheter, i den grad det dreier seg om arealkonflikter, fortrinnsvis før offentlig ettersyn. Fylkesmannen kan bidra til å gjennomføre en slik dialog.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planarbeidet.

2.3.13 Direktoratet for mineralforvaltning m/Bergmesteren for Svalbard, brev datert 17.06.19

DMF er statens sentrale fagmyndighet ved forvaltning og utnyttning av mineralske ressurser, og har et særlig ansvar for at mineralressurser blir ivaretatt i plansaker.

Ifølge Norges Geologiske Undersøkelse overlapper planområdet med en registrert forekomst av sand og grus, Sjøselvik1, som av NGU omtales som en meget viktig lokal ressurs som bør utnyttes maksimalt. Planområdet overlapper ifølge våre databaser i tillegg med konsesjonsområdet til Skysselvik massetak, som driver på den ovenfor nevnte sand- og grusforekomsten.

Driftsplanen indikerer at massetaket går mot en avslutning, men DMF anmoder kommunen om å ta kontakt med tiltakshaver for å avklare situasjonen vedrørende gjenværende forekomst og gjenstående driftstid, og tilpasse planområdets avgrensning og utforming av reguleringsplanen etter dette.

For nærmere informasjon om mineralloven med tilhørende forskrifter, se hjemmesiden vår på www.dirmin.no.

Planleggers kommentar: Ivaretas i planarbeidet.

2.3.14 Kystverket, brev datert 27.06.19

Kystverket har ingen merknader til oppstartmeldingen som foreligger.

Planleggers kommentar: Tas til etterretning.

2.3.15 ISE energi – Indre Salten energi

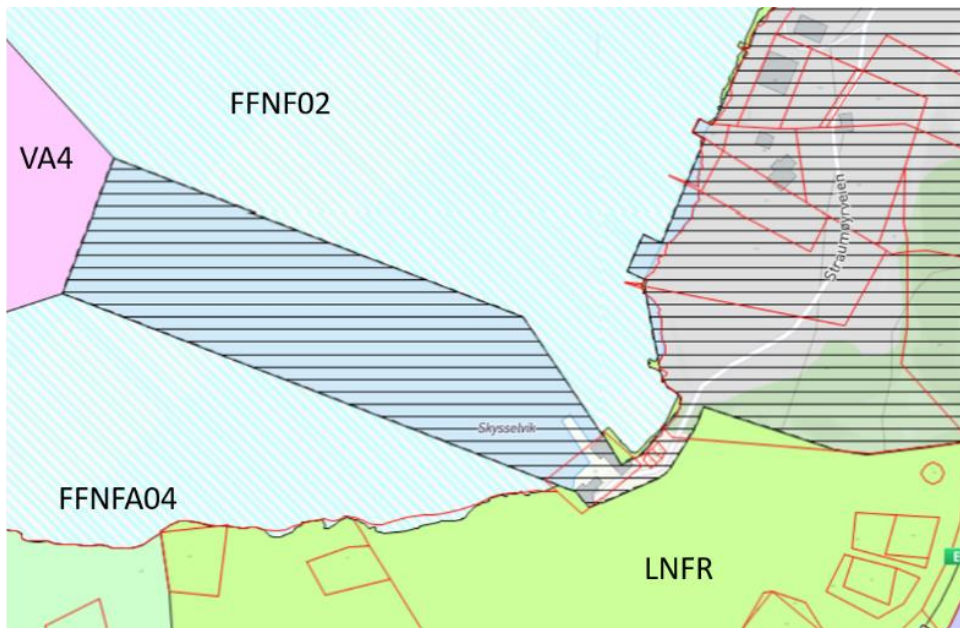
Det bør settes av tomt (4x4 meter) for ny nettstasjon. Avstand fra nettstasjon til bygning må være 10 meter.

Planleggers kommentar: Ivaretas i bestemmelsene.

3 Planstatus og rammebetingelser

3.1 Kommuneplanens arealdel 2018-2030

I kommuneplanens arealdel for Fauske kommune 2018-2030 er hoveddelen av planområdet avsatt til «områder hvor gjeldende reguleringsplan fortsatt skal gjelde» (skraverte områder). Avgrensningen er sammenfallende med planavgrensningen for gjeldende reguleringsplan. I vest grenser «områder hvor gjeldende reguleringsplan fortsatt skal gjelde» til akvakultur (VA4). Noen mindre arealer på land (randsoner) er avsatt til landbruks- natur- og friluftsmål (LNFR). For øvrige arealer gjelder arealformål avsatt i nylig vedtatt kommunedelplan for Skjerstadjorden, jf. 3.2.

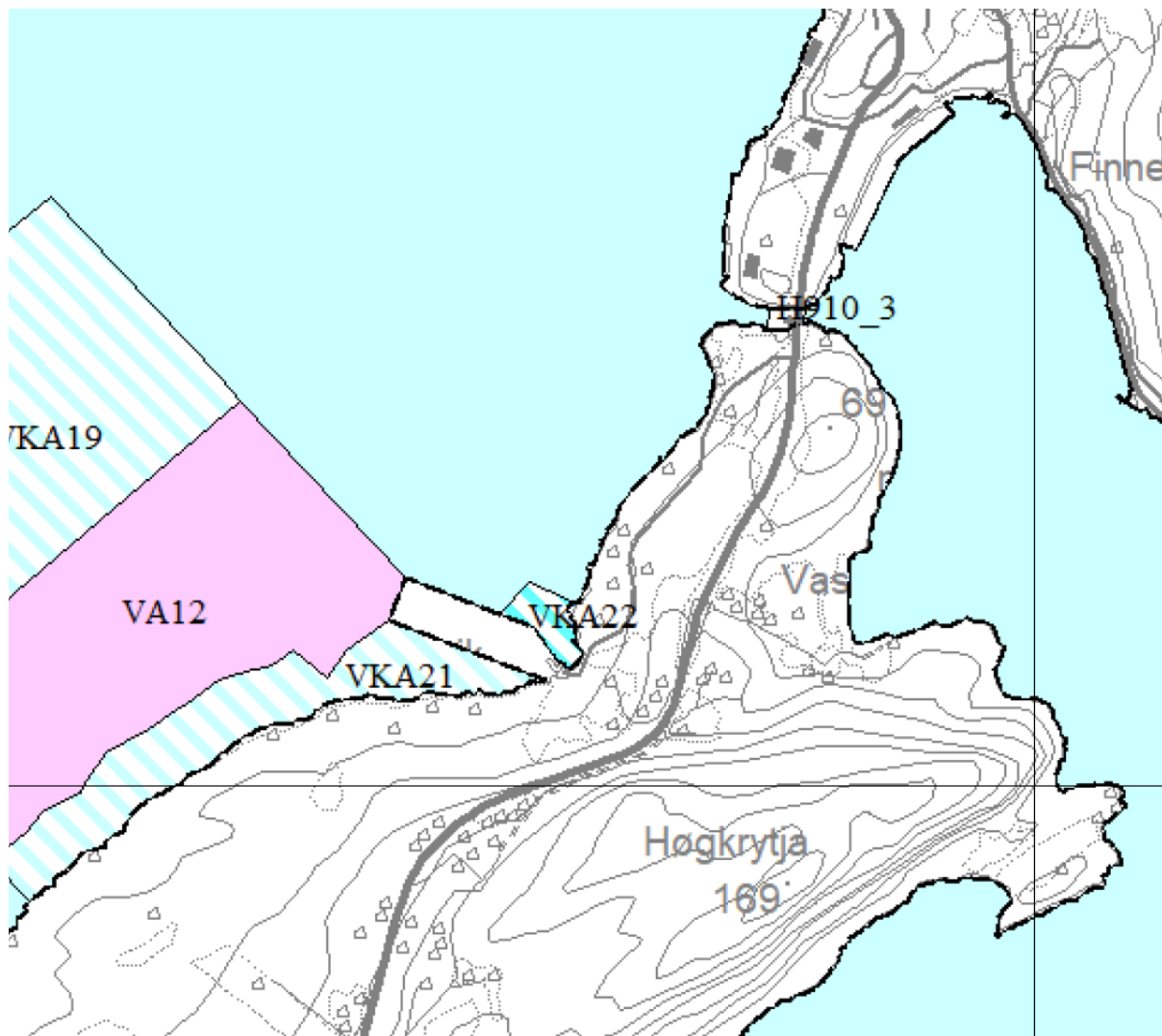


Figur 2. Utsnitt fra kommuneplanens arealdel. Kilde: www.kommunekart.no

3.2 Kommunedelplan for Skjerstadjorden (Kystzoneplan)

Kommunedelplan for Skjerstadjorden (plan-id 2017009) ble vedtatt i juni 2019. I denne er sjøarealene som berøres av denne reguleringsplanen avsatt til kombinerte formål i sjø og vassdrag. Området er vist med turkis skravur i plankartet under og med benevnelsen VKA22.

I bestemmelsene gjelder følgende: «akvakultur, ferdsel, friluftsliv, småbåthavn. Innenfor området kan det etableres bølgedemper og det kan lagres utstyr i tråd med formålet akvakultur og småbåthavn. Allmenn ferdsel og friluftsliv tillatt».



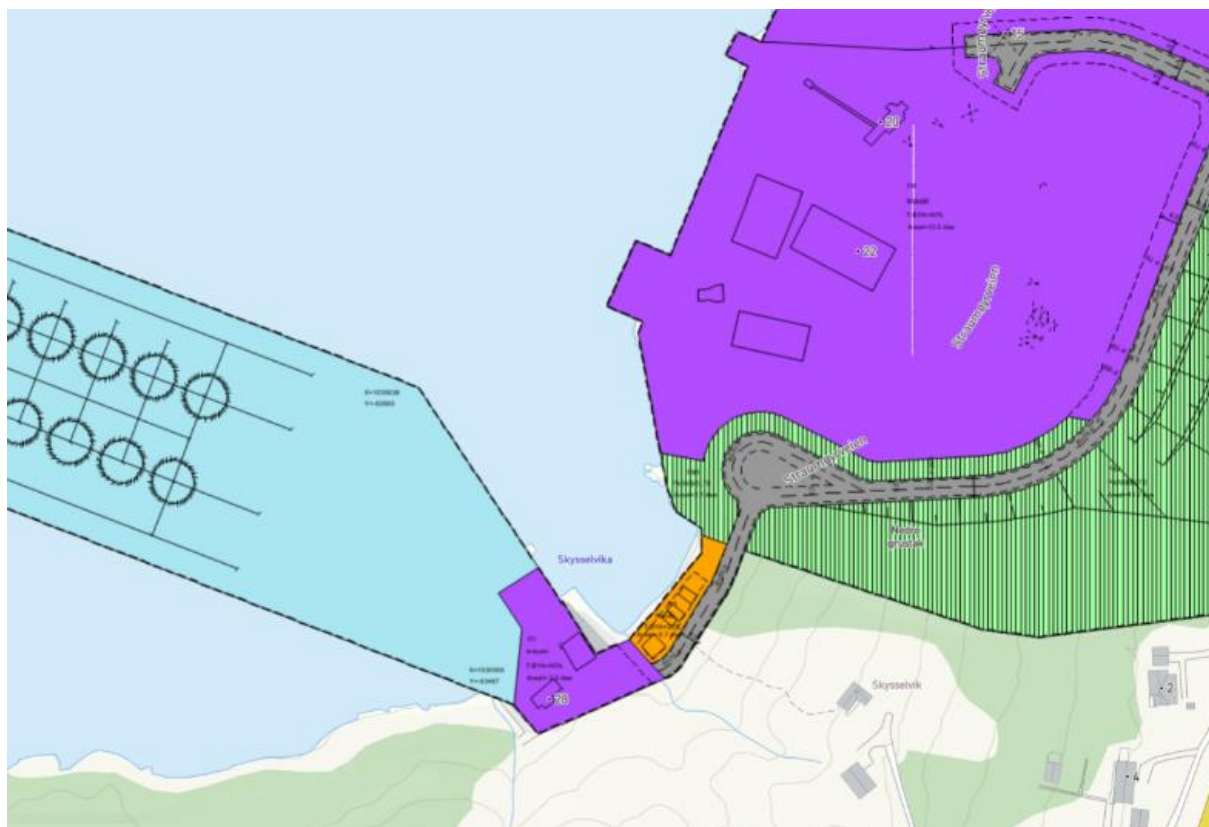
Figur 3. Utsnitt fra kommunedelplan for Skjerstadvikfjorden (kystplan). Kilde: Fauske kommune.

3.3 Gjeldende reguleringsplan

Hoveddelen av planområdet er regulert i reguleringsplan for Skysselvika næringsområde, plan-id 1997004, vedtatt 1999. Her er områdene regulert til fiskeoppdrett (blå), industri (lilla), naust (oransje), vegformål (grå) og parkbelte industristrøk (grønn). Utnyttelsesgraden er T-BYA=40% med byggehøyder fra 7m gesims/10m totalt (sør) og 15m gesims/18 totalt (nordlig del). For naust er gesimshøyden inntil 3m.

Deler av tiltakshavers eiendom og eksisterende bebyggelse i sørvest, samt bukta hvor det planlegges utfylling ligger utenfor gjeldende reguleringsplan og er ikke regulert.

Planområdet har ingen tilgrensende reguleringsplaner.



Figur 4. Utsnitt fra gjeldende reguleringsplan. Kilde: www.kommunekart.no

3.4 Statlige og regionale planretningslinjer

Det er foretatt en samlet vurdering av tiltaket mot statlige retningslinjer, rammer og føringer og funnet at tiltaket ikke er i strid med disse. Relevante retningslinjer/rammer/føringer i forbindelse med planforslaget er listet opp nedenfor:

- Fylkesplan for Nordland 2013-2025
- Statlige planretningslinjer for klima- og energiplanlegging og klimatilpasning (2018)
- Statlige planretningslinjer for samordnet bolig, areal- og transportplanlegging (2013)
- Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (2012)
- Retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (2012)
- Naturmangfoldloven (2012)
- Statlige planretningslinjer for differensiert forvaltning av strandsonen langs sjøen (2009)
- Rikspolitiske retningslinjer for universell utforming (2008)
- Rikspolitiske retningslinjer for å styrke barns og unges interesser i planleggingen (1995)

4 Beskrivelse av planområdet – Eksisterende forhold

4.1 Beliggenhet

Planområdet ligger i Skysseelvika sørøst for Fauske sentrum. Atkomsten til området går via E6/Saltdalsveien ved Finneidstraumen, hvor man tar av til Straumøyveien, som er kommunal vei. Planområdet ligger i enden av Straumøyveien som er en blindvei.

Området Finneid-Skysseelvika består i hovedsak av industri- og næringsområder med innslag av private nausttomter. På østsiden av Straumøyveien drives et masseuttak som har planlagt drift ut 2019. Det er ikke sosial infrastruktur (skole, helse etc) i nærheten av planområdet.



Figur 5. Oversiktskart. Kilde: www.norgeskart.no

4.2 Dagens arealbruk i planområdet

Hoveddelen av eiendommene som inngår i planområdet eies av Wenberg fiskeoppdrett AS, som driver med oppdrettsanlegg ved flere lokasjoner i Skjerstadvjorden. Selskapet er lokalisert med landbase i Skysseelvika, hvor de har kontorer, administrasjon, lager og kai/flytebrygge. I tillegg er nytt administrasjons-, verksted og lagerbygg på ca. 2000 m² BRA nylig ferdigstilt, hvor det er kantine, kontorer og laboratorium og kontrollrom for styring av de ulike oppdrettsanleggene.

Mellom eksisterende landbase og ny bebyggelse ligger det et område med fire private naust som har båtutslipp i bukta hvor det nå planlegges utfylling. Disse er tilknyttet boligene som ligger i skråningen øst for planområdet, jf. foto under.



Figur 6. Eksisterende landbase i Skysselvika med kai og småbåthavn. Til venstre i bildet vises eksisterende naust. Kilde: Salten Aqua



Figur 7. Kilde: Bukta hvor det planlegges utfylling i sjø, sett mot det nye administrasjonsbygget. Th. I bildet kan man se pågående masseuttak. Kilde: Østbø 2019

4.3 Landskap

Planområdet ligger relativt skjermet til på nordøstsiden av Leivsetodden. Dette gir området en skjermet beliggenhet med tanke på innsyn og med tanke på vær- og bølgepåvirkning.

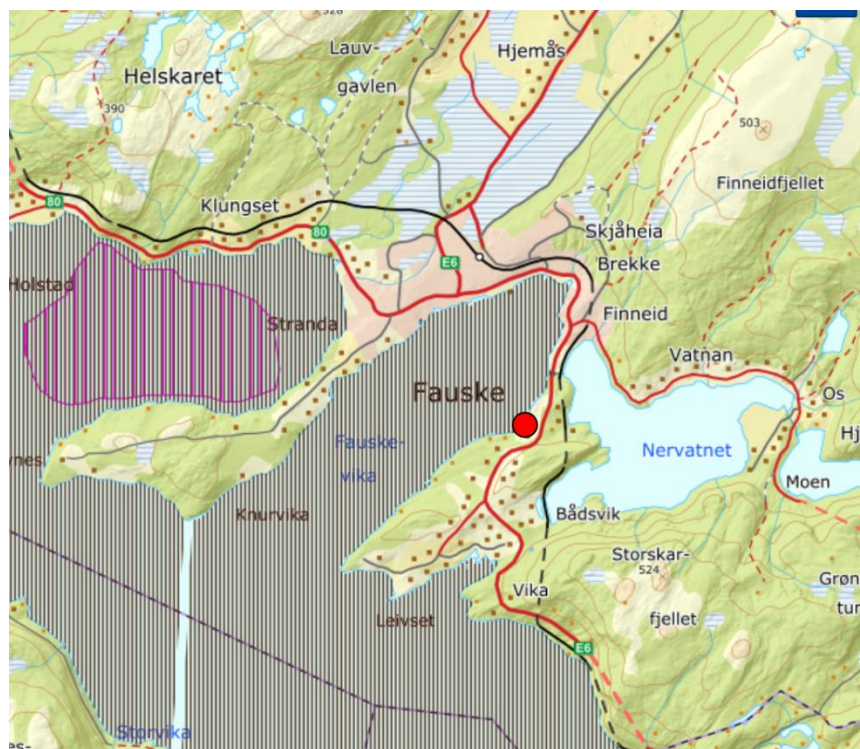
I bukta hvor det planlegges utfylling er terrenget slakt og langgrunt ca 50 meter utover fra sjøkanten til ca. kote -2 – -3, hvor det er en marbakke. Videre derfra faller terrenget med helning ca. 1:5 – 1:8, og ca. 90 – 110 meter ut ifra land ligger det en bergskråning på sjøbunn.

Selve næringsområdet ligger på ca kote 2-3 ved atkomstvegen inn mot dagens anlegg. Videre stiger terrenget brattere opp mot E6 (østover), som ligger på ca. kote 55, og videre oppover mot Krytja, med topp på ca. kote 150.

4.4 Naturverdier

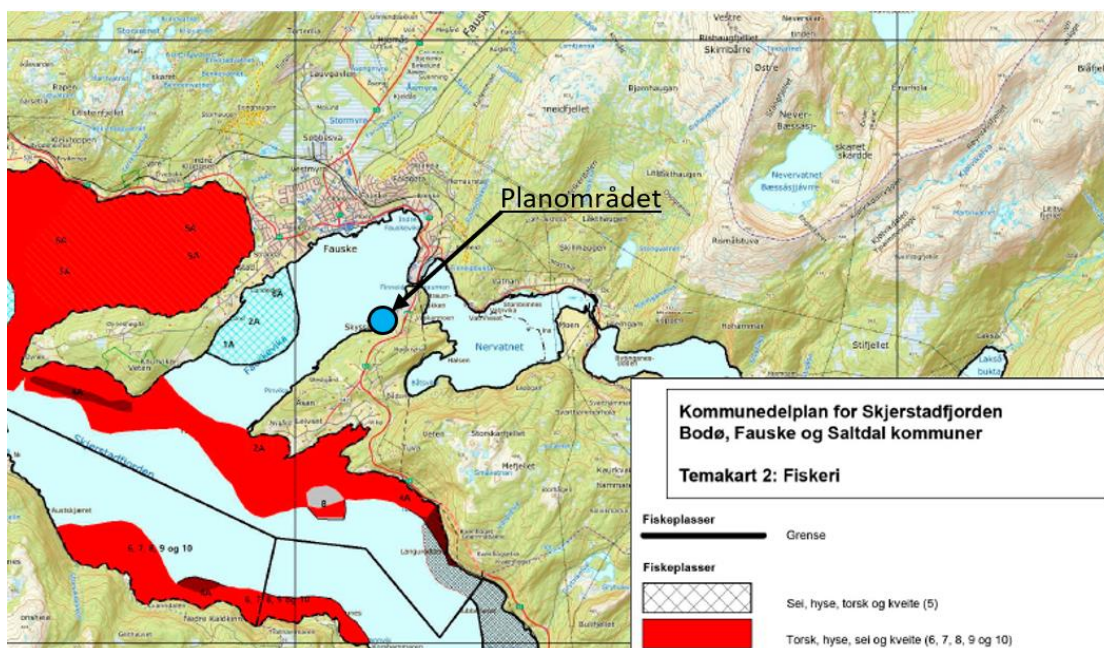
Marine naturverdier

Planområdet berører områder som er registrert som lokalt viktig (verdi C) gytefelt for torsk, jf. kart nedenfor og innspill fra Fiskeridirektoratet (2.3.9). Verdien er basert på en den sammenlagte vurderingen av egg tetthet (1-lav) og retensjon (3-høy). Videre er havområdene ellers registrert som utbredelsesområder for en rekke andre fiskearter (blålange, brosme, breiflabb, sei, hyse, mm.). Kilde: Yggdrasil/Fiskeridirektoratet.



Figur 8. Skraverte sjøområder viser registrerte gytefelt for kysttorsk i del av Saltfjorden. Planområdet er merket med rød prikk. Yggdrasil/Fiskeridirektoratets kartløsning

Planområdet er imidlertid ikke i berøring av områder for fiskeri i temakart for fiskeri i kommunedelplan for Skjerstadfjorden, jf. kartutsnitt under.



Figur 9. Temakart for fiskeri med tegnforklaring. Kilde: Kommunedelplan for Skjerstadvikfjorden.

Marine naturtyper:

Et stykke utenfor kysten i Skysselvika mot Finneid er det registrert et belte med israndsavsetninger. Avgrensningen beskrives som nøyaktig og berører ikke planområdet. I samme område er det registrert flere funn av marine makroinvertebrater på bløtbunn (jf. grå prikker i sjø på figur 9). Ingen av disse er i planområdet.



Figur 10. Utstrekning av israndavsetning (marin naturtype). Planområdet merket med rød firkant. Kilde: Naturbase.



Figur 11. Oversiktskart over registrerte arter av stor forvaltningsinteresse (grå prikker og brune kryss), samt registrerte kulturminner (merket med R). Planområdet er merket med rød firkant. Kilde: Naturbase.

Arter av nasjonal forvaltningsinteresse:

Det er ellers registrert observasjon av sandsvale (NT) i 2010 innenfor planområdet og en rekke andre observasjon av fugl i nærområdet, jf. kartutsnitt over. Det er ikke registrert funn av plantearter i planområdet eller tilgrensende områder.

4.5 Kulturminner og kulturell verdi

Det er registrert flere kulturminner i området Finneid– Skysselvik – Leivset (jf. markering «R» i kartutsnittet over) datert til Jernalder.

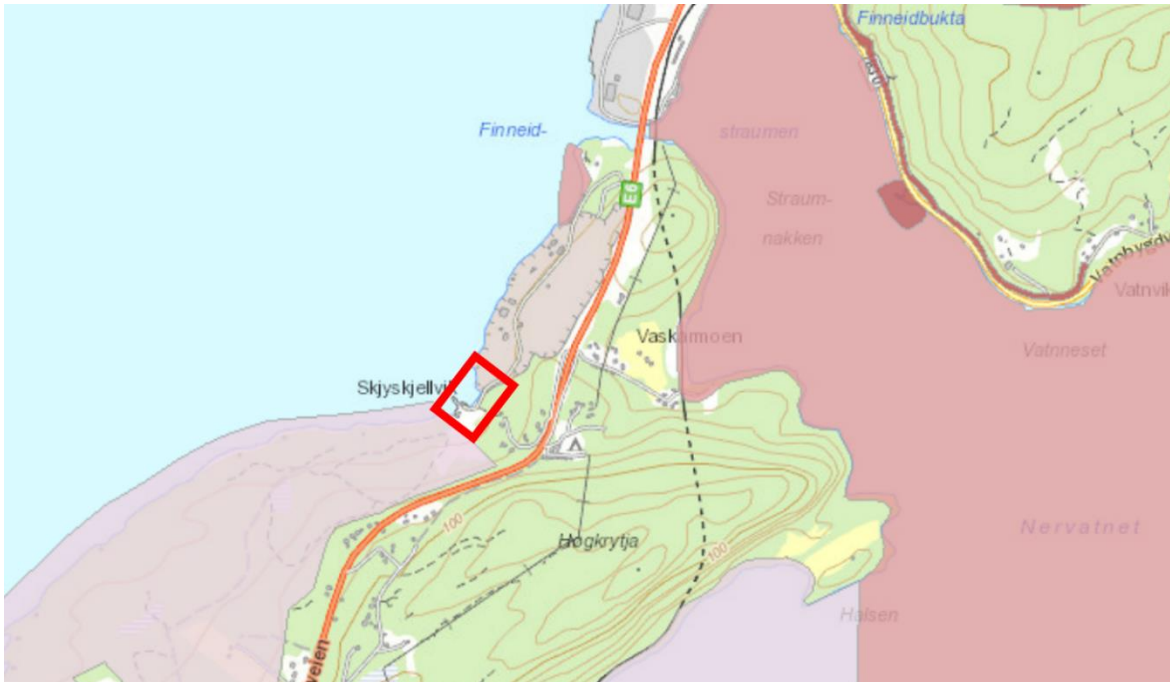
Innenfor planområdet er det registrert en gravrøys som nå er fjernet og like sør for planområdet er det registrert en stakktuft (brukt til tørking av høy fra slåttemark).

Under kulturminnebefaring 26.06.19 (Sametinget) og 30.07.19 (Nordland Fylkeskommune), jf. innspill til planen (kapittel 2.3), ble det ikke avdekket spor eller funn som tyder på eldre aktivitet i området og den registrerte gravrøysen anses som tapt. Den generelle aktsomhetsplikten til kulturminner vil ivaretas i bestemmelsene.

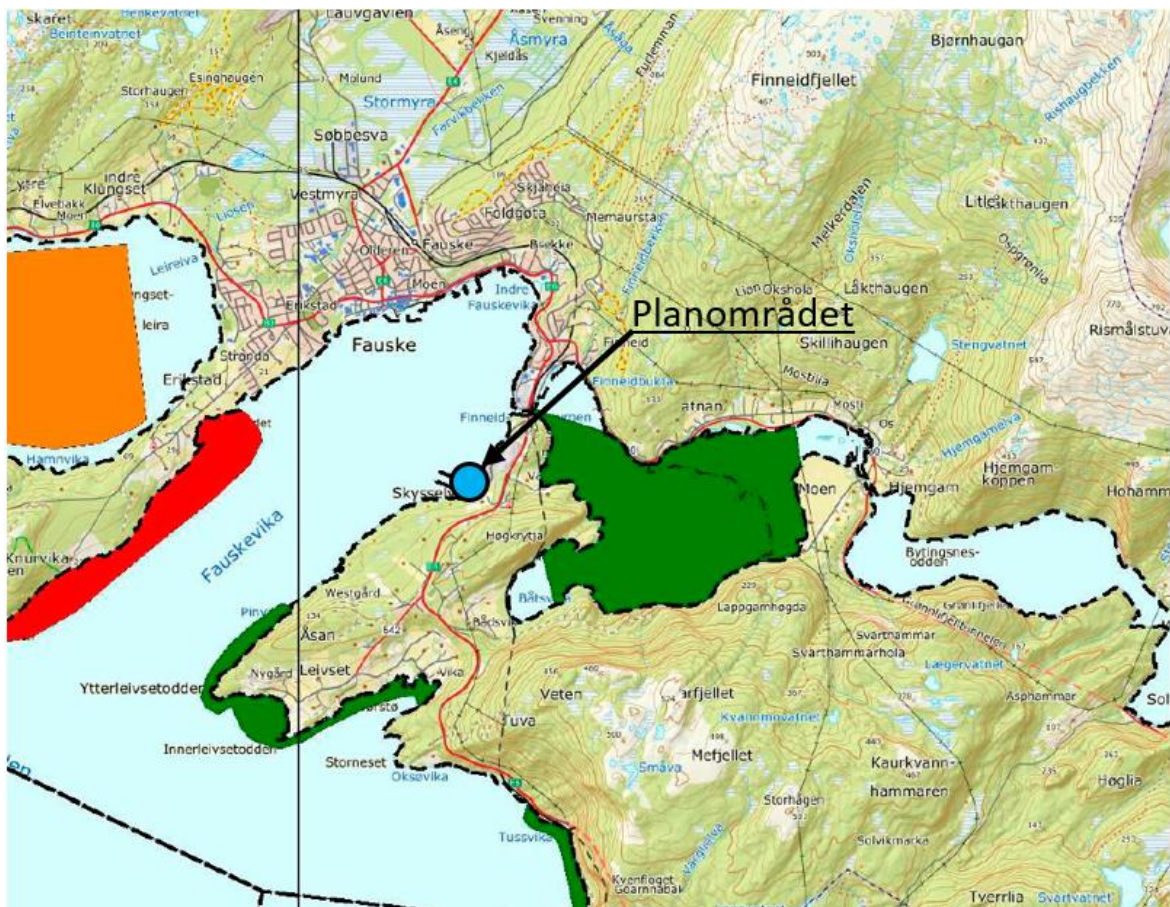
4.6 Rekreasjonsverdi/bruk

Det er ikke registrert friluftsjakter i planområdet utover den aktiviteten som knyttes til bruken av de eksisterende naustene på området. Planområdet grenser ellers til et registrert friluftsområde i sørvest (Leivset) med noe bruksfrekvens og middels opplevelseskvalitet, jf. kart under. Planområdet benyttes ikke som utgangspunkt for turer til dette området og har ingen funksjonell tilknytning til det.

Planområdet ligger også utenfor områder merket i temakart for friluftsområder i sjø i kommunedelplan for Skjerstadfjorden.



Figur 12. Lysrosa og mørkere rosa områder markerer registrerte friluftsområder. Planområdet merket med rød firkant. Kilde: Naturbase

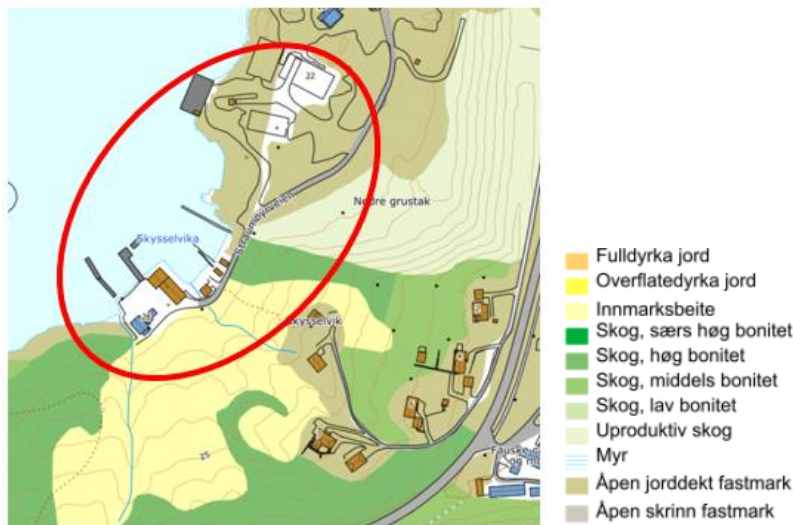


Figur 13. Kartlagte friluftsområder i sjø. Rød= svært viktig, oransje=viktig friluftsområde, grønn=registrert friluftsområde. Kilde: Kommunedelplan for Skjerstadjorden.

4.7 Arealressurs

Grunnvann: Store deler av planområdet er registrert som en betydelig grunnvannsressurs fra fjell og det er registrert en fjellbrønn ved Finneidstraumen (GRANADA, NGU).

Bonitet: Det er registrert et smalt belte fra vika hvor eksisterende naust ligger og opp mot E6 med skog av særs høy bonitet (AR5).

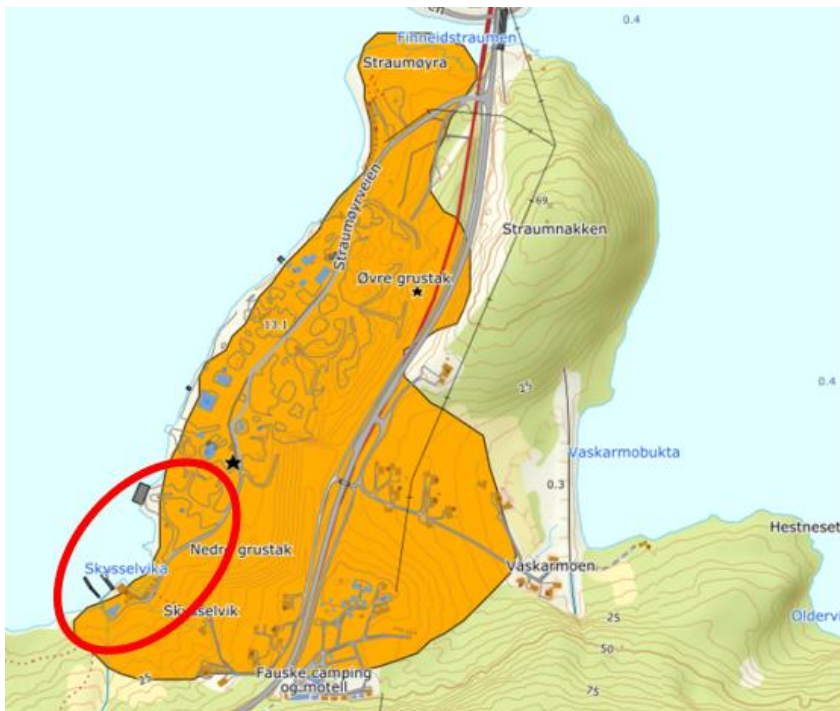


Figur 14. Markressurs og bonitet med tilhørende tegnforklaring. Planområdet merket med rød ellipse. Kilde: NGU.

Berggrunn: Berggrunnen i området består av glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein, amfibolitt (NGU, N250).

Løsmasser: Løsmassene i området består av breelavsetninger (sand/grus). Området er registrert som aktivt masseuttak av meget viktig lokal verdi. Beskrivelse: «Forekomsten er en del av randavsetningen ved Finneid. Massetaket er drevet helt inn til E6 og det er begrenset med utnyttbare masser igjen. Massene som tas ut er grovt breelavsett materiale med god kvalitet.» (NGU, 2011).

I følge Direktoratet for mineralforvaltning (jf. innspill 2.3.10) og Fauske kommune går driften av masseuttaket i dette området mot en avslutning.



Figur 15. Registrert løsmasseressurs. Planområdet merket med rød ellipse. Kilde NGU

4.8 Trafikale forhold

Fartsgrensen langs Strømøyveien er 50 km/t og 70 km/t på E6/Saltdalsveien. Ved krysset mellom E6 og Strømøyveien var det registrert ÅDT på 2531 i 2019.

Det er ikke tilrettelagt for kollektivtransport, fortau eller gang- og sykkelvei til Skysselvika.

Trafikksituasjonen vurderes som oversiktlig. Det er ikke registrert trafikulykker i krysset mot E6 eller på veistrekningene i/forbi planområdet.

Varelevering til planområdet skjer hovedsakelig med lastebil, samt via båt fra eksisterende kai.

4.9 Naturfarer

Det er registrert et utløpsområde for snøskred på nedsiden av Høggkrytja ved E6/Saltdalsveien med utløsningsområde ned til sjø som berører sørvestlige deler av planområdet.

TEGNFORKLARING

Snøskred - aktsomhetsområder

Utløsningsområde

- Terreng der snøskred kan utløses.
- Snøskred kan løsne i mindre skråninger som ikke framkommer av høydekurvene.

Utløpsområde

- Terreng nedenfor utløsningsområdene som kan nås av snøskred.
- Skred som forekommer svært sjelden kan nå utenfor det angitte utløpsområdet. Kartet kan derfor ikke brukes til planlegging av bebyggelse.



Figur 16. Aktsomhetskart snøskred. Kilde: NVE Atlas

Observasjoner i terrenget fra ortofoto, historiske og topografiske kart tilsier ingen snøskredaktivitet i skala som kan ramme planområdet. Det teoretiske løснеområdet er dekt med tett skog, noe som er gunstig med tanke på å binde snømasser sammen i løsnakeområdet. Både en del hus og vei er nærmere løsnakeområdet enn planområdet. Det er på nettsiden NVE Atlas ikke registrert skredhendelser med snø på infrastruktur i nærheten av planområdet. Planområdet vurderes ikke utsatt for snøskred og det vurderes ikke nødvendig med ytterligere beregninger eller utredninger av snøskredfare for planområdet (Geoteknisk rapport, Rambøll 2018).

4.10 Støy og luftforurensning

Området omfattes ikke av spesielt støyende eller forurensende virksomhet.

videreutvikling av innhold, utførelse og størrelse vil skje i løpet av 2020. Framtidig bygg i øst ligger lenger frem i tid, hvor man ser for seg videreutvikling av selskapet på sikt og behov for ytterligere kontor/lagerareal i sammenheng med det.

Det vil i stor grad være transportsystemet og de viktige logistikkforbindelsene som vil være førende for utviklingen av området. Byggegrenser som er vist på illustrasjonsplanen viser planlagt og sannsynlig arealutvikling med dette som utgangspunkt. Etter gjennomgående vurderinger har vi valgt å ikke videreføre byggegrensene til plankartet da de vurderes for komplekse til at de vil være nyttige, og at de står i fare for å gå på bekostning av planens kvalitet. På denne tomte har det heller ikke vært mulig å lage en forenklet versjon av byggegrensene uten at dette vil medføre høy grad av usikkerhet og mulige dispensasjonsårsaker i ettertid. Dette vil være uheldig både for kommunen og tiltakshaver.

5.2.1 Parkering

Fauske kommune har satt følgende parkeringsbestemmelser innenfor planområdet:

Arealbruk	Enhet	Minimumskrav parkering	
		Bil	Sykkel
Næringsvirksomhet	Pr.100 m2 BRA	1,5	1,5
Naust	Pr. naust	1,0	1,0

Parkeringsplasser skal utformes i tråd med Statens vegvesens håndbok N100 eller nyere. Minimum 5% av det totale antall parkeringsplasser skal utformes og plasseres slik at hensynet til bevegelsehemmede ivaretas.

Parkering for naustformålet og næringsvirksomheten er vist som egne formål (f_SPA1 og SPA2). Parkeringsplasser vist på plankartet er ment som illustrasjon på mulig løsning. Endelig plassering og antall skal dokumenteres i utomhusplan ved søknad om rammetillatelse.

I illustrasjonsplan er det illustrert 46 parkeringsplasser innenfor SPA2. Dette dekker nylig etablert næringsbygg, i tillegg til framtidig parkering. Det er også en mulighet for å utvide dette parkeringsarealet nordover i framtiden dersom det blir ønske eller behov for det. Det er også hensiktsmessig å kunne tilrettelegge for sykkelparkering og HC parkering i nærheten av innganger.

Dersom krav til parkering ikke kan løses innenfor SPA2, skal ønsket plassering innenfor BN1-BN2 fremgå av situasjonsplan ved søknad om rammetillatelse og godkjennes av Fauske kommune.

5.3 Utnyttelsesgrad

Utnyttelsesgrad i gjeldende reguleringsplan er T-BYA=40%. Dette antas å tilsvare dagens %-BYA, men det er uvisst om parkering skulle medregnes i beregningen. Parkering er heller ikke nevnt i gjeldende reguleringsplanen, noe som gir en indikasjon på at det sannsynligvis ikke var et vesentlig tema i plansaken. Fra dette kan vi se at gjeldende reguleringsplan åpner for å bygge en grunnflate på ca. 14300 m2.

I den nye reguleringsplanen er et større areal avsatt til parkeringsformål og det er beregnet plass til å dekke ca 46 parkeringsplasser. Det er imidlertid også behov for å tillate parkering innenfor næringsområdet for å sikre kort avstand til inngangsparti etc til for eksempel parkeringsplasser for bevegelsehemmede, i tillegg til at det på sikt vil bli nødvendig å avsette nye samlearealer til parkering etter hvert som området videreutvikles (jf. 5.2). Parkering er plasskrevende arealbruk og med økt parkeringskrav fra kommunen for denne planen, må nødvendigvis utnyttelsesgraden også økes i forhold til gjeldende reguleringsplan. Høy utnyttelsesgrad bidrar i større grad til bedre og mer kompakt arealutvikling, i tråd med statlige anbefalinger for fortetting og samordnet areal- og

transportplanlegging. Samtidig bidrar arealer til parkering (og transportsystemet førøvrig) at området ikke kan «bygges igjen». Det foreslås derfor %-BYA=70% for planområdet. I BYA tilsvarer dette en grunnflate på ca 17000 m² for BN1 og ca 1900m² for BN2, altså en økning på totalt ca 4600m² grunnflate inkludert framtidig parkeringsareal. Samlet sett vurderes dette å være en relativt beskjeden økning sett i forhold til omgivelsene og hva vi vurderer at området vil tåle uten at dette vil gi noen negative konsekvenser for omgivelsene. Sett i forhold til andre næringsvirksomheter er utnyttelsesgraden også lavere enn det som legges opp til i andre næringsområder.

5.4 Byggehøyde

I gjeldende reguleringsplan er byggehøydene satt til maks 10 meter i sørlig deler av planområdet og maks 18 meter i nordlig del av planområdet. Dette tilsvarer kote 13,4 – 21,4 (medregnet minste kotehøyde gulv på 3,4, selv om deler av nordøstlige side av planområdet ligger helt opp på kote 10).

I reguleringsplanen ønsker man å tilrettelegge for en mindre økning i byggehøydene i forhold til i gjeldende plan. En av grunnene til det er behov for å kunne etablere større og mer moderne siloer og lageranlegg til fôr tilknyttet virksomheten. Dette er viktig for at det skal kunne være hensiktsmessig å drive denne typen næringsvirksomhet i Fauske/Skysselvika. I tillegg medfører strengere byggtekniske krav til blant annet økt isolasjon at etasjehøyden øker noe i forhold til eldre bygg.

I nordlig deler av planområdet settes byggehøydene til kote 23,0 og i sørlig del av planområdet settes byggehøydene til kote 18,40.

5.5 Utfylling i sjø

5.5.1 Beskrivelse

Det åpnes for utfylling i sjø i bukta mellom eksisterende næringsbebyggelse. Hensikten med utfyllingen er å skape en kontinuerlig fyllingsfront langs sjøen slik at området får et mer helhetlig uttrykk og kan fungere mer hensiktsmessig i forhold til arealutnyttelse. Eksisterende naust planlegges revet og det skal etableres nye naust på fyllingen.

Den ytre avgrensningen for utfylling (fyllingsfront) er vist med formålsgrænse mellom sjø- og utbyggingsformål. Fyllingsfronten skal ligge innenfor formålsgrænsen for utbyggingsformålene f_BUN og BN1-2. Selve fyllingsfoten kan etableres i sjøformålet.

5.5.2 Geoteknisk vurdering og planlagt utførelse

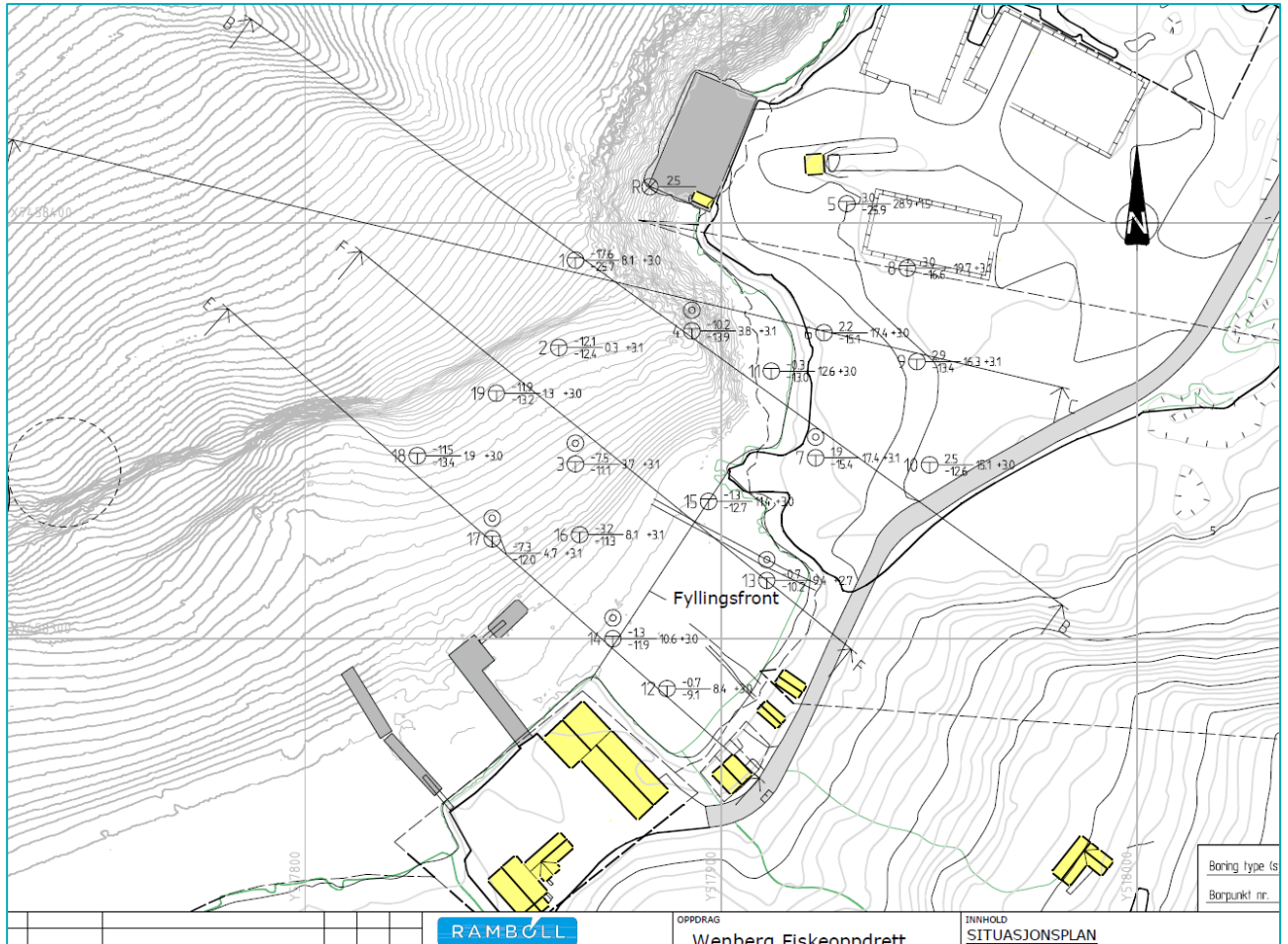
Beskrivelsen er hentet fra G-not-003-1350025636, Rambøll 2018.

Fyllingen planlegges lagt ut ved konvensjonell fylling av sprenge bergmasser. Krav til utførelse for fylling i sjø er beskrevet i Statens vegvesens håndbok V221 Grunnforsterkning, fyllinger og skråninger". Der er også krav til kontroll av utførelse og kvalitet beskrevet. Som beskrevet i Statens vegvesens håndbok V221, må fyllmassene under sjønivå fortrinnsvis bestå av relativt storfalleen stein. Det er fordelaktig at innholdet av finstoff og subus er minst mulig.

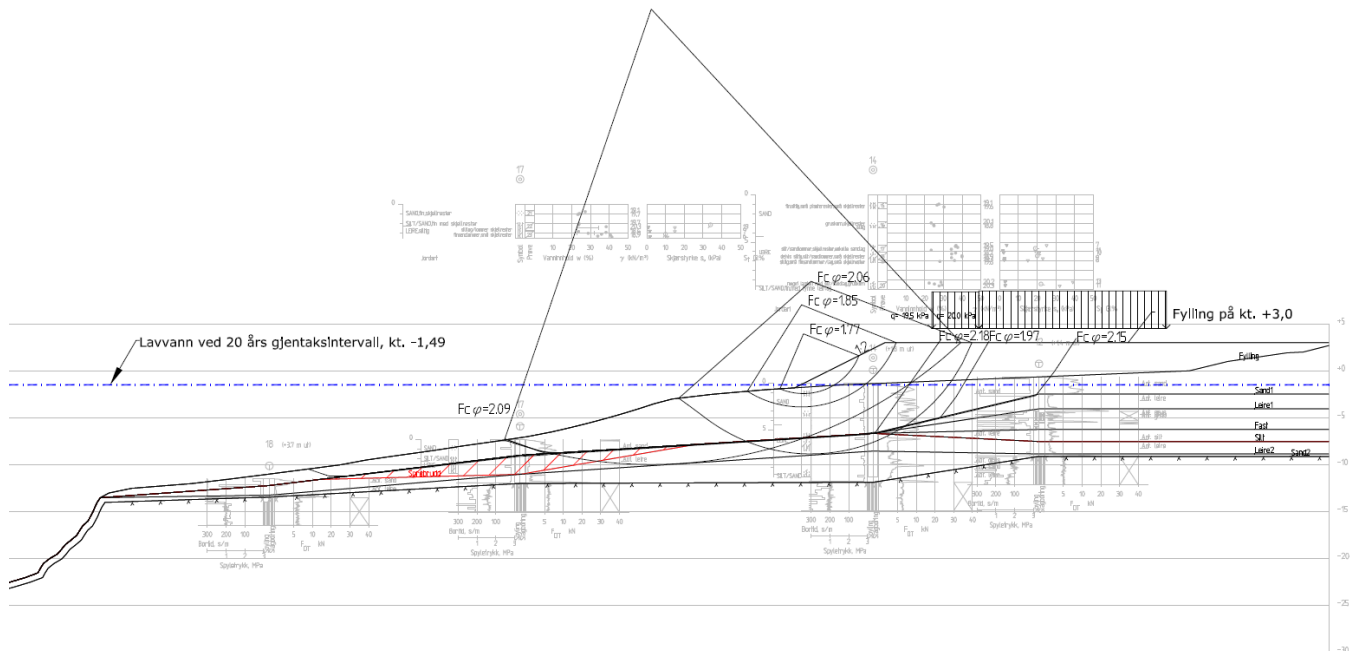
Kvaliteten og størrelsesfordelingen av fyllmassene bestemmer skråningshelningen. Beregningene er utført med skråningshelning 1:2, og det forutsettes at fyllinga legges ut som prosjektert. For å ha kontroll på fyllingsfronten anbefales det først å etablere en sjeté. Utleggingen bør skje med gravemaskin som legger massen ned på sjøbunn.

Ved utlegging av fyllmasser er det viktig å kontrollere at fyllinga får riktig/prosjektert bredde ved fyllingsnivå. Skråningshelning må kontrolleres systematisk for å unngå utrasing av fyllinga og underliggende, jomfruelige løsmasser. Fyllingsfronten må erosjonssikres, og utføres samtidig med etableringen av sjetéen. Utførende entreprenør skal utarbeide plan for utførelse i samråd med geotekniker.

Fylling kan utføres som planlagt og vist på tegning 3002 (jf. bilde under).



Figur 18. Tegning 3002 hentet fra geoteknisk notat viser planlagt fylling. Kilde: Rambøll 2018



Figur 19. Profiltegning fra geoteknisk rapport med planlagt fylling og fyllingsfot. Profil F-F. Kilde Rambøll 2018

(Uthevet tekst er krav som er videreført i planbestemmelsene)

- Tiltaket faller innenfor geoteknisk kategori 2, dvs «konvensjonelle typer konstruksjoner og fundamenter uten unormale risikoer eller vanskelige grunn- eller belastningsforhold». Dette med bakgrunn i at prosjektet innebærer utfylling i sjø hvor det er påvist tynne, innskutte lag med sprøbruddkarakter.
- Tiltaket gis pålitelighetsklasse 2: Tiltaket vurderes å være en mellomting mellom kategoriene «Grunn- og fundamenteringsarbeider og undergrunnanlegg ved enkle og oversiktlige grunnforhold» og «Grunn- og fundamenteringsarbeider og undergrunnanlegg ved kompliserte tilfeller». Eurokode 0 tabell NA.A1 (901) er delt inn i pålitelighetsklasser (CC/RC) fra 1 til 4.
- Utfyllingen plasseres i tiltaksklasse 2 iht. tabell 2 «Kriterier for tiltaksklasseplassering for prosjektering» i «Veiledning om byggesak» (SAK10 § 9-4) mens antatt bebyggelse (lager-/næringsbygg) plasseres i tiltaksklasse K3; «Tiltak som medfører tilflytting av personer med inntil to boenheter, begrenset personopphold eller tiltak med stor verdi (utover tiltak i K0-K2)». For geoteknikk i tiltaksklasse 2 og høyere er det krav om uavhengig kontroll av prosjektering og utførelse, i henhold til SAK10 § 14-2 punkt.
- **Før det kan etableres bebyggelse på fyllingen må det vurderes behov for seismisk dimensjonering (seismisk klasse II eller høyere).** Seismisk dimensjonering av selve fyllingen kan utelates.
- Fyllingen er forutsatt anlagt av sprengstein av god kvalitet. **For prosjekter med fylling av sprengstein skal det utarbeides kontrollplan. Kontrollplanen inneholder kontrolltiltak som sikrer at arbeidene blir utført i henhold til planene, og sikrer mannskap og utstyr mot alvorlige ulykker.**
- **Fyllingsfronten må erosjonssikres, og utføres samtidig med etableringen av sjeteen. Utførende entreprenør skal utarbeide plan for utførelse i samråd med geotekniker.**

- Fyllingen har god nok stabilitet, forutsatt at den blir lagt opp til maks kote +3,0, og med 1:2 helning for fyllingsskråningene ut mot sjøen. Endrede forutsetninger mht. geometri, fyllingsmaterialer og laster må kontrolleres av geotekniker.
- Framtidige bygg/konstruksjoner bør generelt ikke etableres nærmere fyllingskanten enn 10–15 meter. Bæreevne og setninger må kontrolleres nærmere når det foreligger mer detaljerte planer for planlagt bebyggelse.
 - *Begrunnelse/supplerende info fra geotekniker: Avstanden er satt for å hindre at bygg får skader som følge av setninger/forflytninger i fyllingen. Normalt lar man fyllingen ligge i ro et års tid (noen ganger lenger) slik at den er blitt godt påvirket av bølgepåkjenninger fra en storm eller to. Det er mulig å se på avstanden igjen senere når fyllingen har fått ligge en stund.*
 - **Se bestemmelse vedr. byggegrense på fyllingen.**
- Ved etablering av bygg antas det at disse kan fundamenteres direkte på fyllingen, forutsatt at fyllingen er bygget opp iht. beskrivelse og av masser av tilfredsstillende kvalitet.
- **Det må påregnes setninger på fyllingen, og det må etableres et måleprogram for å kunne kontrollere når setningene er unnagjort, og fyllingen er byggeklar.**
- Kvikkleire:

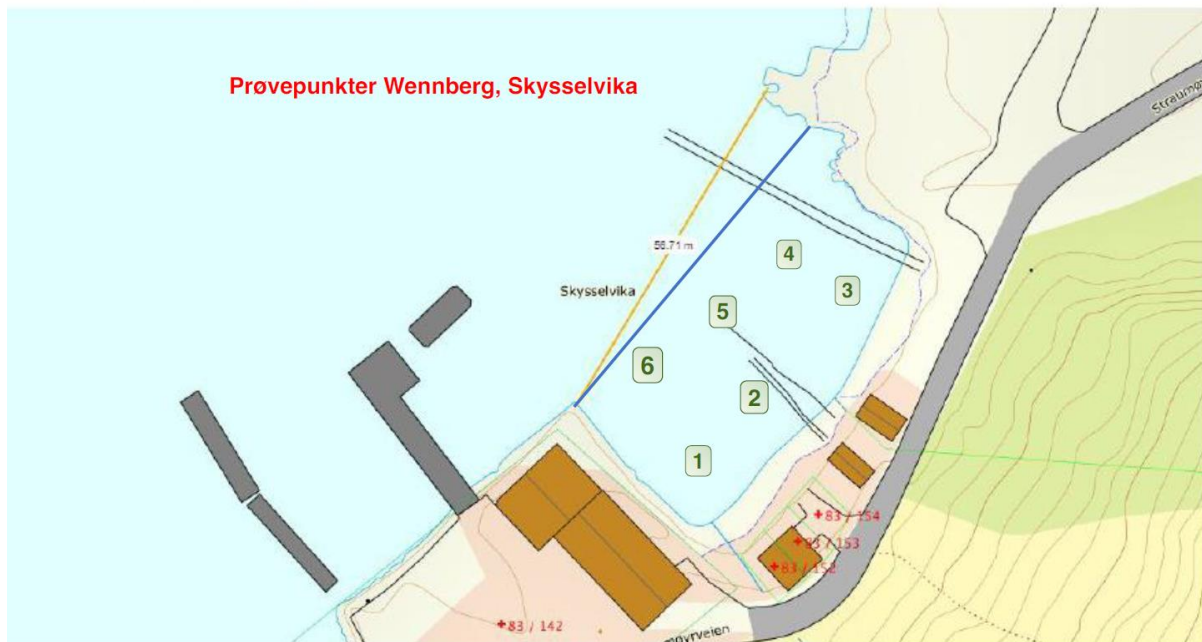
Det er utført stabilitetsberegninger i flere terrengprofiler utover i sjøen og det er dokumentert tilstrekkelig stabilitet for både sirkulære og plane glideflater i både effektiv- og totalspenningsanalyse. Det er ikke registrert kvikkleireforekomster eller andre typer løsmasseskred i området ovenfor tiltaksområdet hvor løsmassene ifølge kvartærgeologisk kart består av randmorene og brelvavsetning. Områdestabilitetsforholdene som følge av kvikkleire anses med dette å være ivaretatt.
- Sprøbruddlag:

Det er registrert enkelte tynne, innskutte lag av sprøbruddkarakter i grunnundersøkelsene og det er sannsynlig at disse kan strekke seg et lite stykke utover mot sjøkanten, og innover mot land. Påviste sprøbruddlag vurderes å være av begrenset omfang, og det vurderes at det ikke er sammenhengende lag som medfører fare for områdestabilitet. Så lenge lokalstabiliteten er ivaretatt, vurderes sikkerheten mot skred som tilfredsstillende.

5.5.3 Miljøoppfølging

5.5.3.1 Resultat fra foreliggende miljøundersøkelse

Østbø gjennomførte prøvetaking i mars 2019 i bukta hvor det planlegges utfylling i sjø. Prøvetaking ble tatt ved hjelp av gravemaskin og på seks prøvepunkt i sjø og på land. Det ble funnet høye verdier (tilstandsklasse 5) av TBT (Tributylinnkation) ved alle prøvepunktene. TBT kommer mest sannsynlig fra bunnsmøring av båter og fra impregnerte garn/nøter. Østbø, 2019.



Figur 20. Prøvepunkter i bukta. Østbø 2019

5.5.3.2 Søknad om utfylling i sjø

Fylkesmannen er ansvarlig miljømyndighet for søknader om utfylling i sjø og skal gi tillatelse til tiltaket før det kan igangsettes. Dette inkluderer tiltak for å håndtere de forurensede massene som ble avdekket i forbindelse med prøvetaking i bukta (jf. over), i tillegg til andre miljøtiltak for å hindre forurensning og miljøskade, herunder partikkelspredning i forbindelse med planlagt utfylling. Utfyllingen i seg selv kan sies å være et miljøtiltak ved at de forurensede massene dekkes til og vil hindre ytterligere forurensning. Krav om søknad med miljøtiltak er videreført i bestemmelsene og vurderes med dette å være ivarettatt i plansaken.

Norconsult er engasjert for å ivareta søknadsprosessen for utfylling i sjø som skal sendes til Fylkesmannen. Søknadsprosessen er planlagt igangsatt første kvartal 2020.

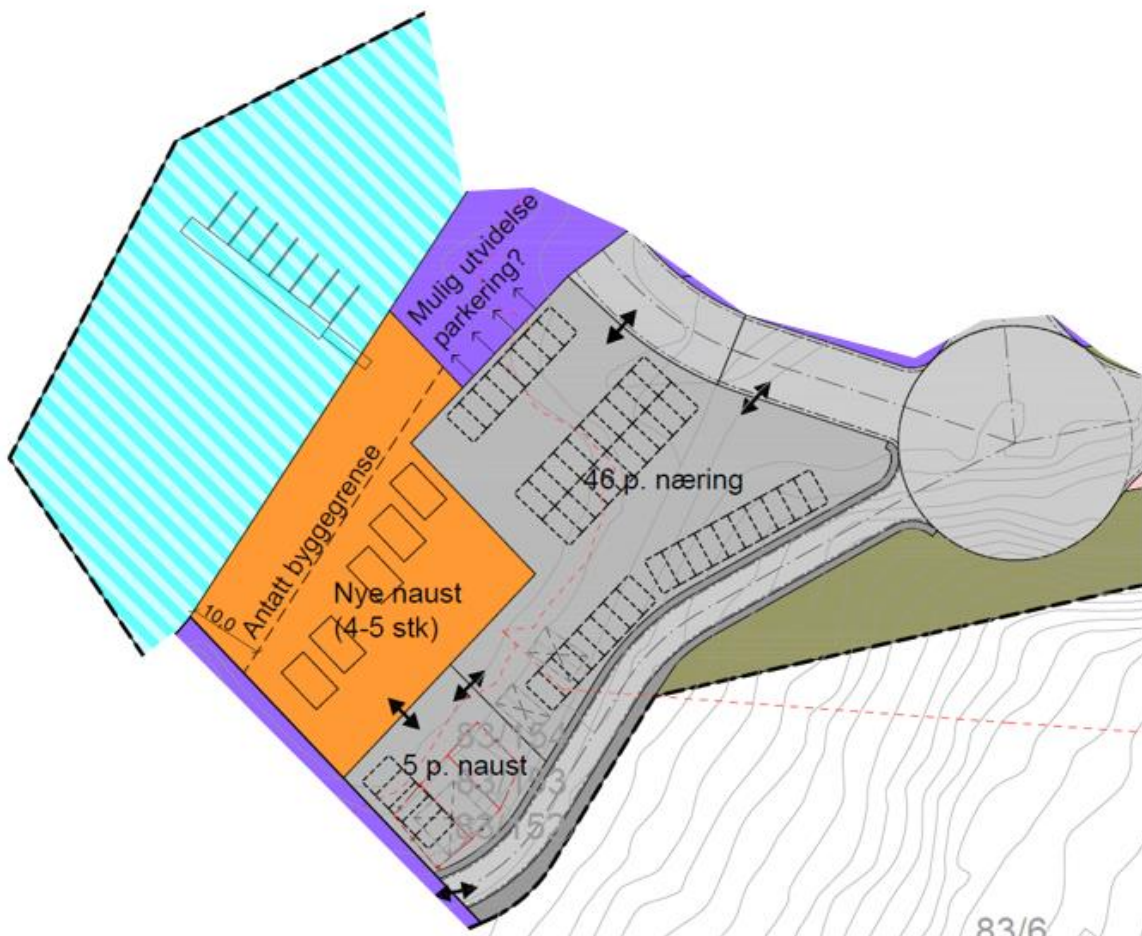
5.6 Naust

Eksisterende naust planlegges revet og det er planlagt bygget 4-5 nye naust på den fyllingen. Utenfor naustene planlegges det anlagt flytebrygger. Totalt %-BYA for området er satt til 30%.

For byggehøyde og utforming av naustene er kommuneplanens bestemmelser videreført. Dette innebærer:

- Maks tillatt BYA pr. naust: 40 m²
- Maks tillatt møne: 4,5 meter målt fra gjennomsnittlig planert terreng
- Maks bredde pr. naust: 5 m regnet fra utvendig kledning
- Takvinkel skal ligge mellom 30-35 grader.
- Naust skal ikke innredes med rom for varig opphold/overnatting

I plankartet er det lagt inn linjer for eiendomsgrenser som skal oppheves rundt eksisterende nausttomter. Det er igangsatt prosess med fradeling av nye tomter for de planlagte naustene.



Figur 21. Utsnitt fra illustrasjonsplan, område for naust og parkering.

5.7 Tilpasning av regulert vei og snuhammer

Som en del av reguleringsplanen ønsker man å rydde opp i eldre regulering slik at etablering av den nye Straumøyveien kan gjennomføres i tråd med intensjonen i gjeldende reguleringsplan fra 1998. Dette innebærer at den regulerte snuhammeren fra gjeldende reguleringsplan må flyttes og tilpasses det nyoppførte administrasjons- og lagerbygget tilknyttet oppdrettsvirksomheten.

I gjeldende reguleringsplan er veien regulert med 9 m totalbredde (3,5 m kjørebane + 1 m vegskulder). Dette er brukt som utgangspunkt også for den nye veien og snuhammeren, men veien er utformet iht. ny håndbok og det er lagt til breddeutvidelse i svingen og inn mot snuhammeren slik at det er tilstrekkelig areal for store kjøretøy (vogntog). På begge sider av veien er det regulert annen veggrunn som kan benyttes til fyllinger og skjæringer (mm).

For å sikre god terrengtilpasning og tilpasning til tilgrensende plan, legges det inn bestemmelse om at formålsgrensene tilknyttet vegformål tillates justert i byggesak.

Etter ønske fra Fauske kommune er det regulert inn gang-/sykkelvei på sørøstsiden av veien. Det stilles krav om belysning langs veien.

5.8 Tilknytning til teknisk infrastruktur

Området er tilrettelagt med teknisk infrastruktur (EL/VA) med tilstrekkelig kapasitet for gjennomføring av tiltaket. Det er ikke tilrettelagt eller planlagt alternativ energiforsyning til området.

Ved framtidig behov for trafo, skal plassering, areal og tilgjengelighet avklares med nettleverandør (Indre Salten energi).

5.9 Planlagte offentlige anlegg

Planlagt, ny vei/omleggingen av Straumøyveien, samt ny gang- og sykkelvei til området vil bli offentlig, kommunal vei.

5.10 Universell utforming

Krav til universell utforming vil ivaretas i henhold til krav i teknisk forskrift.

5.11 Radon

Statens stråleverns grenseverdier for radium og uran i tilkjørte masser er innarbeidet i planbestemmelsene. Hensikten er å sikre at radon i inneluft ikke overskrider anbefalte grenseverdier dersom massene legges over bygningens radonsperre.

Konsentrasjon av radium (Ra-226) i massene skal ikke overskride 150 Bq/kg (becquerel per kilogram). For pukkl tilsvarende dette 12 ppm uran (parts per million). Dette skal dokumenteres i byggesøknad.

5.12 Havnivåstigning og flom

Ifølge Kartverket er årlig landheving i Fauske 4,1 mm. Lavvann med 20 års gjentaksintervall er fastsatt til 1,49 meter under 0-punkt for NN2000 i Fauske. Med 200-års returperiode er havnivåendringen 238 cm og for 20-års returperiode er havnivåendringen 216 cm over NN2000 ifølge DSB (2016).

Kartutsnittet under viser at eksisterende bebyggelse og omkringliggende områder antas å bli oversvømt ved inntreff av 1000-årsflom i 2090.



Figur 22. Oversvømte områder ves inntreff av 1000- års flom i 2090. sehavnivå.no (Kartverket)

I kommuneplanens arealdel er kote 2,0 angitt som laveste høyde for overflate gulv (NN1954). Angivelsen er ikke medregnet bølgepåvirkning. Det er ikke gjennomført bølgeberegninger som en del av reguleringsplanprosessen, men geografisk sett har området har en skjermet beliggenhet og ligger i le fra de største bølgepåvirkningene (jf. oversiktskart, figur 4). For å sikre at ny bebyggelse unngår oversvømmelse og skade som følge av klima og havnivåstigning er kt. +3,40 satt som minste høyde for overflate gulv på nye bygg. Ved nærmere beregnet anbefaling/vurdering kan denne grensen endres.

Bestemmelsen om minste høyde for overflate gulv har ikke tilbakevirkende kraft for eksisterende/eldre bebyggelse i planområdet.

5.13 Risiko- og sårbarhet

Emne	Forhold eller uønsket hendelse	Vurdering/tiltak	
		Nei	Merknad
Naturgitte forhold	Er området utsatt for snø- eller steinskred?		Merket på aktsomhetskart, men vurderes som lite sannsynlig/liten risiko. Jf. kap 4.10
	Er området geoteknisk ustabil/er det fare for utglidning?		Utfylling i sjø. Jf. kap 5.3
	Er området utsatt for springflo/flom i sjø/vann?		Bestemmelse om minste gulvhøyde legges til grunn, jf. 4.11.
	Er området utsatt for flom i elv eller bekk/ lukket bekk?	x	
	Er det radon i grunnen?		Det er ikke gjennomført målinger. Ifølge NGIs kartlegging er nivået moderat til lav/usikker i dette området. Det er lovpålagt krav om radonsperre i alle nye bygninger

			hvor det oppholder seg mennesker. Grenseverdier for radium og uran i tilkørte masser sikres i bestemmelsene.
	Annet (spesifiser)?	x	
Infrastruktur	Vil utilsiktede/ukontrollerte hendelser som kan inntreffe på nærliggende transportårer, utgjøre en risiko for området?		Ingen spesielle risikoer
	<ul style="list-style-type: none"> Hendelser på veg 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Hendelser på jernbane 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Hendelser på sjø/vann/elv 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Hendelser i luften 	x	
	Vil utilsiktede/ukontrollerte hendelser som kan inntreffe på nærliggende virksomheter (industriforetak etc.) utgjøre en risiko for området?		Ingen spesielle risikoer
	<ul style="list-style-type: none"> Utslipp av giftige gasser/væsker 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Utslipp av eksplosjonsfarlig/brennbare væsker/gasser 	x	
	Medfører bortfall av tilgang på følgende tjenester spesielle ulemper for området?		Ingen spesielle ulemper
	<ul style="list-style-type: none"> Elektrisitet 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Teletjenester 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Vannforsyning 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Renovasjon/spillvann 	x	
	Dersom det går høyspentlinjer ved/gjennom området:		Ingen høyspentledninger i dette området
<ul style="list-style-type: none"> Påvirkes området av magnetiske felt fra kraftlinjer? 	x		
<ul style="list-style-type: none"> Er det spesiell klatrefare i forbindelse med master? 	x		
Er det spesielle farer forbundet med bruk av transportnett for gående, syklende og kjørende innenfor området?		Det er ikke etablert fortau langs Straumørveien og veien trafikkeres i hovedsak av industrikjøretøy. Veien er imidlertid en blindvei og har relativt få	

			trafikkerende til fots og med sykkel.
	<ul style="list-style-type: none"> Til skole/barnehage 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Til nærmiljøanlegg (idrett etc.) 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Til forretning 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Til busstopp 	x	
	Brannberedskap		
	<ul style="list-style-type: none"> Omfatter området spesielt farlige anlegg? 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Har området tilstrekkelig brannvannforsyning (mengde og trykk)? 		Tilstrekkelig brannvannforsyning må dokumenteres i byggesaken.
	<ul style="list-style-type: none"> Har området bare en mulig adkomstrute for brannbil? 		Ja, og Strømøyerveien er en blindvei, men også tilgang fra sjø.
Tidligere bruk	Er området påvirket/forurenset fra tidligere virksomhet?		Det er påvist forurensning i området hvor det planlegges utfylling, jf 5.4.
	<ul style="list-style-type: none"> Gruver: åpne sjakter, steintipper etc. 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Militære anlegg: fjellanlegg, piggtrådsperringer etc. 	x	
	<ul style="list-style-type: none"> Industrivirksomhet, herunder avfallsdeponering 		Eksisterende virksomhet kan være årsak til forurensning. Ved mistanke om forurenset grunn, skal nødvendige undersøkelser utføres før gravearbeider kan starte.
	<ul style="list-style-type: none"> Annet (spesifiser) 		Naust med båter.
Omgivelser	Er det regulerte vannmagasiner i nærheten, med spesiell fare for usikker is?	x	
	Finnes det naturlige terrengformasjoner som utgjør spesiell fare (stup etc.)?	x	
	Annet (spesifiser)	x	
Ulovlig virksomhet	Sabotasje og terrorhandlinger		Lite aktuelt/liten risiko.
	<ul style="list-style-type: none"> Er tiltaket i seg selv et sabotasje-/terrormål? 	x	

	<ul style="list-style-type: none">• Finnes det potensielle sabotasje-/terrormål i nærheten?	x	
--	---	---	--

6 Virkninger/konsekvenser av planforslaget

6.1 Overordnede planer og føringer

Ny reguleringsplan er i hovedsak i tråd med kommuneplanens arealdel og kommunedelplan for Skjerstadjorden.

I kommunedelplan for Skjerstadjorden er sjøområdene avsatt til *akvakultur, ferdsel, friluftsliv og småbåthavn*. Formålene videreføres i reguleringsplanen, i tillegg til at det åpnes for naust med tilhørende flytebrygge og småbåtanlegg. Det vurderes ikke å være noen negative konsekvenser knyttet til disse endringene i arealbruken fra overordnet plan til reguleringsplanen ettersom dette er bruk som allerede eksisterer på området i dag.

6.2 Naturverdi, vurdering etter Naturmangfoldloven kap. II

Planområdet ligger i et område som allerede er sterkt preget av menneskelig aktivitet, næringsvirksomhet, trafikk, infrastruktur og generelt mye aktivitet. Det er registrert naturverdi knyttet til sjøarealene hvor det planlegges utfylling (jf. 4.4). Naturverdiene vurderes i hovedsak å angå de dypere og mer sentrale delene av Skjerstadjorden, men utfyllingen kan likevel medføre spredning av partikler som kan gi direkte konsekvens for fisk dersom den ikke skjer forsvarlig.

I den grad det ikke foreligger tilstrekkelig kunnskap (vurdering etter Naturmangfoldloven § 8), sier Naturmangfoldloven § 9 at føre-var-prinsippet gjelder. I dette saken er det ikke gjennomført befarings eller prøvetaking for å avdekke eventuelle ukjente naturverdier og all vurdering er basert på eksisterende registreringer og kunnskap. Den direkte konsekvensen av tiltaket er ikke mulig å fastslå på nåværende tidspunkt, og i slikt tilfelle sier føre- var-prinsippet at det skal *tas sikte på å unngå mulig vesentlig skade på naturmangfoldet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate tiltak.*

For å sikre at utfyllingen ikke vil gi vesentlig skade på naturmangfoldet, knyttes det flere bestemmelser til utfyllingen, blant annet at den skal gjøres så skånsomt som mulig og at den skal legges til et tidspunkt hvor konsekvensene for marint liv blir minst mulig, fortrinnsvis høst og tidlig vinter. Formuleringen *så skånsomt som mulig* gir ikke en ensbetydende forklaring på hvordan tiltaket skal gjennomføres, men gir en pekepinn på hvordan man skal planlegge for- og gjennomføre utfyllingen. Dette støtter opp under Naturmangfoldlovens § 6 (generell aktsomhetsplikt). Bestemmelsen gir videre rom for at vurderingen først kan komme når kunnskapsgrunnlaget er tilstrekkelig, med hensikt om å sikre den helhetlige, beste løsningen for naturmangfoldet. Dette er en vurdering som ikke foreligger på nåværende tidspunkt og som også er naturlig å ta senere i prosessen.

Fyllingen planlegges lagt ut med sprenge bergmasser av relativt stor stein for å begrense finstoff og subus mest mulig (partikkelspredning), i tillegg til etablering med sjeté. Søknad om utfylling i sjø skal inneholde avbøtende miljøtiltak (herunder tiltak for å forhindre partikkelspredning) og ved gjennomføring av utfyllingen skal avbøtende tiltak gjennomføres. Massene som skal benyttes til utfylling skal være rene. Før utfylling i sjø kan skje skal søknad sendes til Fylkesmannen for godkjenning. Det er Fylkesmannen som godkjenner søknaden for inngrep i sjøbunn og setter vilkår mot forurensing.

Basert på dette vurderer vi konsekvensene av utfyllingen å være begrenset. Med de betingelsene som er gitt vurderes den planlagte utfyllingen så langt det er mulig å ivareta naturverdiene på best mulig måte. Den samlede belastningen for økosystemet (§ 10) vurderes samlet sett å bli liten.

6.3 Forholdet til vannforskriftens kap. 2 - Miljøsmål

Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften) § 4 og § 6 omhandler miljøsmål for overflatevann (kystvann) og grunnvann.

For overflatevann gjelder følgende miljøsmål:

Tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V og miljøkvalitetsstandardene i vedlegg VIII. [...mv.]

Prøvetaking har vist at miljøtilstanden i Skjerstadjorden er god eller meget god (Tønnessen Busch et al, 2014). Det gjøres kontinuerlige målinger i Skjerstadjorden for å opprettholde et godt vannmiljø og overvåke miljøtilstanden. Vassdrags- og grunnvannstiltak behandles etter vannressursloven (lov om vassdrag og grunnvann) som skal sikre samfunnsmessig forsvarlig bruk og forvaltning av vassdrag og grunnvann.

I planen knyttes det bestemmelser til gjennomføring av tiltak i sjø med hensikt om å beskytte miljøtilstanden og livet i vann. Hensynet til kystvannets tilstand vurderes med dette å være ivaretatt i planen.

For grunnvann gjelder følgende miljøsmål:

Tilstanden i grunnvann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes og balansen mellom uttak og nydannelse sikres med sikte på at vannforekomstene minst skal ha god kjemisk og kvantitativ tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V, jf. terskel- og vendepunktverdiene gitt i vedlegg IX. [...mv.]

NVE er ansvarlig myndighet for tiltak knyttet til grunnvann og grunnvannsinteresser og har vurdert risikoen for konflikt liten så fremst det ikke er planlagt dyptgående tiltak i grunnen som vil kunne påvirke grunnvannsnivået. For å sikre at dette ivaretas er bestemmelse om dette tatt med i planen. Hensynet med tanke på å sikre grunnvann mot forringelse anses med dette å være ivaretatt.

§ 12 Ny aktivitet eller nye inngrep

Forskriftens § 12 omhandler gjennomføring av ny aktivitet eller nye inngrep i en vannforekomst på tross av at miljøsmål i §§ 4- 7 ikke nås eller at tilstanden forringes.

De planlagte tiltakene i sjø er av slik størrelse og omfang at vi vurderer det som liten sannsynlighet for at tiltaket vil medføre svekket vannkvalitet eller på annen måte forringelse av vannkvaliteten.

6.4 Landskap

De landskapsmessige virkningene av utfyllingen i bukta og eventuelle framtidige nye bygg vurderes å være små til tross for at det legges til rette for økning av byggehøydene og utnyttelsesgrad innenfor hele planområdet.

I forhold til innsyn og utsikt til området, vurderes økt byggehøyde å gi små konsekvenser for omgivelsene. Nærmeste nabobebyggelse består av 4-5 eneboliger som ligger øst for planområdet ved E6. Nærmeste bolig ligger omtrent 87 meter i luftlinje fra planområdet ca. på kote 20 (møne på 26,6). De øvrige boligene ligger i økende avstand østover med bebyggelse ca. fra kote 33 til kote 46 (møne fra ca. kote 39 til 52). Det er i tillegg tett vegetasjon i området mellom E6 til næringsområdet, noe som betyr at få eller ingen har direkte innsyn til planområdet fra sin bolig.

Planområdet ligger også godt skjermet i omgivelsene og utenfor viktige ferdselsårer og knutepunkter for trafikk. Området ligger på enden av et felt med relativt tung næringsbebyggelse og det er ingen nærliggende interesser som antas å påvirkes nevneverdig av økt byggehøyde. Avstanden til Fauske

sentrum og sentrale byområder er også så stor at utsikten vil oppleves uforandret sett i fra nord og nordvest. Det vil ikke bli silhuettvirkning i landskapet da det går bratt opp mot Straumnakken og Høgekrytja sør og øst for planområdet.

Store deler av omkringliggende næringsarealer i Skysselvika består av utfylte sjøarealer. Planlagte utfylling vurderes derfor å gi liten innvirkning på landskapsvirkningen. Skysselvika ligger ellers godt skjermet i forhold til terreng og med god avstand til boliger etc. Hensynet til omgivelsene vurderes å være ivaretatt.

Det stilles for øvrig krav i bestemmelsene til at det skal tas hensyn til det visuelle inntrykket av området sett i fra innseilingen til Fauske med tanke på valg av arkitektonisk utforming, farger og material.

6.5 Trafikale forhold

Planforslaget innebærer en justering av plassering og endret utforming for planlagt snuhammer i forbindelse med omlegging og etablering av ny vei/Straumøyerveien til Skysselvika. Tilpasningen som er gjort i reguleringsplanen gjør at veien og snuhammeren kan etableres i tråd med intensjonen i gjeldende reguleringsplan fra 1998. Etter ønske fra Fauske kommune er det i tillegg lagt inn gang-/sykkelvei på sørøstsiden.

6.6 Risiko og sårbarhet

Temaer som er beskrevet i risiko- og sårbarhetsskjemaet (jf. 5.11) anses å være tilstrekkelig ivaretatt i planforslaget.

6.7 Rekreasjonsverdi

Ingen konsekvens (jf.4.6).

6.8 Bomiljø

Tiltaket vurderes ikke å gi noen negative virkninger på bomiljø.

6.9 Barns interesser

Området er lite tilgjengelig for barn i dag og vurderes å ha få kvaliteter som kan ha innvirkning for barns interesser. Gjennomføring av tiltaket/planforslaget vurderes ikke å gi noen innvirkning på barns interesser.

6.10 Økonomiske konsekvenser for kommunen

Planlagt, ny vei/omleggingen av Straumøyerveien vil bli offentlig (kommunal) vei som vil etableres og driftes av kommunen. Fauske kommune vil også få positive virkninger ved å tilrettelegge for næringsutvikling med tanke på økte skatteinntekter.

6.11 Interesse motsetninger

Det har ikke framkommet noen interesse motsetninger i forbindelse med planprosessen.

6.12 Avveininger av virkninger

Å styrke næringsvirksomhetens muligheter i forhold til fremtidig utvikling og behov for areal vil være et vesentlig løft for virksomheten. I tillegg vurderes beliggenheten i forhold til landskapet og avstand til nærliggende boliger å åpne for økt utnyttelsesgrad og byggehøyder uten at dette vil gi noen negative konsekvenser for naboer eller andre interesser. Økt arealtetthet i dette området vurderes også positivt i et bærekraftsperspektiv med tanke på å støtte opp under statlige anbefalinger om fortetting og samordnet areal- og transportplanlegging.

Med grunnlag i de vurderingene som er presentert i planbeskrivelsen vurderes planforslaget samlet sett å medføre liten konsekvens for miljø og samfunn, forutsatt at det tas hensyn til de marine verdiene med tanke på avbøtende tiltak i forbindelse med planlagt utfylling i sjø.

Rapport etter prøvetaking sedimenter i Skysselfvika, Fauske kommune.



Utarbeidet av	Godkjent av	Dato
Kjetil Østbø/ Dordi Sneffjellå		29.03.2019
	Sture Pettersen	

Bakgrunn og formål:

Østbø as ble engasjert av Moldjord Bygg og Anlegg as til å ta sedimentprøver av et areal i forbindelse utfylling i sjø ved Staumørveien 28, g.nr 83, br.nr 142, i Fauske kommune.(Skysselvika)

Formålet med prøvetakingen var å få konstatert om massene i det arealet som skal utfylles er forurenset, og få massene klassifisert i tilstandsklasse etter grad av forurensning.

Prøvetakingen:

Arealet på det området som er prøvetatt er ca 2000 m².

Det ble ved hjelp av gravemaskin tatt ut 6 stk sediment prøver.

Antall prøver og analyse parametere er håndtert i henhold til Miljødirektoratets veileder M 350, Vedlegg VII. Sediment prøvene ble tatt ut av det øverste sediment laget, ca 0 – 20 cm.

Prøvene ble levert til Labora i Bodø 19.mars. Det ble analysert etter «sediment pakke basis» som dekker det som det var sannsynlig kan finnes av forurensning i området. Det ble i tillegg analysert etter Alifater.

Analyseresultater ble mottatt 28.03.2019. Se vedlegg 4- tabell med sammenstilling av analyseresultater.

Om tilstandsklassene:

Vi har brukt tilstandsklassene definert i Miljødirektoratets veileder M-608-2016 "Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota" for å klassifisere graden av forurensning i massene.

De nye grenseverdiene og klassegrensene erstatter Miljødirektoratets grenseverdier og klassegrenser i klassifiseringsveilederne TA-2229/2007 og TA-1467/1997 (Veiledere for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Figur: Klassifiseringssystem for vann og sediment. 1) AF: sikkerhetsfaktor

I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet i vannsøylen og sedimentene. Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer.

Vurdering av kjemisk tilstand – basert på prøver i sediment

Dersom grenseverdier for kjemisk tilstand i sedimentet overskrides, bør det gjennomføres en risikovurdering av sedimentet for å vurdere om sedimentet utgjør en risiko for menneske og miljø og spredning til omgivelsene, før tiltak vurderes. Prøvetaking og risikovurdering skal gjennomføres som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment benyttes (M-409|2015).

Konklusjon:

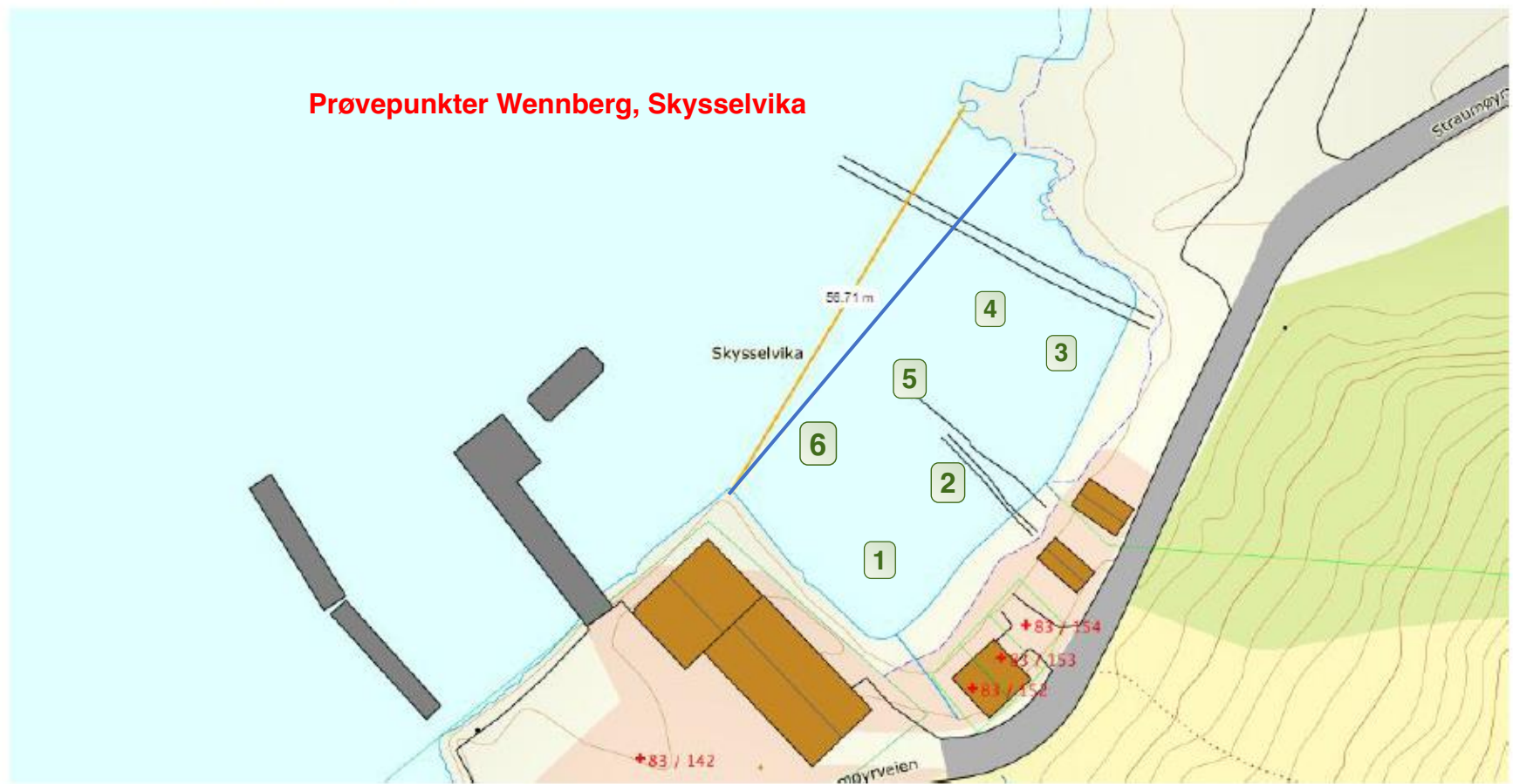
Alle 6 prøvene viser høye verdier for **TBT** (Tributylinnkation) og er i tilstandsklasse 5, Svært dårlig. TBT kommer mest sannsynlig fra bunnsføring av båter og fra impregnerte garn/nøter.

Vedlegg:



1. Situasjonsplan
2. Skisse med prøvepunkter
3. Bilder
4. Oversikt analyseresultater med tilstandsklasser
5. Analyserapporter
6. Miljødirektoratets veileder M-350 – Håndtering av sedimenter
7. Miljødirektoratets veileder M-409/2015 Risikovurdering av forurenset sediment





Figur 1: Omtrentlig avgrensning av område for utfylling i sjøen.



Figur 1: Omtrentlig avgrensning av område for utfylling i sjøen.

Sted	Beskrivelse	Bilde
Skysselvika	<p data-bbox="427 424 770 451">Bilde tatt av vika 19.03.2019</p> <p data-bbox="369 501 831 528">Alle prøvene viser høye verdier av TBT</p>	
Skysselvika	<p data-bbox="555 1086 651 1114">Prøve 1</p>	

Skysseivika	Prøve 2	 A photograph showing a large excavator bucket filled with dark, silty sediment. The bucket is positioned on a rocky and shell-strewn shore. In the background, there is a body of water, industrial buildings, and a bridge structure under an overcast sky.
Skysseivika	Prøve 3	 A close-up photograph of an excavator bucket containing a sample of dark, silty sediment. The bucket is resting on a rocky and shell-strewn shore. In the background, there is a red building and a white van.

Skysseivika	Prøve 4	 A yellow excavator bucket is shown in the water, having just lifted a sample. The bucket is dripping with water, and ripples are visible on the surface. In the background, there is a body of water, a pier, and snow-capped hills under a cloudy sky.
Skysseivika	Prøve 5	 A person wearing a high-visibility yellow and blue safety suit is standing on a rocky shore. They are looking into a large, rusted metal bucket that is being held by a red excavator. The bucket contains some sediment and water. In the background, there is a pier with several boats and a body of water.

Skysselvika	Prøve 6	
Skysselvika		

De nye grenseverdiene og klassegrensene erstatter Miljødirektoratets grenseverdier og klassegrenser i klassifiseringsveilederne TA-2229/2007 og TA-1467/1997 (Veiledere for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Figur: Klassifiseringssystem for vann og sediment. 1) AF: sikkerhetsfaktor

I klassifiseringssystemet representerer klassegrensene en forventet økende grad av skade på organismsamfunnet i vannsøylen og sedimentene. Grensene er basert på tilgjengelig informasjon fra laboratorietester, risikovurderinger og dossierer om akutt og kronisk toksisitet på organismer.

From: ALS Laboratory Group Norway AS, Drammensveien 264, N-0283 Oslo. Tlf. +47 2213 1800. Email: info.on@alsglobal.com

To: LABORA AS Ref: Svein Harald Hammer [kos@ostbo.no;svein@labora.no;kari@labora.no;dsn@ostbo.no]

Program: SEDIMENT

Ordernumber: N1904587 (K19/61; .)

Report created: 2019-03-26 by Sabra.Hashimi

ELEMENT	SAMPLE	LAB19- 81541-1 Sediment	LAB19- 81541-1. Sediment	LAB19- 81541-2 Sediment	LAB19- 81541-2. Sediment	LAB19- 81541-3 Sediment	LAB19- 81541-3. Sediment	LAB19- 81541-4 Sediment	LAB19- 81541-4. Sediment	LAB19- 81541-5 Sediment	LAB19- 81541-5. Sediment	LAB19- 81541-6 Sediment	LAB19- 81541-6. Sediment
Sedimentpakke-basis CZ	-	*****		*****		*****		*****		*****		*****	
Tørrstoff (E)	%	80,7	80,7	80,7	80,7	80,3	80,3	79,3	79,3	82,3	82,3	76,4	76,4
Vanninnhold	%	19,3		19,3		19,6		20,7		17,7		23,5	
Kornstørrelse >63 µm	%	96		87,9		98,2		95,2		99,1		98,6	
Kornstørrelse <2 µm	%	0,2		0,1		<0.1		0,2		<0.1		<0.1	
Kornfordeling	se vedl.	*****		*****		*****		*****		*****		*****	
TOC	% TS	0,24		0,23		2,53		0,15		0,12		0,12	
Naftalen	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Acenaftylene	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Acenaften	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Fluoren	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Fenantren	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Antracen	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Fluoranten	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Pyren	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Benso(a)antracen^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Krysen^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Benso(b)fluoranten^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Benso(k)fluoranten^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Benso(a)pyren^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Dibenso(ah)antracen^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Indeno(123cd)pyren^	µg/kg TS	<10		<10		<10		<10		<10		<10	
Sum PAH-16	µg/kg TS	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Sum PAH carcinogene^	µg/kg TS	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
PCB 28	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 52	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 101	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 118	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 138	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 153	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
PCB 180	µg/kg TS	<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70		<0.70	
Sum PCB-7	µg/kg TS	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
As (Arsen)	mg/kg TS	0,9		0,83		0,93		<0.50		0,71		1,61	

ELEMENT	SAMPLE	LAB19- 81541-1 Sediment	LAB19- 81541-1. Sediment	LAB19- 81541-2 Sediment	LAB19- 81541-2. Sediment	LAB19- 81541-3 Sediment	LAB19- 81541-3. Sediment	LAB19- 81541-4 Sediment	LAB19- 81541-4. Sediment	LAB19- 81541-5 Sediment	LAB19- 81541-5. Sediment	LAB19- 81541-6 Sediment	LAB19- 81541-6. Sediment
Pb (Bly)	mg/kg TS	3		2,2		1,3		1,4		2,1		3,2	
Cu (Kopper)	mg/kg TS	14		16,3		4,93		11,8		16,7		14,6	
Cr (Krom)	mg/kg TS	5,58		4,99		4,92		3,88		4,08		3,68	
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	<0.10		<0.10		<0.10		<0.10		<0.10		<0.10	
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0.20		<0.20		<0.20		<0.20		<0.20		<0.20	
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	6,8		5,4		5,9		8,1		8,3		7,7	
Zn (Sink)	mg/kg TS	20,9		16,6		10,8		14,7		12,4		10,8	
Tørrstoff (L)	%	82,4		85,5		90,1		79		84,3		77,1	
Monobutyltinnkation	µg/kg TS	6,04		4,43		6,6		1,84		2,07		3,98	
Dibutyltinnkation	µg/kg TS	4,2		6,53		6,61		2,05		1,13		2,79	
Tributyltinnkation	µg/kg TS	18,6		29,7		37,4		3,97		2,26		5,22	
Alifater >C5-C6	mg/kg TS		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00
Alifater >C6-C8	mg/kg TS		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00		<7.00
Alifater >C8-C10	mg/kg TS		<5.0		<5.0		<5.0		<5.0		<5.0		<5.0
Alifater >C10-C12	mg/kg TS		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0
Alifater >C12-C16	mg/kg TS		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0		<3.0
Alifater >C16-C35	mg/kg TS		16,7		10,4		<10.0		<10.0		<10.0		10,5
Sum alifater >C12-C35	mg/kg TS		17		10		n.d.		n.d.		n.d.		11
Sum alifater >C5-C35	mg/kg TS		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.

Please note: This report is preliminary and does not contain all relevant information.
For the definitive and complete reporting of the results, reference is made to the
corresponding signed final report from ALS Laboratory Group Norway AS

Analyses that are not ready yet are shown as "*****".
Analyses that are not measured are shown as " ".

Østbø AS
Bodø
Postboks 1447
8038 BODØ

PRØVINGSRAPPORT

ID: LAB19-81541

ver 1

Dato: 27.03.2019

For analysesvar, se vedlagte prøvingsrapport fra underleverandør ALS Laboratory Group Norway AS.
ALS Laboratory Group Norway AS benytter seg av akkreditert underleverandør.

Se ALS rapport N1904587 datert 2019-03-26 med vedlegg.

Prøve ID: LAB19-81541-01

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 1

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

Prøve ID: LAB19-81541-02

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 2

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

Prøve ID: LAB19-81541-03

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 3

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

Prøve ID: LAB19-81541-04

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 4

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

Prøve ID: LAB19-81541-05

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 5

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

Prøve ID: LAB19-81541-06

Prøvemottak: 19.03.2019 10:54

Sediment, annet

Analyseperiode: 19.03.2019 - 27.03.2019

Prøveuttak 19.03.2019 10:53

Merking: Prøve 6

Parameter	Metode	Resultat	Enhet	Krav	Måleusikkerhet
Analyse utført av underleverandør	*) Intern	1	stk		< betyr: Mindre enn

*) Laboratoriet er IKKE akkreditert for denne analysen.

Ida Jørgensen

Ida Jørgensen

Avd. ingeniør, kjemi

Kopi til

Dordi Sneffjellå (dsn@ostbo.no)

Kjetil Østbø (kos@ostbo.no)

Analyseresultatene gjelder for analyser av de angitte prøver i den stand de ble mottatt av Labora AS.
Måleusikkerhet for mikrobiologiske analyser fås oppgitt ved henvendelse til laboratoriet.
Prøvetaking er ikke omfattet av akkrediteringen.
Rapporten skal ikke kopieres i ufullstendig form, uten skriftlig godkjenning fra Labora AS.



Mottatt dato 2019-03-20
 Utstedt 2019-03-26

LABORA AS
 Svein Harald Hammer

Klinkerveien 8
 8006 Bodø
 Norway

Prosjekt .
 Bestnr K19/61

Analyse av sediment

Deres prøvenavn	LAB19-81541-1 Sediment					
Labnummer	N00646408					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEL
Tørrestoff (E) ^{a ulev}	80.7	4.87	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	19.3	1.19	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	96.0	9.6	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	0.2	0.02	%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	0.24	0.08	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftylen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren [^] ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene [^] *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-1					
	Sediment					
Labnummer	N00646408					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sum PCB-7*	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	0.90	0.18	mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	3.0	0.6	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	14.0	2.80	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	5.58	1.12	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	6.8	1.4	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	20.9	4.2	mg/kg TS	2	2	SAHM
Tørstoff (L) ^{a ulev}	82.4		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	6.04	2.39	µg/kg TS	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	4.20	1.67	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	18.6	5.9	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tørstoff (E) ^{a ulev}	80.7	4.87	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	16.7		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35*	17		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35*	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-2 Sediment					
Labnummer	N00646409					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEL
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	80.7	4.87	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	19.3	1.19	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	87.9	8.8	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	0.1	0.01	%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	0.23	0.08	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftylen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene ^A *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PCB-7 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	0.83	0.17	mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	2.2	0.4	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	16.3	3.27	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	4.99	1.00	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	5.4	1.1	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	16.6	3.3	mg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-2 Sediment					
Labnummer	N00646409					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) ^{a ulev}	85.5		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	4.43	1.75	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	6.53	2.58	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	29.7	9.5	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	80.7	4.87	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	10.4		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35 [*]	10		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-3 Sediment					
Labnummer	N00646410					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEL
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	80.3	4.85	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	19.6	1.21	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	98.2	9.8	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	<0.1		%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	2.53	0.51	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene ^A *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PCB-7 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	0.93	0.18	mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	1.3	0.3	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	4.93	0.99	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	4.92	0.98	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	5.9	1.2	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	10.8	2.2	mg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-3 Sediment					
Labnummer	N00646410					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) ^{a ulev}	90.1		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	6.60	2.60	µg/kg TS	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	6.61	2.61	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	37.4	11.9	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	80.3	4.85	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	<10.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-4 Sediment					
Labnummer	N00646411					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEI
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	79.3	4.79	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	20.7	1.27	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	95.2	9.5	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	0.2	0.02	%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	0.15	0.07	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene ^A *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PCB-7 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	<0.50		mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	1.4	0.3	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	11.8	2.37	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	3.88	0.78	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	8.1	1.6	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	14.7	2.9	mg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-4 Sediment					
Labnummer	N00646411					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) ^{a ulev}	79.0		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	1.84	0.73	µg/kg TS	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	2.05	0.85	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	3.97	1.26	µg/kg TS	3	T	SAHM
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	79.3	4.79	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	<10.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-5 Sediment					
Labnummer	N00646412					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEI
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	82.3	4.97	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	17.7	1.09	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	99.1	9.9	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	<0.1		%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	0.12	0.07	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene ^A *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PCB-7 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	0.71	0.14	mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	2.1	0.4	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	16.7	3.34	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	4.08	0.82	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	8.3	1.6	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	12.4	2.5	mg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-5 Sediment					
Labnummer	N00646412					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) ^{a ulev}	84.3		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	2.07	0.83	$\mu\text{g/kg TS}$	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	1.13	0.51	$\mu\text{g/kg TS}$	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	2.26	0.72	$\mu\text{g/kg TS}$	3	T	SAHM
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	82.3	4.97	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	<10.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-6 Sediment					
Labnummer	N00646413					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sedimentpakke-basis CZ *	-----		-	1	1	JAEL
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	76.4	4.62	%	2	2	SAHM
Vanninnhold ^{a ulev}	23.5	1.44	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse >63 µm ^{a ulev}	98.6	9.8	%	2	2	SAHM
Kornstørrelse <2 µm ^{a ulev}	<0.1		%	2	2	SAHM
Kornfordeling ^{a ulev}	-----		se vedl.	2	2	SAHM
TOC ^{a ulev}	0.12	0.07	% TS	2	2	SAHM
Naftalen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaftylen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Acenaften ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fenantren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Antracen ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Fluoranten ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Pyren ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Krysen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(b)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(k)fluoranten ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(a)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Dibenso(ah)antracen ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Benso(ghi)perylene ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Indeno(123cd)pyren ^A ^{a ulev}	<10		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH-16 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PAH carcinogene ^A *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 28 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 52 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 101 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 118 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 138 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 153 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
PCB 180 ^{a ulev}	<0.70		µg/kg TS	2	2	SAHM
Sum PCB-7 *	n.d.		µg/kg TS	2	2	SAHM
As (Arsen) ^{a ulev}	1.61	0.32	mg/kg TS	2	2	SAHM
Pb (Bly) ^{a ulev}	3.2	0.6	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cu (Kopper) ^{a ulev}	14.6	2.92	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cr (Krom) ^{a ulev}	3.68	0.74	mg/kg TS	2	2	SAHM
Cd (Kadmium) ^{a ulev}	<0.10		mg/kg TS	2	2	SAHM
Hg (Kvikksølv) ^{a ulev}	<0.20		mg/kg TS	2	2	SAHM
Ni (Nikkel) ^{a ulev}	7.7	1.5	mg/kg TS	2	2	SAHM
Zn (Sink) ^{a ulev}	10.8	2.2	mg/kg TS	2	2	SAHM



Deres prøvenavn	LAB19-81541-6 Sediment					
Labnummer	N00646413					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L) ^{a ulev}	77.1		%	3	3	SAHM
Monobutyltinnkation ^{a ulev}	3.98	1.57	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Dibutyltinnkation ^{a ulev}	2.79	1.12	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Tributyltinnkation ^{a ulev}	5.22	1.67	$\mu\text{g}/\text{kg}$ TS	3	T	SAHM
Tørrstoff (E) ^{a ulev}	76.4	4.62	%	4	2	SAHM
Alifater >C5-C6 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C6-C8 ^{a ulev}	<7.00		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C8-C10 ^{a ulev}	<5.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C10-C12 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C12-C16 ^{a ulev}	<3.0		mg/kg TS	4	2	SAHM
Alifater >C16-C35 ^{a ulev}	10.5		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C12-C35 [*]	11		mg/kg TS	4	2	SAHM
Sum alifater >C5-C35 [*]	n.d.		mg/kg TS	4	2	SAHM



"a" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert ved ALS Laboratory Group Norway AS.

"a ulev" etter parameternavn indikerer at analysen er utført akkreditert av underleverandør.

"*" etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Utførende laboratorium er oppgitt i tabell kalt Utf.

n.d. betyr ikke påvist.

n/a betyr ikke analyserbart.

< betyr mindre enn.

> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Pakkenavn «Sedimentpakke basis» Øvrig metodeinformasjon til de ulike analysene sees under
2	«Sediment basispakke» Risikovurdering av sediment Bestemmelse av vanninnhold og tørrstoff Metode: ISO 11465 Måleprinsipp: Tørrstoff bestemmes gravimetrisk og vanninnhold beregnes utfra målte verdier. Rapporteringsgrense: 0,10 % Måleusikkerhet: 5 % Bestemmelse av Kornfordeling (<63 µm, >63 µm og <2 µm) Metode: ISO 11277:2009 Måleprinsipp: Laserdiffraksjon Rapporteringsgrense: 0,10 % Bestemmelse av TOC Metode: ISO 10694, EN 13137, EN 15936 Måleprinsipp: Coulometrisk bestemmelse Rapporteringsgrense: 0,010 %TS Bestemmelse av polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH-16 Metode: EPA 429, EPA 1668, EPA 3550 Måleprinsipp: GC/MSD Rapporteringsgrenser: 10 µg/kg TS Måleusikkerhet: 30 % Bestemmelse av polyklorerte bifenyler, PCB-7 Metode: EPA 429, EPA 1668, EPA 3550 Måleprinsipp: GC/MSD Rapporteringsgrenser: 0,7 µg/kg TS Måleusikkerhet: 30 % Bestemmelse av metaller, M-1C Metode: EPA 200.7, ISO 11885, EPA 6010, SM 3120



Utf ¹	
	Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon
3	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Evaluation of measurement data – Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Måleusikkerhet skal være tilgjengelig for akkrediterte metoder. For visse analyser der dette ikke oppgis i rapporten, vil dette oppgis ved henvendelse til laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Resultatene gjelder bare de analyserte prøvene.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Kopi sendt til:

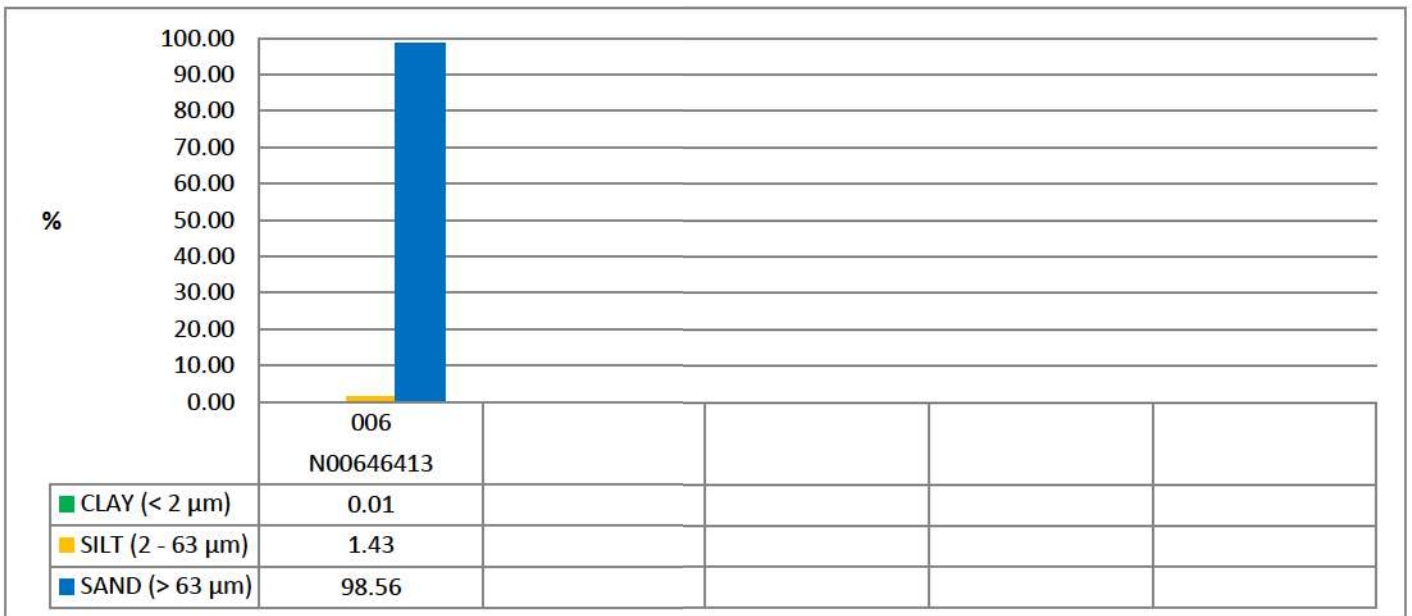
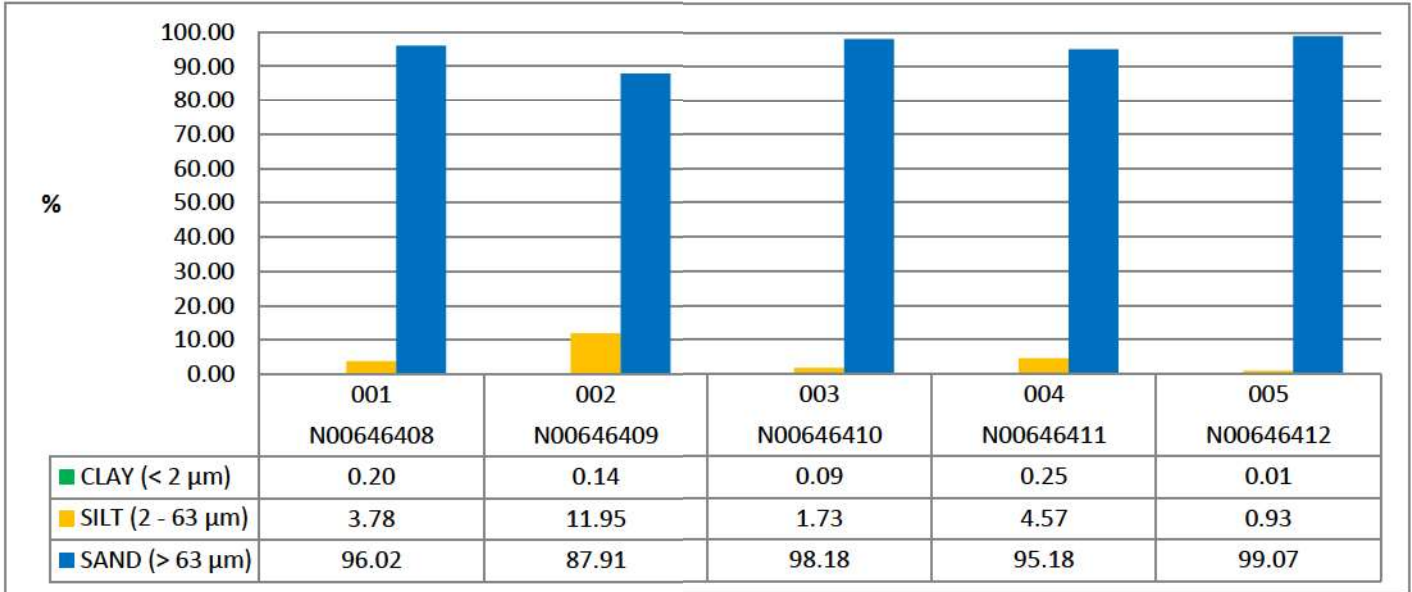
Kari Eidem, LABORA AS, N-8006 Bodø, Norway.

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Attachment no. 1 to the certificate of analysis for work order PR1926171

Results of soil texture analysis



Test method specification: CZ_SOP_D06_07_120 Grain size analysis using the wet sieve analysis using laser diffraction (fraction from 2 μm to 63 mm) Fraction > 0.063 mm determined by wet sieving method, other fractions determined from the fraction "< 0.063mm" by laser particle size analyzer using liquid dispersion mode. Fractions "Sand >63 μm", "Silt 2-63 μm" and "Clay <2 μm" evaluated from measured data.

The end of result part of the attachment the certificate of analysis

Veileder for håndtering av sediment – revidert 25.mai 2018



KOLOFON

Utførende institusjon

Miljødirektoratet med bistand fra Marianne Olsen, MARE/Fylkesmannen i Telemark

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Marianne Olsen, MARE/Fylkesmannen i Telemark

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Marianne Olsen

M-nummer

350

År

2015

Sidetall

103

Miljødirektoratets kontraktnummer

-

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Tittel - norsk og engelsk

Veileder for håndtering av sedimenter
Guidelines for handling of sediments

Sammendrag - summary

Miljødirektoratets veileder for håndtering av gir oversikt over hvordan sedimenttiltak bør planlegges, aktuelle tiltaksmetoder og gjeldende regelverk. Videre omfatter den nødvendig vurderingsgrunnlag og dokumentasjon i forbindelse med søknader.

Miljødirektoratet's guidelines for handling of sediments give an overview of how measures in sediments should be planned, appropriate remediation techniques and current regulations. The guidelines also include the necessary basis for assessment and documentation in connection with applications.

4 emneord

Forurensede sedimenter, Undersøkelse, Mudring, Tiltak

4 subject words

Contaminated sediments, Risk assessment, Dredging, Remediation

Forsidefoto

Ingvild Marthinsen, Miljødirektoratet

Innhold

Sammendrag.....	6
Del 1 - Kort oversikt.....	7
Endringer siden forrige versjon	7
Innledning.....	7
Veilederens inndeling.....	8
Tiltakets størrelse.....	9
Forurensningsgrad.....	9
Andre veiledere/faktaark.....	9
Saksgang.....	11
Del 2 - Gjennomgang av generell saksgang	14
Kapittel 1 - Problembeskrivelse.....	14
Forurensningssituasjonen	14
Formål og miljømål	14
Aktuelle tiltak og metoder	14
Naturforhold.....	14
Kulturminner	15
Planer eller aktiviteter i området	15
Virksomheter, naboer eller interessegrupper	15
Gjeldende regelverk og myndigheter	15
Kapittel 2 - Undersøkelser og risikovurdering	16
Kildekartlegging	17
Sedimentundersøkelser.....	17
Risikovurdering	18
Naturkartlegging.....	18
Undervannsstøy i forbindelse med tiltak i sedimenter, farledsutdyping og	18
anleggsaktivitet.....	18
Kapittel 3 - Tiltaksvurdering.....	19
Tiltaksbehov.....	19
Tiltaks mål.....	19
Tiltaksløsninger	20
Kapittel 4 - Søknad, tiltaksplan, tillatelse og pålegg.....	22
Søknadsplikt.....	22
Søknadens innhold	22
Søknadsbehandling og tillatelse	23
Vilkår for tillatelse	24
Pålegg om tiltaksplan.....	24

Kapittel 5 - Gjennomføring av tiltak og overvåking	25
Pålegg om tiltak	25
Overvåking av tiltak	25
Tilsyn/Kontroll	25
Kapittel 6 - Etterkontroll, sluttokumentasjon og rapportering	26
Etterkontroll	26
Sluttokumentasjon og rapportering	26
Kapittel 7 - Overvåking etter tiltak.....	28
Del 3 - Vedlegg I - IX - Fordypning i utvalgte tema	29
Vedlegg I - Lover og forskrifter	29
Innledning.....	29
Forurensningsloven.....	30
Forurensningsforskriften	35
Avfallsforskriften	36
Plan- og bygningslovens muligheter for regulering av tiltak i sjø	36
Naturmangfoldloven	38
Vannforskriften	40
Havne- og farvannsloven	40
Kulturminneloven	41
Vedlegg II - Miljømål	43
Nasjonale mål	44
Regionale mål	44
Lokale forvaltningsmål	45
Å fastsette lokale forvaltningsmål	46
Tiltaks mål.....	47
Tiltaks mål for forurensningssituasjonen ved store mudringsprosjekter	48
Tiltaks mål for forurensningssituasjonen ved tildekkingsprosjekter	49
Vedlegg III - Informasjon og medvirkning	50
Mål for medvirkning.....	50
Formelle krav til medvirkning.....	50
Interessenter	51
Behov for medvirkning	51
Råd for involvering og medvirkning	52
Råd for kommunikasjon	54
Vedlegg IV - Naturhensyn	56
Regelverk	56
Konsekvenser av sedimenttiltak	57
Sårbare marine naturtyper	57

Sårbare arter	58
Vedlegg V - Håndtering av kulturminner	60
Hva er kulturminner?	60
Regelverk og retningslinjer	60
Forvaltning av kulturminner	61
Mulige konflikter med sedimenttiltak	62
Funn av kulturminner	65
Referanser	65
Vedlegg VI - Tiltaks- og disponeringsløsninger	66
Tiltaksløsninger	66
Avbøtende tiltak	69
Disponeringsløsninger	70
Dumping i sjø eller vassdrag fra skip	70
Sjødeponering	72
Levering til lovlig avfallsanlegg	72
Nyttiggjøring (se også vedlegg I om Lover og forskrifter)	73
"Annen disponering"	73
Vurdering av tillatelse til disponering av masser på land	73
Vurdering av tillatelse til å disponere masser som utfylling i sjø	75
Særlig om bruk av sprengsteinmasser til utfylling i sjø	75
"Strandkantdeponi"	76
Kunstige sandstrender	78
Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking	80
Kildekartlegging	80
Kartlegging av forurensningssituasjonen	81
Sedimentprøvetaking og analyser	81
<i>Antall prøver</i>	82
<i>Blandprøver</i>	83
<i>Referansestasjoner</i>	83
<i>Undersøkelser ved små og mellomstore tiltak</i>	83
<i>Krav til prøvetaking ved mudring</i>	83
Klassifisering	85
Kartlegging av naturforhold	85
Overvåking	86
Miljøgiftbudsjett ved oppryddingstiltak	89
Etterkontroll og sluttokumentasjon - kontroll av resultatet av tiltak på kort sikt	90
Sluttokumentasjon - rapportering	91
Vedlegg VIII - Skjema for søknad om mudring, dumping og utfylling i sjø og vassdrag	93

Vedlegg IX -Informasjonskilder	97
Vedlegg X - Forurensningskilder	102
Vedlegg XI - Sjekkliste for arbeidet med opprydding i forurenset sjøbunn	105

Sammendrag

Denne veilederen er utarbeidet for myndigheter, tiltakshavere og konsulenter. Veilederen gjelder alle typer saker som berører sedimenter, både i sjø, vassdrag og innsjø. Veilederen presenterer saksgang, regelverk, utredningsbehov, planlegging, tiltaksgjennomføring og overvåking/kontroll før, under og etter tiltak i sedimentsaker. Den er inndelt i tre deler:

Del 1 gir en kort oversikt over saksgang og prosess i sedimentsaker.

Del 2 gir en kort omtale av hvert av trinnene i saksgangen.

Del 3 Vedlegg I-IX som gir fordypning i sentrale temaer omtalt i del 2.

Veilederen legger opp til at krav til dokumentasjon etc. ved behandling av sedimentsaker skal tilpasses omfanget av det aktuelle tiltaket. Det er lagt til grunn følgende størrelsesinndeling for tiltak, basert på areal og volum av sediment som berøres:

Tiltakets størrelse basert på volum og areal		
Kategori	Volum	Areal
Små tiltak	<500 m ³	<1000 m ²
Mellomstore tiltak	>500 m ³ og <50 000 m ³	>1000 m ² og <30 000 m ²
Store tiltak	>50 000 m ³	>30 000 m ²

Tiltak som berører sedimenter igangsettes enten av en tiltakshaver som ønsker å gjennomføre et tiltak (etter søknad) eller av forurensningsmyndigheten ved at det gis et pålegg om undersøkelser for å kartlegge behovet for eventuell opprydding av forurensning.

Den som ønsker å gjennomføre et tiltak som berører sedimenter må alltid først ta kontakt med kommunen for å avklare om gjeldende kommunale planer åpner for dette, samt for å få oversikt over foreliggende informasjon om forurensningssituasjonen, naturforhold på stedet og lignende. Fylkesmannen kan også gi opplysninger om forurensning og naturforhold, og svare på spørsmål om søknadsprosessen.

Ved de fleste store tiltak vil det være aktuelt å involvere berørte parter og andre interessenter. Planlegging av medvirkning og informasjon bør starte tidlig i prosessen.

Som hovedregel må det alltid gjøres undersøkelser av sedimentene i tiltaksområdet. I tillegg skal informasjon om naturforholdene på stedet alltid innhentes, og tiltakets betydning for naturforholdene på stedet skal vurderes.

For alle oppryddingstiltak i forurensede sedimenter må det defineres hva som er den konkrete målsettingen for tiltaket, både som langsiktig miljømål og konkret tiltaks mål. Miljødirektoratet anbefaler tilstandsklasse II som tiltaks mål ved opprydding i sedimenter i områder der vesentlige kilder til forurensning i sjø er sanert.

Overvåking/kontroll vil være aktuelt både under tiltak, som sluttkontroll for å vurdere om tiltaks mål er nådd, og i etterkant av tiltak for å vurdere effekten av tiltak på lang sikt. De prioriterte tiltaksplanområdene, listet opp i St.meld. nr. 14 (2006-2007) «Sammen for et giftfritt miljø», anses som ferdig oppryddet når den aktive tiltaksfasen med planlagte tiltak er over og tiltaks målene er nådd, forutsatt at også vesentlige spredningskilder på land er stanset eller redusert. Overvåking etter tiltak kan imidlertid føre til identifisering av nye oppryddingsbehov dersom det gjennomførte oppryddingstiltaket ikke bidrar som forventet til oppfyllelse av langsiktige miljømål.

Del 1 – Kort oversikt

Endringer siden forrige versjon

Denne utgaven av håndteringsveilederen er oppdatert på følgende temaer:

- **Avbøtende tiltak mot undervannsstøy fra aktiviteter som genererer mye støy med høy energi i forbindelse med sedimentarbeid, farledsutdyping og anleggsaktivitet i sjø.**
- **Håndtering av plast i sprengsteinmasser**

Ellers er det det er foretatt noen mindre endringer i selve veilederen, men det er først og fremst vedleggene som er revidert.

Følgende vedlegg er endret/revidert:

- **Vedlegg I - Lover og forskrifter.** Vedlegget er revidert mhp tema "håndtering av næringsavfall".
- **Vedlegg IV - Naturhensyn.** Ingen tematiske endringer. Teksten omkring tematikken er forsøkt spisset.
- **Vedlegg VI - Tiltaks - og disponeringsløsninger.** Vedlegget er oppdatert med noen justeringer i tekst under avsnitt om "tildekking", "avbøtende tiltak", "utfylling i sjø", "strandkantdeponi" og "etablering av kunstige sandstrender".
- **Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.** Vedlegget er oppdatert med noen justeringer i tekst om prøvetaking og analyser av forurenset overvann fra sandfangskummer, miljøgiftbudsjett og sluttrapport.
- **Vedlegg VIII Mal for søknadsskjema tiltak i sjø.** Malen er endret.
- **Vedlegg XI Sjekkliste for arbeidet med opprydding i forurenset sjøbunn.** Vedlegget er endret.

Innledning

Dette dokumentet, Veileder for håndtering av sediment (Håndteringsveilederen), gir veiledning ved planlegging av tiltak som omfatter sediment. Det gir oversikt over saksgang og regelverk, hvordan tiltak i sedimenter bør planlegges med hensyn på undersøkelser og overvåking, hvilke tiltaksmetoder som kan være aktuelle og hvordan forurensete sediment kan disponeres. Veilederen er utarbeidet for myndigheter, tiltakshavere og konsulenter. Veilederen gjelder alle sediment, og mye vil være likt enten det dreier seg om opprydding av forurenset sediment eller andre tiltak. I tillegg til saker om sediment i sjø, gjelder veilederen også for behandling av saker i vassdrag og innsjø. Veilederen har tre deler, hvor del 1 gir kort oversikt over saksgang og prosess forbundet med sedimentsaker, del 2 gir en kort omtale av hver av trinnene i saksgangen og del 3 omfatter vedlegg I-IX og gir fordypning i sentrale temaer i sedimentsaker. Det faglige grunnlaget for veilederen er blant annet en rekke fagrapporter, samt Miljødirektoratets øvrige veiledere for arbeid med sedimentsaker (se nedenfor). For ytterligere fordypning i et tema eller innsyn i bakgrunnsdokumentasjon bør man søke til de refererte kildene.

Vi presiserer at det i hver enkelt sak må gjøres en konkret vurdering og utøves skjønn fra myndighetenes med tanke på om tillatelse/pålegg skal gis og hvilke vilkår som skal stilles.

Mange steder langs kysten vår er sedimentene forurenset som følge av menneskelig virksomhet. En rekke ulike tiltak i sjø kan føre til at sedimenter virvles opp slik at forurensning spres. Svært ofte viser det seg at sedimentene er forurenset selv på steder der det ikke er noen åpenbare forurensningskilder i nærheten. Årsaken til dette er at forurensete partikler kan spres med vannstrømmer over store distanser. Oppvirvling av sedimenter kan dessuten føre til skade på naturverdier som følge av nedslamming, uavhengig av om partiklene er forurenset med miljøgifter eller ikke.

Opprydding av forurenset sjøbunn er et satsningsområde for myndighetene. I en rekke fjordområder er det utarbeidet fylkesvise tiltaksplaner for forurenset sjøbunn som oppfølging av Stortingsmelding 12 (2001-2002) «Rent og rikt hav». På bakgrunn av tiltaksplanene har regjeringen utarbeidet en handlingsplan for opprydding av forurenset sjøbunn i 17 prioriterte områder. Handlingsplanen er presentert i Stortingsmelding 14 (2006-2007) «Sammen om et giftfritt miljø». Oppryddingstiltak som gjennomføres som følge av handlingsplanen vil typisk foregå i tett samarbeid med forurensningsmyndighetene. Veilederen om håndtering av sediment skal være til hjelp ved oppfølging av områder der det er behov for å gjennomføre undersøkelser eller oppryddingstiltak. Den gjelder også håndtering av sedimenter i forbindelse med andre sedimentsaker, som for eksempel utfylling i sjø, mudring ved brygger, i havner, skipsleder og lignende.

Forskrift om rammer for vannforvaltning (vannforskriften) trådte i kraft i 2007 og regulerer EUs rammedirektiv for vann i norsk rett. Vann skal etter denne forskriften forvaltes som en helhet fra fjell til fjord, og det skal lages forvaltningsplaner for alle vannområder. Forvaltningsplanene skal beskrive hvordan miljømål om «god økologisk tilstand» og «god kjemisk tilstand» skal oppnås i alle vannforekomster. Tiltak rettet mot sedimenter vil kunne bidra til å oppfylle disse miljømålene, særlig når det gjelder kjemisk tilstand. Å gi unntak fra vannforskriftens miljømål kan være aktuelt i særlige tilfeller der nødvendige tiltak ikke er gjennomførbare, enten av hensyn til natur eller av tekniske grunner, eller fordi de er uforholdsmessig kostnadskrevenende.

Veilederens inndeling

Veilederen er inndelt i tre deler:

Del 1 gir en kort oversikt over [saksgang](#) og prosessen forbundet med sedimentsaker. Den kan fungere som en sjekklister for den som planlegger å gjennomføre et som berører sedimenter (tiltakshaver). Lenker vil ta leseren direkte til utdypende kapitler i Del 2.

Del 2 gir en utdypning av saksgangen i sedimentsaker, med en omtale av hvert trinn. Kapitlene følger den kronologiske rekkefølgen i saksgangen. Kapitlene omtaler Problembeskrivelse, Forundersøkelser og risikovurdering, Tiltaksvurdering, Søknad, tiltaksplan, tillatelse og pålegg, Gjennomføring av tiltak, og overvåking, Sluttkontroll og sluttrapport og Overvåking etter tiltak. Kapitlene omtaler [problembeskrivelse](#), [forundersøkelser og risikovurdering](#), [tiltaksvurdering](#), [søknad](#), [tiltaksplan](#), [tillatelse og pålegg](#), [gjennomføring av tiltak](#), [og overvåking](#), [sluttkontroll og sluttrapport](#) og [overvåking etter tiltak](#).

Del 3 består av vedlegg I-IX og gir fordypning av sentrale temaer i sedimentsaker, en mal for [søknadsskjema](#) om tiltak, samt oversikt over mulige [forurensningskilder](#) og nyttige

[informasjonskilder](#). Del 3 skal konsulteres både av den som fremskaffer dokumentasjon og utarbeider søknad om tiltak, og av den som behandler søknad om tillatelse til tiltak.

Tiltakets størrelse

Veilederen legger opp til at krav til dokumentasjon etc. ved behandling av sedimentsaker skal tilpasses omfanget av det aktuelle tiltaket. Det er lagt til grunn følgende størrelsesinndeling for tiltak, basert på areal og volum av sediment som berøres:

Tiltakets størrelse basert på volum og areal		
Kategori	Volum	Areal
Små tiltak	<500 m ³	<1000 m ²
Mellomstore tiltak	>500 m ³ og <50 000 m ³	>1000 m ² og <30 000 m ²
Store tiltak	>50 000 m ³	>30 000 m ²

Små tiltak kan typisk være mudring utenfor private brygger langs kysten.

Mellomstore saker kan for eksempel handle om mudring i småbåthavner, utfylling i sjø eller utbedring av industri- eller trafikkhavner.

Store tiltak. Oppryddingstiltak i forurensede sedimenter vil ofte være store tiltak. Andre store tiltak kan for eksempel være knyttet til større infrastrukturprosjekter slik som farledsutdyping og veiutbygging.

Forurensningsgrad

Denne veilederen gjelder for alle sedimenter i sjø, vassdrag og innsjø, uavhengig av forurensningsgrad. Undersøkelser av sjøbunnen og klassifisering av forurensningstilstand i henhold til Miljødirektoratets veileder Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota ([M-608/2016](#)) skal legges til grunn i vurdering om og hvordan tiltak kan gjennomføres. Selv for sedimenter som ikke er forurenset over bakgrunnsnivå kan det være nødvendig med tillatelse til tiltak fra forurensningsmyndighetene, fordi partikkelspredning i seg selv kan medføre fare for skade på naturmiljøet. Mudring og dumping fra skip er særskilt regulert i forurensningsforskriftens [kapittel 22](#) og krever tillatelse for å kunne finne sted lovlig, uavhengig av forurensningsgrad.

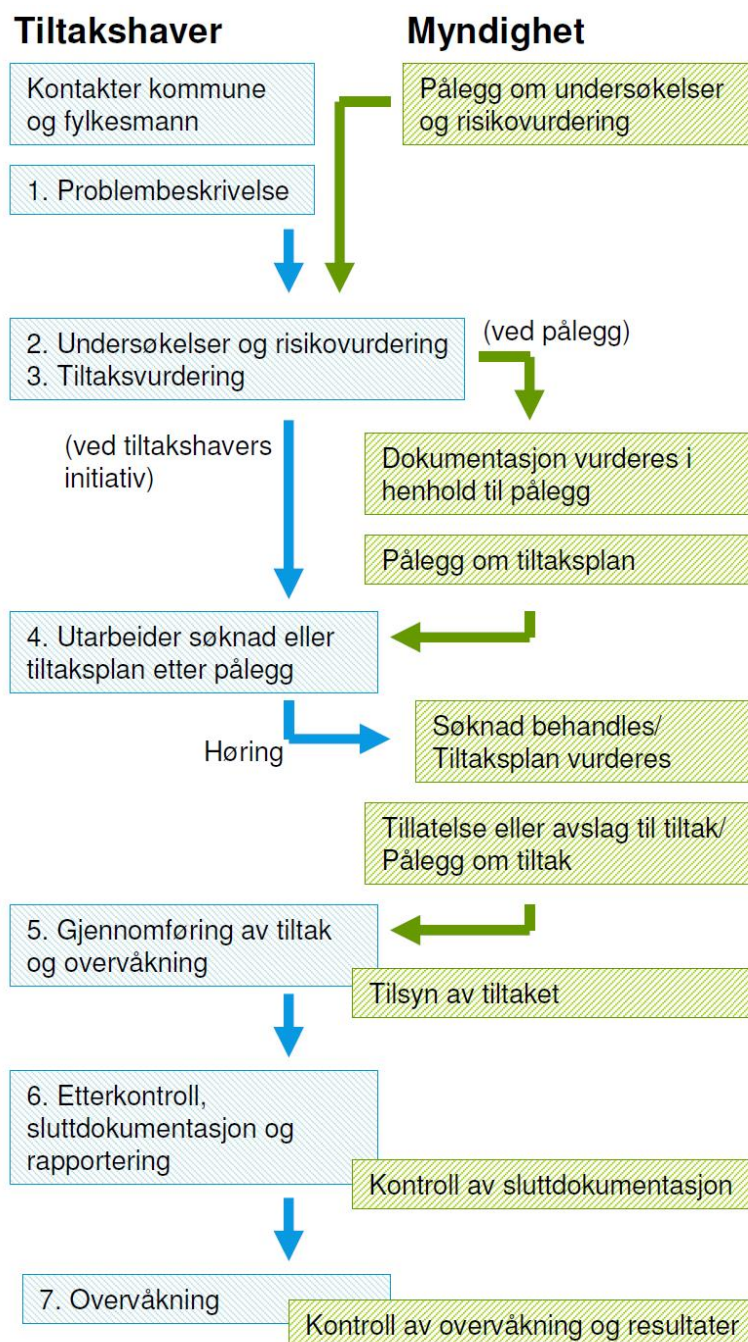
Andre veiledere/faktaark

Miljødirektoratet har utarbeidet flere supplerende veiledere som er relevante i sedimentsaker. En oversikt over publikasjoner finnes på Miljødirektoratets nettsider (http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Forurenset_sjobunn/). De meste sentrale veilederne og faktaarkene er vist i oversikten nedenfor.

Veiledere/faktaark	Miljødirektoratets rapportnummer
Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota	M-608
Risikovurdering av forurenset sediment	M-409
Regneark til bruk ved risikovurdering	Regneark til M-409
Retningslinjer for sjødeponier	TA - 2624
Testprogram for tildekkingsmasser (Tildeckingsveileder)	M-411
Nøkkellindikator for det nasjonale arbeidet forurenset sjøbunn	M-831
Tiltaksplaner for opprydding i forurenset sjøbunn	M-325

Saksgang

Den generelle saksgangen for tiltakshaver og forurensningsmyndigheten (fylkesmannen og Miljødirektoratet) ved tiltak i sedimenter er illustrert i figur 1. Figuren viser tiltakshavers oppgaver (blå felt og piler) og forurensningsmyndighetens oppgaver (grønne felt og piler). Omfanget av oppgavene vil variere fra sak til sak. Det er viktig å merke seg at figuren ikke viser nødvendig saksgang hos andre myndigheter eller kommunen. Hvert trinn er kort omtalt nedenfor og beskrives mer utførlig i kapitler i Del 2. Kapitlene følger nummereringen i figuren.



Figur 1. Generell saksgang for tiltakshaver og forurensningsmyndighet ved tiltak i sediment. Tiltakshavers og myndighetens oppgaver i henholdsvis blått og grønt.

Tiltak i sedimenter igangsettes enten av en tiltakshaver som ønsker å gjennomføre et tiltak og har fått tillatelse til tiltaket etter søknad, eller av forurensningsmyndigheten ved at det gis et pålegg om undersøkelser for å kartlegge behovet for opprydding i forurensning.

Den som ønsker å gjennomføre et tiltak som omfatter sedimenter bør alltid først ta kontakt med kommunen for å avklare om gjeldende kommunale planer åpner for tiltaket, samt for å få oversikt over informasjon om forurensningssituasjonen, naturforhold på stedet og lignende. Fylkesmannen kan også gi opplysninger om forurensning og naturforhold, og svare på spørsmål om søknadsprosessen.

Pålegg fra myndighetene vil normalt stille krav om dokumentasjon som omfatter pkt. 1-3 nedenfor.

1. Problembeskrivelse

Tiltakshaver skal beskrive tiltaket og skaffe seg oversikt over tilgjengelig kunnskap om tiltaksområdet og hvilken dokumentasjon som er påkrevd. Videre må tiltakshaver få oversikt over gjeldende planer, lover, regelverk og hvilke myndigheter og interessenter som skal involveres. Tiltak kan kreve tillatelse etter flere lovverk. Generelt kan det sies at tiltak bør være godkjent etter plan- og bygningsloven før behandling etter annet lovverk iverksettes. Som minimum bør det foreligge en uttalelse fra kommunen som avklarer forholdet til gjeldende planer og til plan- og bygningsloven.

2. Undersøkelser og risikovurdering

For å avklare forurensningssituasjonen, naturforholdene på stedet og fare for spredning av forurensning skal det gjøres undersøkelser og en risikovurdering. Kravene til dokumentasjon vil være avhengig av tiltakets størrelse.

Pålegg fra forurensningsmyndigheten spesifiserer krav til undersøkelser og risikovurdering.

3. Tiltaksvurdering

Behov for tiltak og aktuelle tiltaksmetoder må vurderes i lys av undersøkelsene (pkt. 2). Plan for overvåkning og disponeringsløsninger for mudrede sedimenter må utarbeides.

Dersom dokumentasjonen i pkt. 1-3 er sammenstilt etter pålegg fra myndighetene og det er identifisert behov for oppryddingstiltak, vil forurensningsmyndigheten vurdere å gi pålegg om å utarbeide en tiltaksplan på bakgrunn av tiltaksvurderingen.

4. Søknad, tiltaksplan, tillatelse og pålegg

Søknad om tillatelse til tiltak med nødvendig dokumentasjon sendes forurensningsmyndigheten. Forurensningsmyndigheten sender kopi av søknaden på høring til parter og andre berørte, med mindre det allerede er innhentet uttalelser som er lagt ved søknaden.

Forurensningsmyndigheten inkluderer innkomne høringsuttalelser i sin saksbehandling.

Søknadsbehandling er gebyrbelagt.

En tiltaksplan som er utarbeidet etter pålegg, sendes til myndighetene for vurdering, og følges eventuelt opp med pålegg om gjennomføring av oppryddingstiltak.

5. Gjennomføring av tiltak og overvåking

Tiltaket gjennomføres i samsvar med tiltaksplan eller pålegg. Myndighetene kan føre tilsyn for å kontrollere at tiltaket gjennomføres i tråd med krav i tillatelse eller pålegg. Tilsyn er gebyrbelagt.

6. Etterkontroll, sluttdokumentasjon og rapportering

Tiltakshaver gjennomfører sluttkontroll og rapporterer til myndighetene i henhold til krav i tillatelse eller i pålegg. Myndighetene gjennomgår dokumentasjonen og vurderer om det er behov for noen videre oppfølging av saken. Dersom ikke tiltaks mål er oppnådd må ytterligere tiltak vurderes.

7. Overvåking etter tiltak

Ved oppryddingstiltak vil overvåking i etterkant av tiltaket være nødvendig både på kort og lang sikt for å vurdere effekten av tiltaket. Overvåkingsprogram må inngå i tiltaksplanen. Ved andre tiltak framgår krav til overvåking av tillatelsen. Forurensningsmyndigheten gjennomgår resultatene fra overvåkingen og vurderer om det er behov for videre oppfølging.

Del 2 – Gjennomgang av generell saksgang

Kapittel 1 – Problembeskrivelse

Det første tiltakshaver bør gjøre, uansett omfang av tiltaket, er å utarbeide en problembeskrivelse som kan brukes som utgangspunkt for planlegging og søknad om tiltak. Problembeskrivelsen bør ta for seg de temaene som er nevnt nedenfor. Som første ledd i prosessen må tiltakshaver kontakte kommunen for å avklare forholdet til gjeldende planer og til plan- og bygningsloven.

Dersom forurensningsmyndigheten har gitt et pålegg, vil det framgå av pålegget hvilken dokumentasjon, planer og beskrivelser som skal framlegges, men temaene vil i hovedsak være de som er nevnt nedenfor:

Forurensningssituasjonen

Forurensningssituasjonen må avklares. Kunnskap om tidligere og eksisterende forurensningskilder gir et grunnlag for å vurdere forurensningssituasjonen i sedimentene og planlegge undersøkelser dersom det ikke er gjennomført tidligere. Kontroll på kilder og tilførsler av forurensning er dessuten avgjørende for effekten av sedimentoppryddingstiltak. Her må også diffuse kilder som forurenset grunn, overvann og kommunalt avløp tas med i vurderingen. Det er viktigst å ha kontroll og oversikt over de største kildene. Se Vedlegg X- Forurensningskilder for en oversikt over mulige forurensningskilder.

Formål og miljømål

For alle oppryddingstiltak må den konkrete målsettingen for tiltaket defineres. Det omfatter både langsiktig miljømål og tiltaks mål. Les mer om miljømål for tiltak i forurenset sjøbunn i Vedlegg II - Miljømål. Som regel skal miljømål settes for tiltak selv om formålet primært ikke er opprydding.

Aktuelle tiltak og metoder

Noen ganger kan det være flere alternative tiltaksmetoder som er aktuelle å vurdere, mens andre ganger kan formålet med tiltaket være bestemmende for metode (f.eks mudring for å øke seilingsdyp), eller forholdene på stedet legger føringer for valg av metode (f.eks. at det er for grunt til å bruke tildekking som oppryddingsmetode). Dersom det skal mudres må det finnes en disponeringsløsning for muddermassene. Se Vedlegg VI - Tiltaks- og disponeringsløsninger for mer informasjon.

Naturforhold

Det må avklares om det er spesielle naturforhold innenfor eller ved tiltaksområdet som kan bli berørt, for eksempel gyte- og oppvekstområder for fisk, grunne mudderbukter og ålegressenger med et høyt biologisk mangfold. Informasjon om naturforhold og naturtyper kan innhentes fra [Naturbase](#), kommuner, fiske- og naturvernforeninger/organisasjoner, samt fylkesmannen. Informasjon om fiskerirelaterte naturforhold finnes på [Fiskeridirektoratets kartløsning på nett](#). Områder med viktige

naturverninteresser kan være foreslått vernet eller allerede være vernet. Dette må avklares med kommunen eller fylkesmannen. Se Vedlegg IV - Naturhensyn for mer om hensynet til naturforhold.

Kulturminner

Det er svært ofte nødvendig å avklare om det finnes kulturminner innenfor tiltaksområdet og om disse vil kunne bli berørt av et tiltak. Tiltak i sedimenter kan blant annet føre til fysisk ødeleggelse eller økt nedbrytning av kulturminner. Fylkeskommunen og det sjøfartsmuseet som har forvaltningsansvar for det aktuelle distriktet, skal kontaktes før tiltak iverksettes. Ofte er det nødvendig med en egen undersøkelse. Se Vedlegg V - Håndtering av kulturminner for mer informasjon om hensynet til kulturminner.

Planer eller aktiviteter i området

Det må skaffes oversikt over planer for området som kan legge føringer for det aktuelle tiltaket. Slike planer kan blant annet være rikspolitiske retningslinjer, fylkesplaner, kommuneplaner, reguleringsplaner og kystsoneplaner. Det må også vurderes om det kan oppstå konflikter med tilstøtende aktiviteter og interesser, og om det er spesielle forhold det må tas hensyn til ved planlegging og gjennomføring av tiltak. Viktige sjekkpunkter er akvakultur, kommersielt fiske og sportsfiske, verneområder for sjøfugl, friluftsliv, militære aktiviteter/områder, kabler, rør og andre installasjoner på sjøbunnen, skipstrafikk, strømforhold og tidevann.

Virksomheter, naboer eller interessegrupper

Det er som regel viktig å lage en oversikt over berørte parter og interessenter, og å vurdere hvem som er aktuelle høringsinstanser. Behov for en medvirkningsprosess bør vurderes tidlig i saksgangen. Les mer om informasjon og medvirkning i Vedlegg III - Informasjon og medvirkning.

Gjeldende regelverk og myndigheter

Tiltak i sedimenter kan medføre fare for forurensning, noe som er bakgrunnen for at slike saker behandles etter forurensningslovverket. Tiltak kan også påvirke havner og farleder, kulturminner, biologisk mangfold, viktige naturområder og friluftsliv på en slik måte at tiltaket krever tillatelse fra andre myndigheter. Tabell I-1 i Vedlegg I - Lover og forskrifter gir en oversikt over relevante lover og forskrifter i sedimentsaker.

Kapittel 2 – Undersøkelser og risikovurdering

Krav om undersøkelser kan pålegges av forurensningsmyndigheten for å vurdere behovet for opprydding i forurensede sedimenter. Formålet med undersøkelser kan være å

- kartlegge eventuelle aktive kilder fra land
- kartlegge forurensningssituasjonen i sedimentene
- avklare utlekking og spredning fra forurensede sedimenter
- kartlegge naturforholdene på stedet
- kartlegge eventuelle kulturminner

Med mindre det foreligger god dokumentasjon, vil sedimentundersøkelser være en nødvendighet også ved de fleste andre typer tiltak som berører sedimenter. Behov for sedimentundersøkelser kan avklares ved kontakt med myndighetene. Det kan også være andre undersøkelser som er nødvendige å gjennomføre enten for å framskaffe dokumentasjon til en søknad, eller etter pålegg fra myndighetene.

Informasjon om naturforholdene på stedet skal alltid innhentes, og tiltakets betydning for naturforholdene på stedet skal vurderes. Det skal vurderes om tilgjengelig kunnskap er tilstrekkelig eller må suppleres med nye undersøkelser.

Kulturminneforvaltningen vil ha synspunkter på om det må undersøkes for kulturminner i området. Les mer om dette i Vedlegg V - Håndtering av kulturminner.

Tabell 2 -1 presenterer en oversikt over hvilke tiltak som typisk utløser forskjellige typer av forundersøkelser og vurderinger. I hver enkelt sak må det gjøres en konkret vurdering og utøves et faglig skjønn av myndighetene når det gjelder krav til omfanget av undersøkelsene. Undersøkelser og innsamling av prøvemateriell må gjennomføres av institusjon og personell som har kompetanse på prøvetaking. Analysen skal foretas av laboratorier som er akkreditert for de spesifikke analysene.

Tabell 2-1. Oversikt over hvilke sjøbunntiltak som typisk utløser forskjellige undersøkelser og vurderinger. I enhver sak må det likevel gjøres en spesifikk vurdering og utøves et faglig skjønn fra myndighetenes side. Antall kryss angir i hvilken grad det er aktuelt å iverksette eller pålegge undersøkelser/risikovurdering;

ingen = lite aktuelt, x = kan være nødvendig, xx = må gjennomføres

- Små tiltak: <500 m³ eller <1000 m²
- Mellomstore tiltak: 500 - 50 000 m³ eller 1000 - 30 000 m²
- Store tiltak: >50 000 m³ eller >30 000 m²

Oversikt over hvilke tiltaksstørrelser som utløser undersøkelser og vurderinger					
Tiltak		Kilde-kartlegging	Sediment-undersøkelser	Risiko-vurdering	Natur-kartlegging
Mudring	Små		x		x
	Mellomstore	x	xx	x	x
	Store	xx	xx	xx	xx
Dumping	Små		x		x

	Mellomstore		xx		x
	Store		xx	x	xx
Tildekking	Små	x	x		x
	Mellomstore	xx	xx	xx	x
	Store	xx	xx	xx	xx
Utfylling	Små		x		x
	Mellomstore		xx		x
	Store		xx	x	xx

Kildekartlegging

Hvis målet med tiltaket er å gjennomføre oppryddingstiltak i forurensede sedimenter, bør det først undersøkes om det er forurensningskilder på land som kan være av betydning for forurensningssituasjonen i området, og om disse kildene kan påvirke effekten av tiltaket. Se en generell oversikt over mulige forurensningskilder i Vedlegg X - Forurensningskilder. Det finnes flere metoder for å kartlegge kilder på land. Dette er nærmere omtalt i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåkning. Her er også kildeoppsporing ved undersøkelser av overvannskummer og sandfangskummer nærmere omtalt.

Sedimentundersøkelser

Kartlegging av forurensningssituasjonen ved bruk av sedimentundersøkelser vil i de aller fleste tilfeller være aktuelt. Plan for undersøkelser (omfang og analyser) må utarbeides ut i fra størrelsen på tiltaket, lokale forhold og tidligere undersøkelser i området. Planen må i tillegg tilpasses formålet med tiltaket, miljømål, tiltaks mål og planer for sluttkontroll. Les mer om miljømål i Vedlegg II - Miljømål og om sedimentundersøkelser i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåkning.

I særlige tilfeller kan forurensningsmyndighetene vurdere om sedimentundersøkelser kan unnlates. Ved mudring bør minst ett av følgende kriterier i så fall være oppfylt:

- volumet som skal mudres er mindre enn 500 m³, det er ingen kjente forurensningskilder i nærheten og sedimentene består hovedsakelig av sand, grus og stein
- forurensningssituasjonen er allerede tilfredsstillende kartlagt

Ved store tiltak må sedimentundersøkelsene følge Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter (M-409), uavhengig av om det skal gjennomføres en full risikovurdering. Risikoveilederen inneholder en minimumsliste av stoffer som det skal analyseres eller testes for. Listen bør legges til grunn for undersøkelser generelt. I noen saker kan det likevel være tilstrekkelig med et forenklet prøvetakingsprogram basert på kunnskap om lokale kilder og problemstillinger. Dette må avklares med myndighetene, og er nærmere omtalt i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Dersom målsettingen med det planlagte tiltaket er opprydding i forurensede sedimenter, vil det være viktig å ha så stor tetthet av prøver at det er mulig å identifisere delområder med ulik forurensningsgrad innenfor tiltaksområdet. En hensiktsmessig inndeling av tiltaksområdet med tilpassede tiltaksløsninger, vil bidra til å gjøre en eventuell opprydding både mer effektiv og mindre kostnadskreven.

Alle resultater fra statlig finansiert eller myndighetspålagt vannovervåking skal lagres i databasen [Vannmiljø](#). Data skal leveres på importformat spesifisert på <http://vanmiljokoder.miljodirektoratet.no>. Når kontrakter om undersøkelser eller overvåkningsaktiviteter settes ut, bør det tas høyde for at oppdragstaker som en del av oppdraget skal registrere dataene i Vannmiljø.

Risikovurdering

Omfanget og kompleksiteten av det planlagte tiltaket avgjør om det bør gjennomføres en risikovurdering i henhold til Miljødirektoratets risikoveileder (M-409) basert på resultater fra miljøgiftanalyser av sedimentet. For små, og i noen tilfeller mellomstore tiltak, kan en full risikovurdering bli unødvendig omfattende, men som minimum bør sedimentundersøkelsene sammenholdes med grenseverdiene i Trinn 1 i risikoveilederen.

Naturkartlegging

Naturmangfoldloven § 8 til § 12 inneholder prinsipper for bærekraftig bruk. Disse prinsippene skal legges til grunn som retningslinjer ved utøving av offentlig myndighet. Se Vedlegg I - Lover og forskrifter. Hensynet til naturmangfold skal alltid vektlegges, og tilgjengelig kunnskap om naturforholdene på stedet skal innhentes. Naturkartlegging kan være nødvendig dersom det ikke foreligger tilstrekkelig kunnskap til å vurdere tiltakets betydning for naturverdiene og økosystemet. Les mer om dette i Vedlegg IV - Naturhensyn.

Undervannsstøy i forbindelse med tiltak i sedimenter, farledsutdyping og anleggsaktivitet

Sprengning og anleggsarbeid i sjø, vassdrag og innsjø (særlig pæling, spunting og boring) er kilder til undervannsstøy. Dette er en form for impulsstøy med høy energi som kan gi fysiske skader og stressreaksjoner hos dyr. Støyreducerende tiltak bør vurderes under planlegging av tiltak i sedimenter. Dette er i tråd med føre-var prinsippet i naturmangfoldloven § 9. Ved sprengning av grunner i forbindelse med farledsutdyping og andre mudretiltak, vil krav til avbøtende tiltak mot støy kunne inngå som del av tillatelsen til tiltaket. Sprengning i sjøbunn regnes som mudring og reguleres derfor av forurensningsforskriften kapittel 22, med Fylkesmannen som forurensningsmyndighet.

Kapittel 3 – Tiltaksvurdering

Krav om å vurdere tiltaksbehov, sette lokale tiltaksmål og avklare mulige tiltaksløsninger vil vanligvis inngå i pålegg om undersøkelser og risikovurdering. Det må framgå av tiltaksvurderingen i hvilken grad forutsetningene for å vurdere oppryddingstiltak i sjø er tilstede. Forhold som må komme klart fram er:

- Om kilder på land er kartlagt og om nødvendige tiltak for å stanse/reducere disse er iverksatt
- Om undersøkelser og risikovurdering er gjort i henhold til pålegg, og om behov for tiltak er vurdert
- Om det kan forventes effekt av tiltak og betydningen av disse i forhold til forventede kostnader
- Om det må påregnes konsekvenser av tiltak for naturmangfold og andre kryssende interesser

For en tiltakshaver som allerede har identifisert et tiltaksbehov med andre formål enn opprydding, vil tiltaksvurderingen handle om å definere tiltaksmål og avklare mulige tiltaks- og disponeringsløsninger.

Tiltaksbehov

Tiltaksbehov vurderes ut fra forurensningstilstanden i sedimentene, risikovurdering og miljømål for området.

Følgende må legges til grunn for den videre planleggingen av tiltak:

- Lokale tiltaksmål må være realistiske, operative og etterprøvbare
- Tiltaksmål ved opprydding må vise miljøgevinst på kort og lang sikt
- Tiltaks- og disponeringsløsninger må være miljøteknisk forsvarlige, og være gjennomførbare i forhold til økonomi, logistikk og lokale forhold
- Fare for spredning av forurensning ved gjennomføring av tiltak må reduseres til et minimum og avbøtende tiltak må vurderes
- Risiko forbundet med sedimentet etter tiltak må være lavere enn før for et oppryddingstiltak

Tiltaksmål

Et tiltaksmål er en konkret målsetting for gjennomføringen av et tiltak, og må kunne oppfylles ved gjennomføring av det tiltaket det er satt for. Tiltaksmålene må være i tråd med lokale forvaltningsmål (langsiktige miljømål) for området. Tiltaksmålene danner grunnlag for overvåking/kontroll med tiltaksgjennomføringen (sluttkontroll).

Miljødirektoratet anbefaler følgende tiltaksmål ved opprydding i sediment:

Tilstandsklasse II i områder der vesentlige kilder til forurensning i sjø er sanert.

Lavere ambisjonsnivå kan aksepteres under gitte forutsetninger, slik som **tilstandsklasse III i områder der tilførsler fra landbaserte kilder vanskelig kan stoppes.**

Les mer om fastsettelse av konkrete tiltaksmål i Vedlegg II - Miljømål.

Tiltaksløsninger

Tiltak med andre formål enn opprydding, som for eksempel utfylling eller å øke seilingdyp, kan både legge føringer for og begrense valgmulighetene av tiltaksløsninger. Det bør likevel søkes å benytte den teknologien som gir minst miljøbelastning. Tiltak i sjøbunnen vil uten unntak medføre at det i tiltaksperioden virvles opp sediment som utgjør en forurensningsfare. Som hovedregel bør den tiltaksløsningen som gir minst fare for oppvirvling velges.

Avbøtende tiltak for å begrense spredning i forbindelse med tiltaket må inngå som en del av tiltaksplanleggingen. Dette gjelder også ved tiltak om generer impulsstøy med høy energi (stort trykk), slik som sprengning, spunting, pæling og boring sjøbunn. Les mer om tiltaksløsninger i Vedlegg VI - Tiltaks- og disponeringsløsninger.

Dersom formålet med tiltaket er å rydde opp i forurensete sedimenter, kan det være flere typer tiltak som er aktuelle. Noen alternative tiltaksløsninger for forurenset sjøbunn er vist i Tabell 3-1.

Tabell 3-1. Alternative tiltaksløsninger for forurenset sjøbunn

Alternative løsninger for forurenset sjøbunn	
Tiltaksløsning	Formål
Tildekking	Rene masser legges ut på sjøbunnen, i tynne eller tykke lag, for å redusere utlekking til vannmassene og opptak av miljøgifter i organismer. Kan kombineres med utfylling.
Mudring	Sedimenter fjernes fra sjøbunnen.
Overvåket naturlig restitusjon	Overvåke at miljøtilstanden har forventet positiv utvikling.
Arealbruksrestriksjoner	Forbud eller begrensninger mot aktiviteter i et område med forurenset sediment for å begrense spredning.

Dersom tiltaket medfører mudring av sjøbunnen må det finnes løsning for disponering av de mudrede sedimentene.

I alle saker må behovet for overvåking vurderes.

Disponeringsløsninger for mudrede sedimenter

All mudring forutsetter at de mudrede sedimentene disponeres på en miljømessig forsvarlig måte. Muddermassene er å anse som avfall. Valg av disponeringsløsning avhenger først og fremst av forurensningsgrad, men også av mengde, massenes beskaffenhet, vanninnhold og innhold av organisk materiale er relevant å ta i betraktning. Disponeringsløsning må planlegges samtidig med tiltaket for øvrig, og plan for disponering må inkluderes i søknad om tillatelse til mudring eller i tiltaksplan.

Alternative disponeringsløsninger kan være:

- Å frakte massene til godkjent avfallsanlegg på land
- Å disponere massene på land, som utfyllingsmasser i sjø eller ved lokal deponering i strandkanten i "strandkantdeponi"
- Å dumpe massene fra skip eller å deponere dem på bunnen ("sjødeponi")

Les mer om disponeringsløsninger i Vedlegg VI - Tiltaks- og disponeringsløsninger.

Overvåkingsplan

En overvåkingsplan bør utarbeides som en del av tiltaksplanleggingen. Den skal vedlegges søknad om tiltak eller inngå i en tiltaksplan. Det er relevant å gjennomføre overvåking av tiltaket for å kunne

- stoppe tiltaket eller iverksette strakstiltak
- påse at de avbøtende tiltakene som utføres er tilstrekkelig effektive til å hindre uønskede effekter
- dokumentere at krav i pålegg eller tillatelse overholdes

Overvåking må vurderes både for arbeidet i sjø, under ev. transport og ved deponering av masser. Sluttkontroll og eventuell overvåking etter tiltak skal som regel også inngå i tiltaksplanleggingen. Utvikling av et miljøgiftbudsjett over utvalgte målbare miljøfarlige stoffer for gjennomføringsfasen kan være et utgangspunkt for utarbeidelse av overvåkingsprogram. Miljøgiftbudsjett er omtalt i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Kostnad i forhold til effekt og nytte

For oppryddingstiltak skal forventet miljøeffekt av tiltaket vurderes opp mot beregnede kostnader. Den mest kostnadseffektive løsningen som leder til måloppnåelse bør velges.

Ved planlegging av store oppryddingstiltak der det påløper særdeles store kostnader, kan det i tillegg til en effektvurdering være aktuelt å verdsette virkningene av tiltaket for å synliggjøre forventet nytte mot kostnader som et ledd i beslutningsprosessen.

Kapittel 4 – Søknad, tiltaksplan, tillatelse og pålegg

Søknadsplikt

Alle tiltak som omfatter mudring og/eller dumping fra skip er søknadspliktige, basert på et generelt forbud mot mudring og dumping nedfelt i forurensningsforskriftens kapittel 22. Søknad om mudring og dumping sendes Fylkesmannen. Andre tiltak, slik som utfylling og mudring fra land, kan være søknadspliktige etter forurensningsloven dersom de medfører fare for skade eller ulempe for miljøet. Hvem som er myndighet i andre saker enn mudring og dumping følger av myndighetsområder og bransjer. Det vil som regel være hensiktsmessig at fylkesmannen behandler søknad om utfylling, uavhengig av bransje.

Ta kontakt med forurensningsmyndigheten dersom det er usikkerhet om et tiltak er søknadspliktig. Les mer om lover og forskrifter i Vedlegg I - Lover, forskrifter, retningslinjer og veiledere.

Søknadens innhold

Tiltakets størrelse, grad av forurensning i sedimentene, forurensningens utbredelse (areal, mengde), samt tiltaks- og disponeringsløsning danner grunnlag for hvor omfattende dokumentasjon som er nødvendig for å søke om tillatelse til tiltak. Ved usikkerhet kontaktes forurensningsmyndigheten.

Ufullstendig dokumentasjon forsinker søknadsprosessen. Den igangsettes ikke før søknaden er komplett og tilfredsstillende dokumentert.

Mal for søknadsskjema finnes i Vedlegg VIII - Søknadsskjema. Skjemaet er også egnet for søknad om utfylling. Følgende opplysninger må fremgå av søknaden, enten skjema benyttes eller det søkes på annen måte:

Generell informasjon

- Opplysninger om søker (kontaktinformasjon)
- Hva søknaden gjelder (mudring, dumping, ev. utfylling)
- Hvor tiltaket er lokalisert (kommune, lokalitet, gnr/bnr)
- Tidspunkt og tidsplan for gjennomføring (aktivitet som ønskes utført mellom 15.mai og 15.september må begrunnes godt og tiltak for å redusere negative påvirkninger beskrives)
- Hvem som skal utføre tiltaket (ansvarlig entreprenør), hvis det er avklart

Beskrivelse av tiltaket

- Plassering av tiltaket (angis på kart fortrinnsvis både 1:50 000 og 1:1000, koordinater oppgis)
- Formålet med tiltaket (bakgrunn og begrunnelse)
- Eventuelle tiltaks mål
- Dybde før og etter tiltak
- Volum og areal som berøres (usikkerhet bør estimeres)
- Tiltaks metode (beskrivelse av utstyr, inkludert eventuell transport hvis det er avklart)
- Disponeringsløsning
- Informasjon om masser som ønskes brukt dersom utfylling i sjø er aktuelt

- Avbøtende tiltak (ev. støyreducerende tiltak, spredningshindrende tiltak, både ved gjennomføring av tiltaket, under transport og ved disponering av masser.)
- Overvåking og sluttkontroll (planer for overvåking og sluttkontroll må følge søknaden)
- Eventuell plan for informasjon og medvirkning (gjelder særlig store saker)

Lokale forhold

- Bunnforhold og sedimentenes beskaffenhet
- Naturforhold (økosystemets tilstand, naturtyper og ev vern)
- Områdets bruksverdi (fiske, rekreasjon, friluftsliv)
- Gjeldende planer for området og om tiltaket er i tråd med plan
- Annen bruk av området (næringsinteresser)

Mulig fare for forurensning

- Forurensningskilder i nærheten (aktive og historiske)
- Forurensningstilstand (rapport fra undersøkelser av sedimentene vedlegges søknaden, inkl. kart og koordinater over prøvestasjoner)

Behandling av andre myndigheter

Søker skal avklare behov for annen regulering med følgende myndigheter:

- Sjøfartsmuseet som har forvaltningsansvar i området
- Fiskeridirektoratet
- Kommunen
- Fylkeskommunen
- Havnemyndighetene
- Norges vassdrags- og energidirektorat

Dersom det er gitt tillatelser eller hentet inn uttalelser fra andre myndigheter tidligere skal disse vedlegges søknaden. De fleste sedimentsaker krever behandling etter plan- og bygningsloven og vedtak eller uttalelse fra kommunen må vedlegges søknaden.

Miljømyndigheten (Fylkesmannen eller Miljødirektoratet) sender søknaden på offentlig høring for å innhente synspunkter fra berørte parter. Normalt vil flere av følgende offentlige myndigheter komme med synspunkter:

- Sjøfartsmuseet som har forvaltningsansvar i området
- Fiskeridirektoratet
- Kommunen
- Fylkeskommunen
- Havnemyndighetene
- Norges vassdrags- og energidirektorat

Ofte vil også andre interessenter som berøres av tiltaket gi sine kommentar, for eksempel interesseorganisasjoner eller naboer. Frist for uttalelse vil vanligvis være 4 uker og kommentarer sendes til Fylkesmannen med kopi til øvrige parter. Fylkesmannen vurderer om søknaden bør kunngjøres og besørger det i så fall på søkers regning.

Søknadsbehandling og tillatelse

Forurensningsmyndighetene behandler søknad om tiltak enten etter forurensningsloven eller etter forurensningsforskriften, avhengig av hva slags tiltak det er og hvordan det skal gjennomføres. Det er viktig at all nødvendig dokumentasjon følger søknaden for å gjøre saksbehandlingen så effektiv som mulig.

Forurensningsmyndighetene vurderer faren for forurensning forbundet med tiltaket, og vektlegger hensynet til naturverdier. Avslag på søknad kan gis både på grunn av fare for forurensningsspredning og av hensyn til skade og ulempe for naturverdier. Les mer om hensyn til natur i Vedlegg IV - Naturhensyn. Vedtaket begrunnes alltid og en eventuell tillatelse vil normalt inneholde konkrete vilkår for gjennomføring av tiltaket. Det kreves gebyr for saksbehandlingen uavhengig av utfallet av behandlingen. Gebyrsatser er fastsatt i forurensningsforskriften.

Alle tillatelser som gis skal av forurensningsmyndigheten registreres i saksbehandlingsverktøyet Forurensning.

Vilkår for tillatelse

Når forurensningsmyndigheten gir tillatelse til tiltak som berører sedimenter, stilles det som regel vilkår knyttet til:

- geografisk avgrensning av tiltaket
- tillatelsens varighet (normalt 2 år)
- tidspunkt for gjennomføring av tiltaket (normalt ikke i perioden 15/5 - 15/9)
- tiltaksmetode
- spredning av forurensning og avbøtende tiltak (herunder også avbøtende tiltak mot undervannsstøy som følge av aktiviteten)
- disponering av mudrede sedimenter
- overvåking
- sluttkontroll, sluttdokumentasjon og rapportering
- varsling til forurensningsmyndigheten ved oppstart og avslutning

Det kan være aktuelt å sette vilkår om medvirkning og informasjon, se Vedlegg III - Informasjon og medvirkning, og i helt spesielle saker om utarbeidelse av miljøgiftbudsjett for tiltaket, se Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Det er tiltakshavers plikt å sørge for at vilkårene overholdes. Ofte krever forurensningsmyndigheten at tiltakshaver må legge fram en detaljert plan for gjennomføringen før tiltaket kan iverksettes, dersom dette ikke har fulgt søknaden. Hvis noen av vilkårene ikke overholdes, kan myndighetene vedta tvangsmulkt for å tvinge frem overholdelse. Dette varsles vanligvis i tillatelsen eller i pålegget.

Pålegg om tiltaksplan

Forutsetninger for å pålegge oppryddingstiltak i sjø er:

- Kildeavklaring på land og nødvendige tiltak der er iverksatt
- Undersøkelser og risikovurdering er gjort i henhold til pålegg og om det konkluderes med behov for tiltak
- Tiltak forventes å ha effekt på forurensningstilstanden
- Konsekvenser av tiltak er vurdert mht. naturmangfold og andre kryssende interesser

Før det pålegges gjennomføring av tiltak, pålegges det vanligvis å utarbeide en tiltaksplan.

Krav til innhold og dokumentasjon i tiltaksplan vil fremgå av myndighetenes pålegg, og det vil i stor grad sammenfalle med den dokumentasjonen som skal legges ved en søknad, se avsnittet om søknadens innhold ovenfor. Miljødirektoratet har utarbeidet en mal med generelle krav til innhold i en tiltaksplan for opprydding i forurensede sedimenter, se faktaark M-325. Innholdet i malen er mer omfattende, enn det Miljødirektoratet generelt forventer av en tiltaksplan.

Forurensningsmyndigheten kan pålegge egen kontroll- og overvåkingsplan og plan for disponering av masser.

Kapittel 5 – Gjennomføring av tiltak og overvåking

Det er tiltakshaver som er den ansvarlige for gjennomføringen av tiltaket og overvåking, og som må sørge for at tiltaket skjer i henhold til pålegg eller tillatelse i tillegg til gjeldende lover og regler.

Pålegg om tiltak

Basert på tiltaksplanen kan forurensningsmyndigheten vurdere å pålegge gjennomføring av oppryddingstiltak. Dersom forurensningsmyndigheten gir pålegg om tiltak, skal forventninger og konkrete krav til gjennomføringen komme klart fram, med henvisning til veiledningsmateriell.

Ved særdeles store oppryddingstiltak vil pålegg om tiltak som regel utformes etter en grundig dialog med tiltakshaver, der beslutningsprosessen er basert på en helhetlig vurdering av effekter, nytte, mulige uønskede konsekvenser av tiltaket og kostnader.

Overvåking av tiltak

Det er tiltakshavers ansvar å planlegge og gjennomføre overvåking av tiltaket. I tillatelse eller i pålegg om gjennomføring av tiltak stilles det som regel konkrete krav til overvåkingen, dersom det ikke allerede foreligger en overvåkingsplan som del av tiltaksplan eller søknad. Det er ønskelig at kravene til overvåking ligger på omtrent samme nivå for saker som ligner hverandre. For svært små tiltak kan det imidlertid vurderes å unnlate overvåking. Det bør normalt stilles krav om turbiditetsmålinger og settes grenseverdier for akseptabel turbiditet ved alle tiltak som kan medføre oppvirvling av sediment. For ekstra store tiltak kan det vurderes å utarbeide et miljøgiftbudsjett, og dette kan myndighetene stille krav om i pålegg om tiltaksplan, se Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Eksempler på overvåkingsmetoder kan være

- Turbiditetsmålinger
- Vannprøver
- Sedimentfeller
- Passive prøvetakere

Metoder for overvåking av spredning av partikler og miljøgifter er nærmere omtalt i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Tilsyn/Kontroll

Forurensningsmyndigheten kan føre tilsyn med gjennomføringen av tiltaket og kontrollere at vilkår i en tillatelse eller krav i et pålegg overholdes. Arbeid som medfører uønskede effekter og avvik fra vilkår og krav må stoppes inntil årsaken er avklart og nødvendige utbedringer er utført. Tilsyn er gebyrbelagt.

Kapittel 6 – Etterkontroll, sluttdokumentasjon og rapportering

Etterkontroll

Etter tiltak må det gjennomføres en etterkontroll, ofte kalt sluttkontroll, for å sjekke at tiltaksgjennomføringen har gått som planlagt og gitt forventet resultat. Etterkontrollen skal være knyttet opp mot tiltaksmål og dokumentere om disse er oppnådd. Etterkontroll må ikke forveksles med overvåking etter at tiltaket er gjennomført. Slik overvåking kan foregå over mange år. Etterkontroll må inngå i planleggingen av tiltaket og må kunne sammenlignes med undersøkelser før tiltak.

Behovet for og omfanget av etterkontroll vil variere fra sak til sak, og må skjønsmessig vurderes av forurensningsmyndigheten ut i fra forurensningssituasjonen. Likevel er det ønskelig at kravene til etterkontroll ligger på omtrent samme nivå for saker som ligner hverandre. Les mer om etterkontroll i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Sluttdokumentasjon og rapportering

Forurensningsmyndigheten stiller vanligvis krav om at tiltakshaver sender inn en sluttdokumentasjon som en egen rapport (sluttrapport) innen en viss tid etter at tiltaket er gjennomført. Dette gjelder for alle typer tiltak i sjøbunnen. Fristen angis i pålegget eller tillatelsen, og er vanligvis 6 uker. Forurensningsmyndigheten kan vedta tvangsmulkt for å sørge for at krav om levering sluttrapport overholdes. Hvor omfattende sluttrapporten skal være vil variere fra sak til sak, avhengig av blant annet tiltakets størrelse og sedimentenes forurensningsgrad. Dokumentasjonen skal utformes slik at forurensningsmyndigheten kan se om vilkår for tillatelsen er fulgt opp, og om det operative tiltaksmålet er nådd.

Forurensningsmyndigheten presiserer i tillatelsen eller pålegget hva sluttrapporten skal omfatte. Som et minimum bør følgende inngå:

- Overvåkingsresultater, eventuelt sammenholdt med miljøgiftbudsjett
- Dokumentasjon fra etterkontroll
- Dokumentasjon av mengde sediment som er mudret og disponert/levert til godkjent mottak
- Hvis tildekking; mengde, oppnådd tildekkingstykkelse og type tildekkingsmasser som er benyttet
- Arealet som ble berørt og UTM-koordinater for avgrensning av det berørte tiltaksområdet. Dokumentasjonen kan suppleres med bilder. Ved store tiltak kan forurensningsmyndigheten også vurdere å stille krav om verifisering ved andre metoder, for eksempel ved hjelp av ekkolodd eller sedimentprofilkamera (SPI)
- Er det avvik fra tillatelsen skal dette oppgis, og eventuelle avbøtende tiltak som er gjennomført skal beskrives

Forurensningsmyndigheten skal sikre at rapportering av mudring og dumping gir grunnlag for videre rapportering til OSPAR. Miljødirektoratet rapporterer til OSPAR på bakgrunn av innrapportering fra fylkesmennene.

Alle resultater fra statlig finansierte eller myndighetspålagt vannovervåking skal lagres i databasen Vannmiljø. Dette gjelder også resultater fra sedimentundersøkelser. Data skal leveres til Vannmiljø

på importformat spesifisert på <http://vannmiljokoder.miljodirektoratet.no/>. Krav om registrering i Vannmiljø bør fremgå av tillatelse eller pålegg, og når kontrakter om overvåkingsaktivitet eller undersøkelser settes ut, bør det tas høyde for at oppdragstaker som en del av oppdraget skal registrere dataene inn i Vannmiljø.

Kapittel 7 – Overvåking etter tiltak

Når den aktive fasen av et tiltak er over og etterkontrollen er gjennomført, vil det ofte være behov for videre overvåking for å vurdere effekten av tiltaket på lengre sikt. Overvåking etter tiltak er spesielt relevant ved større oppryddingstiltak i forurensede sedimenter, men kan også være aktuelt i forbindelse med andre tiltak, for eksempel for å overvåke disponering av mudrede sedimenter. Overvåkingen følger utviklingen over tid, og danner grunnlaget for å vurdere om tiltaket virker som forutsatt jf. miljømål, eller om det er nødvendig med nye tiltak. Overvåkingsprogram må være tilpasset lokale forhold og forvaltningsplaner som er utarbeidet etter forskrift om rammer for vannforvaltningen.

Overvåking etter et oppryddingstiltak bør minimum planlegges for et 5-10 års perspektiv, med vurderingspunkter underveis. Da er det mulig å fange opp eventuelle trender for å finne ut om tiltaket har bidratt til å oppfylle overordnede miljømål. Frekvensen av undersøkelsene i overvåkingsfasen er gjerne lavere enn i tiltaksfasen. Overvåkingsprogrammet gjøre det mulig å følge den langsiktige utviklingen.

Generelt gjelder følgende:

- Overvåkingen utføres på faste prøvetakingsstasjoner og etter et fastlagt program.
- Overvåkingen bør være godt samordnet med undersøkelser fra før tiltak ble gjennomført.
- Overvåkingen kan omfatte både fysisk kontroll av tiltaket, undersøkelser av kjemisk utlekking av miljøgifter og biologiske parametere.

Overvåking etter tiltak bør i størst mulig grad koordineres med annen pågående overvåking. Les mer om overvåking i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

De prioriterte tiltaksplanområdene, listet opp i St.meld. nr. 14 (2006-2007) "Sammen for et giftfritt miljø", anses som ferdig ryddet så snart den aktive tiltaksfasen med planlagte tiltak er over og tiltaksmålene er nådd, forutsatt at også vesentlige spredningskilder på land er stanset eller redusert. Overvåkingen kan imidlertid føre til identifisering av nye tiltaksbehov dersom tiltaket ikke bidrar til oppfyllelse av langsiktige miljømål som forventet.

Del 3 – Vedlegg I - IX - Fordypning i utvalgte tema

Vedlegg I – Lover og forskrifter

Innledning

Formålet med dette vedlegget er å gi en kort oversikt over de viktigste lover og forskrifter som kommer til anvendelse i sedimentsaker.

På nettstedet www.lovdata.no er gjeldende lover og forskrifter samlet. Tabell I-1 gir en oversikt over relevante lover og forskrifter og hvem som er myndighet.

Tabell I-1. Oversikt over relevante lover og forskrifter i sedimentsaker.

Oversikt over relevante lover og forskrifter i sedimentsaker.			
Lov eller forskrift		Lenke	Myndighet
Forurensningsloven	Lov om vern mot forurensninger og om avfall	Lovtekst (HTML)	Miljødirektoratet Fylkesmannen
Forurensningsforskriften	Forskrift om begrensning av forurensning	Forskriftstekst (HTML)	Miljødirektoratet Fylkesmannen
Vannforskriften	Forskrift om rammer for vannforvaltningen	Forskriftstekst (HTML)	Fylkeskommune Fylkesmannen
Avfallsforskriften	Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall	http://www.lovdata.no/for/sf/md/md-20040601-0930.html	Fylkesmannen Kommunen
Havne- og farvannsloven	Lov om havner og farvann	http://www.lovdata.no/all/nl-20090417-019.html	Kystverket Kommunen/ Lokal havnemyndighet
Plan- og bygningsloven	Lov om planlegging og byggesaksbehandling	http://www.lovdata.no/all/nl-20080627-071.html	Kommunen
Naturmangfoldloven	Lov om forvaltning av naturens mangfold	http://www.lovdata.no/all/nl-20090619-100.html	Kongen Klima- og miljødepartementet Miljødirektoratet Fylkesmannen Kommunen
Kulturminneloven	Lov om kulturminner	http://www.lovdata.no/all/nl-19780609-050.html	Sjøfartsmuseene

Nedenfor følger korte beskrivelser av forurensningsloven, forurensningsforskriften, avfallsforskriften, plan- og bygningsloven, naturmangfoldloven, vannforskriften, havne- og farvannsloven og kulturminneloven, og deres anvendelse i sedimentsaker.

Forurensningsloven

[Lov om vern mot forurensninger og om avfall av 13. mars 1981 nr. 6](#)

Forurensningsloven er den sentrale loven i sedimentsaker, selv om den ikke gir konkrete løsninger på spørsmål som oppstår når sjøbunnen er forurenset av miljøgifter. Lovens hovedformål er "å verne det ytre miljø mot forurensning og å redusere eksisterende forurensning", jf. § 1 første ledd. Loven har også som formål å sikre at forurensning "ikke ... skader naturens evne til produksjon og selvfornyelse", jf. § 1 andre ledd. Formålet med loven legger føringer for forurensningsmyndighetenes tolkning og praktisering av lovens øvrige bestemmelser samt tilhørende forskrifter.

De mest aktuelle bestemmelsene som forurenserere, grunneiere, myndigheter og utbyggere må forholde seg til er:

- § 7 Plikt til å unngå forurensning og pålegg om tiltak
- § 11 Tillatelse til forurensende tiltak
- § 16 Vilkår i tillatelse
- § 32 Håndtering av næringsavfall
- § 51 Pålegg om undersøkelser og tiltaksplan

Plikt til å unngå forurensning (§ 7 første ledd)

Det alminnelige forurensningsforbudet i § 7 gjelder også for sedimentforurensning. Utgangspunktet er derfor at den som overtrer forbudet i første ledd, fordi vedkommende *har, gjør eller setter i verk noe som kan medføre fare for forurensning*, er ansvarlig for forurensningen og har plikt til å iverksette tiltak for å rydde opp eller begrense virkningen av den etter § 7 annet ledd. Både spredning av miljøgifter som allerede ligger på sjøbunnen (ved oppvirvling), og nye tilførsler som kan medføre skade og ulempe, omfattes av forbudet, jf. § 6 første og annet ledd.

Tiltaksplikt (§ 7 annet ledd)

Når det er oppstått eller er fare for forurensning i strid med loven (inkludert forskrifter og enkeltvedtak i medhold av loven), har den som er ansvarlig en tiltaksplikt, jf. § 7 andre ledd. Både forbudet mot å forurense i § 7 første ledd og plikten til å treffe tiltak etter annet og tredje ledd, fremgår direkte av loven og fordrer ikke noe eget vedtak fra forurensningsmyndighetenes side. Av andre ledd siste setning går det frem at tiltaksplikten bare gjelder for tiltak som står i et *rimelig forhold* til de skader og ulemper som skal unngås.

Tiltaksplikten innebærer at den ansvarlige på eget initiativ plikter å hindre at forurensning inntreffer. Dersom forurensningen allerede er inntrådt, skal den ansvarlige sørge for å stanse, fjerne eller begrense forurensningen, eventuelt også avbøte virkningen av den. En unnlattelse av dette kan medføre straffeansvar, jf. § 78. Iverksetter vedkommende ikke tiltak på eget initiativ, kan forurensningsmyndigheten gi pålegg om å rydde opp i forurensningssituasjonen etter § 7 fjerde ledd. Pålegg om undersøkelser og tiltak er omtalt i egne avsnitt nedenfor.

«Den ansvarlige» etter forurensningsloven

Den ansvarlige etter forurensningsloven er den som *har, gjør, eller setter i verk noe som kan medføre fare for forurensning*, jf. § 7 første ledd

Alternativet «*gjør eller setter i verk noe*» dekker alle former for aktive handlinger som kan medføre fare for forurensning, også det å sette i verk noe som senere kan føre til forurensning. Også forurensning eller fare for forurensning som oppstår ved passivitet og ved at man unnlater å gjøre noe, rammes. Også den som setter i verk tiltak som fører til at tidligere forurensning blir til økt skade eller ulempe, rammes som hovedregel av forurensningsforbudet i § 6 annet ledd. Dette gjelder for eksempel oppvirvling som følge av mudring og dumping, byggeaktiviteter som påvirker sjøgrunnen, og utplassering av installasjoner og utlegging av sjøkabler i sjø.

Den enkeltes ansvar går i utgangspunktet ikke lenger enn det vedkommendes faktiske bidrag til forurensningsproblemet tilsier. En utfordring i sedimentsaker er at forurensning fra ulike kilder ofte er sammenblandet, slik at det kan være tilnærmet umulig å foreta en ansvarsavgrensning basert på den enkeltes faktiske bidrag. Utgangspunktet er da at den som har bidratt til forurensning av et område kan være ansvarlig for å gjøre tiltak, selv om tiltakene samtidig motvirker forurensning fra andre kilder. Momenter som taler for at den ansvarlige kan pålegges å treffe tiltak mot den *totale* forurensningen i området, er

- at aktiviteten *vesentlig* har *medvirket* til forurensningssituasjonen,
- at tiltaket er nødvendig for å hindre virkningen av den forurensningen som vedkommende er ansvarlig for, og
- at forurensningen fra de ulike kildene har blandet seg sammen slik at det ikke er praktisk mulig å rydde opp bare i det vedkommende selv har forårsaket.

Ordlyden i § 7 åpner også for den som "*har*" sedimenter, typisk grunneier, kan være ansvarlig. Grunneiers eiendomsrett i *sjøbunn* strekker seg i utgangspunktet ut enn til den såkalte marbakken, som er der sjøbunnen begynner å skråne sterkt. Hvis sjøbunnen skråner jevnt fra land og marbakke ikke kan påvises, går eiendomsretten ut til to meters dybde ved middels lav vannstand. Der det er brådypt ved land, slik at verken marbakke- eller to metersregelen gjelder, er det - ifølge Høyesteretts dom inntatt i Rt. 2011 s.556 - ikke tilstrekkelige holdepunkter for en generell regel om eiendomsrett i sjøen. Grunneiers eiendom vil ved brådypt som hovedregel derfor slutte ved strandlinjen/kaikanten.

"Ha-ansvaret" i forurensningsloven § 7 begrenser seg etter sin ordlyd ikke til eiendomsgrenser. Det kan tenkes tilfeller en ansvarlig "*har*" sedimentforurensning sjø i relasjon til forurensningsloven § 7 første ledd også utenfor vedkommendes eiendomsgrenser. Et slikt "ha-ansvar" kan for eksempel være aktuelt i saker der den ansvarlige for alle praktiske formål har den faktiske og juridiske råderetten over et nærmere definert sjøområde.

Grunneier er også kunne holdes ansvarlig for sjøbunnforurensning utenfor eiendomsgrensen som egentlig stammer fra det området grunneieren har ansvar for. Et praktisk eksempel er at det pågår/har pågått en utlekking av miljøgifter fra grunneiers eiendom.

Også andre enn grunneieren med nær tilknytning til forurensningen kan, etter en konkret vurdering, være ansvarlig. En fester av en eiendom vil eksempelvis, avhengig av rådigheten over eiendommen, etter omstendighetene kunne sies å *ha noe* som kan medføre fare for forurensning. Et annet eksempel er at et morselskap kan være ansvarlig for datterselskapets forurensende virksomhet, jf. den såkalte Hempel-saken (Rt. 2010 s. 306), hvor Høyesterett kom til at Hempel på grunn av den

styring og kontroll selskapet hadde med datterselskapets virksomhet også kunne sies å *ha noe* som medførte fare for forurensning.

Forurensningsloven åpner således for at flere kan være ansvarlig for samme forurensning. Innenfor kretsen av mulige ansvarlige står forurensningsmyndigheten relativt fritt til å velge hvem et eventuelt pålegg skal rettes mot. Utgangspunktet og hovedregelen etter forurensningsloven er imidlertid at den som opprinnelig forårsaket forurensningen er den ansvarlige, jf. prinsippet om at forurenser skal betale i § 2 nr. 5. I forarbeidene til forurensningsloven er dette presisert ved at det er den "forurensningen skriver seg fra" som i første rekke er ansvarlig.

Ofte vil konkrete omstendigheter i den enkelte sak være avgjørende for hvem som er den nærmest ansvarlige. Ved kompliserte og uoversiktlige ansvarsforhold vil det avgjørende være å finne frem til hvem som er nærmes til å kunne treffe nødvendige tiltak mot forurensningen. Det skal i vurderingen legges vekt på hvor nær tilknytning den enkelte har til forurensningen, hvilke muligheter vedkommende har til å treffe effektive tiltak, samt hvilken interesse vedkommende har i at tiltak gjøres.

I sedimentsaker kan det forekomme at ingen peker seg ut som ansvarlige etter loven. I slike tilfeller vil det bero på en politisk prioritering om staten selv skal bekoste undersøkelser og tiltak over Klima- og miljødepartementets budsjett. Det finnes dessuten eksempler på at det er etablert spleiselag der både staten og en eller flere virksomheter bidrar økonomisk.

Pålegg om undersøkelser og utarbeidelse av tiltaksplan (§ 51)

Forurensningsloven § 51 første ledd gir forurensningsmyndigheten hjemmel til å pålegge den ansvarlige å gjennomføre miljøundersøkelser og å utarbeide tiltaksplan. Bestemmelsen gjelder både lovlig og ulovlig forurensning. Terskelen for å kunne gi pålegg om undersøkelser ligger lavt, jf. vilkåret "*grunn til å tro*" i § 51 første ledd. Det vil være tilstrekkelig at forurensningsmyndigheten har en begrunnet mistanke og et behov for ny kunnskap. Miljøundersøkelsene vil kunne avklare om den ansvarlige har en tiltakspålegg etter loven.

Krav om undersøkelser (og opplysninger) m.m. kan også fastsettes etter § 12 i forbindelse med søknad om tillatelse etter § 11, eller som vilkår for tillatelse etter § 16.

Dersom undersøkelsene viser at det er behov for tiltak, kan den ansvarlige pålegges å utarbeide en tiltaksplan. Tiltaksplanen vil være utgangspunkt for forurensningsmyndighetens pålegg om gjennomføring av tiltak. Den ansvarlige kan også søke om tillatelse etter § 11 til å utføre tiltak. Se for øvrig eget punkt om tillatelse etter § 11 nedenfor.

For en nærmere beskrivelse av undersøkelsens innhold og tiltaksplan vises det til veilederens kapittel 2 og 3.

Pålegg om tiltak (§ 7 fjerde ledd)

Etter forurensningsloven § 7 fjerde ledd har forurensningsmyndigheten adgang til å gi *direkte pålegg* til den ansvarlige om å gjennomføre tiltak. Pålegg er særlig aktuelt når den ansvarlige ikke gjennomfører tiltak på eget initiativ eller det er flere aktuelle ansvarlige. Også dersom forurensningsmyndigheten vil se konkret oppfølging, eksempelvis at tiltaket skal gjennomføres innen en bestemt frist, er pålegg et aktuelt virkemiddel. Et direkte pålegg antas å kunne gå noe lenger enn det som omfattes av den selvstendige tiltakspåleggen.

De tiltak som forurensningsmyndigheten pålegger den ansvarlige å gjennomføre, må kunne bringe forurensningssituasjonen på området til et tilfredsstillende nivå. Dette krever at det i pålegget gis en detaljert beskrivelse av de forhold som må rettes opp, hvilket nivå forholdene skal rettes opp til for at forurensningssituasjonen anses for tilfredsstillende, samt de tiltak som skal gjennomføres for å nå dette målet. Det er vanlig at pålegget viser til tiltaksplanen, hvis en slik er utarbeidet, med pålegg om at den ansvarlige gjennomfører tiltakene i samsvar med tiltaksplanen. Dersom forurensningsmyndigheten ønsker å stille ytterligere krav eller vil endre tiltakene som er foreslått, kan det henvises til tiltaksplanen med forurensningsmyndighetens endringer og justeringer.

Forurensningsmyndigheten må også ta stilling til hvilken miljøkvalitet som kreves. Denne vurderingen kan ikke utelukkende baseres på forurensningsmessige hensyn. Retningslinjene som er gitt i forurensningsloven § 2 sier blant annet at «loven skal nyttes for å oppnå en miljøkvalitet som er tilfredsstillende ut fra en samlet vurdering av helse, velferd, naturmiljøet, kostnader forbundet med tiltakene og økonomiske forhold».

Forurensningsmyndigheten må konkret vurdere rimeligheten av hvert enkelt pålegg. Selv om hjemmelen i § 7 fjerde ledd går langt, signaliserer regjeringen i St.meld. nr. 12 for 2001-2002 om rent og rikt hav at forurensningsmyndighetens pålegg skal være rimelige. Utgangspunktet om «rimelige» pålegg gjelder både for undersøkelser og tiltak. Hva som er et rimelig pålegg beror på en konkret vurdering i den enkelte sak, men det er naturlig å ta utgangspunkt i følgende momenter:

- forholdsmessighet mellom forurensningssituasjonen og aktuelle tiltak
- hvilke økonomiske konsekvenser pålegget vil ha
- hvilken interesse den ansvarlige har i at det ryddes opp (typisk økt verdi og/eller bruksmuligheter)
- i hvilken grad den ansvarlige har skyld i situasjonen som har oppstått
- om utslippene i sin tid var lovlige (ikke avgjørende)

Det nærmere innholdet i pålegget hører under forurensningsmyndighetens frie skjønn, og kan ikke overprøves av domstolene med mindre pålegget er sterkt urimelig.

Tillatelse til forurensende tiltak (§ 11)

Etter forurensningsloven § 11 kan det gis tillatelse til forurensende virksomhet som ellers ville ha vært forbudt etter § 7. Etter § 16 kan det settes nærmere vilkår for tillatelsen. 2. Skal det gis tillatelse, er hovedregelen at det skal foreligge en søknad. Krav til søknadens innhold følger av § 12 og forurensningsforskriften kap. 36 jf. § 36-2. Tillatelse kan i særlige tilfeller også gis uten forutgående søknad, hvor pålegg trer i stedet for vilkår etter § 16, se § 11 første ledd andre punktum.

Når forurensningsmyndigheten avgjør om tillatelse skal gis og eventuelt på hvilke vilkår, skal det legges vekt på «de forurensningsmessige ulemper ved tiltaket sammenholdt med de fordeler og ulemper tiltaket for øvrig vil medføre». I tillegg skal prinsippene i naturmangfoldloven §§ 8 til 12 legges til grunn som retningslinjer ved vurderingen, jf. naturmangfoldloven § 7. Tiltaket må også vurderes etter kravene og miljømålene i vannforskriften, i den grad tiltaket kan påvirke miljøtilstanden i vannforekomsten, se spesielt § 12. Er det utarbeidet en forvaltningsplan for vannområdet, vil denne være relevant for oppnåelsen av de krav og miljømål som følger av forskriften.

Det kan av og til by på tvil hvorvidt et tiltak krever tillatelse etter § 11. Enkelte tiltak trenger ikke tillatelse fordi de omfattes av forurensningsloven § første ledd led tillatelsesplikt direkte av forskrift, mens for andre tiltak blir terskelen i forurensningsloven § 8 tredje ledd avgjørende for om tillatelse er påkrevd. Tiltakshaver og kommunens saksbehandlere bør konsultere fylkesmannen eller Miljødirektoratet for å få en vurdering av om et tiltak krever tillatelse etter forurensningsloven.

I saker hvor en tiltakshaver søker om tillatelse til gjennomføring av oppryddingstiltak eller andre tiltak i forurensete sedimenter, er utgangspunktet at det skal gis tillatelse med hjemmel i § 11 og ikke et pålegg etter § 7 fjerde ledd. I de tilfeller hvor forurensningsmyndigheten har særskilt behov for styring og kontroll over (oppryddings)tiltakene og oppfølgingen av disse, kan det likevel være hensiktsmessig og nødvendig å gi pålegg etter § 51 eller § 7 istedenfor tillatelse etter § 11.

Virkemidler for å få gjennomført vedtakene

Dersom den ansvarlige ikke gjennomfører nødvendige tiltak i tråd med tiltaksplikten eller pålegg gitt av forurensningsmyndigheten, eller forurensningssituasjonen er akutt, kan forurensningsmyndigheten selv gjennomføre tiltak og kreve kostnadene refundert av den ansvarlige, jf. forurensningsloven §§ 74-76. Tvangsmulkt med hjemmel i § 73 er også et effektivt virkemiddel for å sikre gjennomføring av vedtak etter loven. Både forsettlig og uaktsom overtredelse av tiltaksplikten og vedtak i medhold av loven er straffbart etter § 78, og kan anmeldes til politiet av forurensningsmyndigheten.

Håndtering av næringsavfall (§ 32)

Overskuddsmasser fra tiltak i sedimenter, typisk mudder- og sprengsteinmasser fra mudring, er å anse som avfall, jf. avfallsdefinisjonen i forurensningsloven § 27 første ledd. Så fremt det er en virksomhet og ikke en privatperson som utfører tiltaket, blir overskuddsmassene å anse som *næringsavfall*, jf. forurensningsloven § 27a annet ledd. Forurensningsloven § 32 stiller krav til håndtering av næringsavfall. Av § 32 første ledd følger det at den klare hovedregelen er at den som genererer næringsavfall «skal sørge for at avfallet blir brakt til lovlig avfallsanlegg eller gjennomgår gjenvinning».

Et «lovlig avfallsanlegg» vil normalt være et anlegg som har tillatelse etter § 11 til å ta imot den aktuelle typen avfall. At næringsavfall «gjennomgår gjenvinning» betyr på sin side at avfallet enten opphører å være avfall i tråd med kriteriene for dette i § 27 tredje ledd, eller at avfallet nyttiggjøres ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt til å noe som er planlagt *uavhengig* av tilgangen på de aktuelle avfallsmassene. Dersom muddermasser for eksempel brukes til utfyllingsformål, kan dette innebære gjenvinning dersom utfyllingen planlegges gjennomført uavhengig av tilgangen på muddermassene og muddermassene nyttiggjøres ved å erstatte andre materialer som ellers ville blitt brukt i utfyllingen, typisk pukk og annen stein.

Miljødirektoratet kan i medhold av § 32 annet ledd i særlige tilfeller vedta å gjøre unntak fra hovedregelen i § 32 første ledd, og altså samtykke til en såkalt «annen disponering» av næringsavfall. Praksisen her er restriktiv, særlig for forurensete avfallsmasser. Dersom tiltakshaver ønsker en annen avfallsdisponering enn det som følger av hovedregelen i § 32 første ledd, må fylkesmannen sende saken over til Miljødirektoratet for vurdering etter § 32 annet ledd. Et samtykke til «annen disponering» i medhold av § 32 annet ledd erstatter ikke eventuell nødvendig tillatelse til tiltaket etter forurensningsloven § 11.

Forurensningsforskriften

[Forskrift om begrensning av forurensning av 1.juli 2004](#)

Sedimenttiltak i form av mudring og dumping som skjer fra flytende innretninger reguleres gjennom forurensningsforskriften. Følgende kapitler er sentrale:

- kap 22 om mudring og dumping
- kap 36 om behandling av tillatelser
- kap 39 om gebyr til statskassen

Kap. 22 om mudring og dumping i sjø og vassdrag

Forurensningsforskriften kapittel 22 fastsetter et generelt forbud mot mudring og dumping som skjer fra flytende innretninger, med mindre det er gitt tillatelse fra fylkesmannen eller Miljødirektoratet, jf. §§ 22-3 og 22-4. Det står presisert i § 22-6 i hvilke tilfeller fylkesmannen er forurensningsmyndighet og i hvilke tilfeller Miljødirektoratet er forurensningsmyndighet. Kapittel 4 i veilederen gir nærmere informasjon om hva en søknad om slike tiltak skal inneholde.

Forurensningsforskriften kapittel 22 gjelder mudring og dumping fra *skip*, jf. § 22-1, som i praksis betyr alle flytende innretninger, inkludert lekter. Mudring og dumping som skjer fra *land*, må derimot vurderes etter reglene i forurensningsloven. Slike tiltak fra land rammes av forurensningsforbudet i lovens § 7 første ledd og krever tillatelse fra fylkesmannen etter lovens § 11 så fremt de ikke medfører nevneverdig skade eller ulempe, jf. § 8 tredje ledd.

Mudring er definert i forurensningsforskriften § 22-2 bokstav d første punktum som "enhver forsettlig forflytning av masser fra bunnen, herunder slamsuging, forskyvning eller fjerning av bunnsedimenter". Det fremgår imidlertid av forskriften § 22-3 bokstav d andre punktum at mudring *ikke* omfatter "oppvirvling som følge av normale aktiviteter i sjø eller vassdrag ..." Legging av sjøkabler/ledninger og sprengning av sjøbunn ved etablering av sjømerker er eksempler på slike "normale aktiviteter". Dermed regnes ikke legging av sjøkabler og sprengning av sjøbunn ved etablering sjømerker som mudring etter forurensningsforskriften kapittel 22. Legging av sjøkabler/ledninger og sprengning på sjøbunnen ved etablering av sjømerker reguleres derfor i stedet direkte av forurensningsloven § 7, jf. § 8. Slike tiltak er en form for midlertidig anleggsvirksomhet. "Vanlig forurensning" fra midlertidig anleggsvirksomhet er tillatt uten tillatelse, jf. forurensningsloven § 8 første ledd 3. Forurensning fra midlertidig anleggsvirksomhet som pga. art, omfang eller virkning ikke kan regnes som "vanlig forurensning", krever derimot tillatelse etter forurensningsloven § 11. Dette må vurderes i den enkelte sak i lys av forurensningssituasjonen i tiltaksområdet og tiltakets eventuelle påvirkning på hensynskrevende naturverdier. Dersom legging av sjøkabler/rørledninger for eksempel innebærer nedspyling av trasé gjennom områder med forurenset sediment, vil tillatelse som regel være påkrevd. En trasé for rørledninger bør ikke berøre registrerte viktige naturtyper. Dette gjelder spesielt A- og B-lokaliteter.

I henhold til Rundskriv T-3/12 pkt. 2.4 er fylkesmannen rette myndighet til å vurdere behovet for, og eventuelt gi tillatelse til legging av sjøkabler/ledninger og sprengning av sjøbunn ved etablering av sjømerker.

Heller ikke sprengning av *skjær* regnes som mudring. Dette har blant annet sammenheng med at et skjær per definisjon er betegnelsen på en liten holme eller øy som stikker opp over vannoverflaten. Siden deler av et skjær er over vannoverflaten, kan ikke dette regnes for å være sjøbunn, og dermed heller ikke inngå i selve definisjonen av mudring som fremgår av forurensningsforskriften § 22-2 bokstav d.

Kap 36 om behandling av tillatelse etter forurensningsloven

Kapittelet gjelder behandling av saker som omfattes av forurensningsloven §§ 11, 18 og 29, og omtaler hva en søknad om tillatelse skal inneholde, samt regler og prinsipper for saksbehandlingen, behandlingen av tillatelser og selve vedtaket.

Reglene i kapittel 36 supplerer forvaltningslovens alminnelige saksbehandlingsregler, blant annet gjelder det strengere regler for forhåndsvarsling.

Kap 39 om gebyr til statskassen for arbeid med tillatelser og kontroll etter forurensningsloven

Arbeid med behandling av søknader om tillatelse til tiltak i sedimenter er gebyrbelagt på linje med andre tiltak som krever tillatelse etter forurensningsloven. Gebyrene skal samlet sett ikke overstige forurensningsmyndighetens kostnader ved saksbehandlingen.

Gebyr for forurensningsmyndighetens arbeid med tillatelser til mudring og dumping etter forurensningsforskriften kapittel 22 fastsettes med hjemmel i forurensningsforskriften § 39-4. Forurensningsmyndigheten vedtar hvilken gebyrsats som skal gjelde i det enkelte tilfelle. Ved fastsettelse av gebyrsats skal forventet ressursforbruk knyttet til saksbehandlingen legges til grunn.

Avfallsforskriften

[Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall](#)

Avfallsforskriften kapittel 9 om deponering av avfall gir relativt strenge regler for deponering av avfall. Et deponi er i forskriften definert som «et permanent disponeringssted for avfall ved deponering av avfallet på eller under bakken», jf. § 9-3. Deponering av masser på sjøbunnen omfattes dermed ikke av kravene til deponier i kapittel 9, men vil regnes som *dumping* som krever tillatelse fra fylkesmannen etter forurensningsforskriften § 22-5 for å kunne finne sted lovlig.

Videre fremgår det av forurensningsforskriften § 9-2 at deponering av masser langs elver, innsjøer, fjorder og sund der de er hentet ut, er unntatt fra kapittelets virkeområde, med mindre muddermassene er karakterisert som farlig avfall. Dette betyr at heller ikke deponering av mudder- og steinmasser i strandsonen i såkalte "strandkantdeponier" i samme område som massene er hentet ut fra, omfattes av kravene i kapittel 9. For "strandkantdeponier" gjelder i stedet av de generelle reglene i forurensningsloven om forurensning og avfallsdisponering. Deponering av avfallsmasser i strandkanten er ikke i tråd med hovedregelen om avfallshåndtering i forurensningsloven § 32 første ledd. I tillegg kan deponering av avfallsmasser i strandkanten medføre fare for forurensning, særlig dersom det er tale om forurensede masser. Som regel krever etablering av strandkantdeponi derfor *både* et samtykke fra Miljødirektoratet etter forurensningsloven § 32 annet ledd til en "annen disponering" av avfallsmasser enn det hovedregelegen i forurensningsloven § 32 første ledd legger opp til, og en tillatelse etter forurensningsloven § 11. Ved utforming av eventuell tillatelse til "strandkantdeponi" etter forurensningsloven § 11, er forurensningsforskriften kapittel 9 relevant å vurdere ved utforming av vilkår.

Plan- og bygningslovens muligheter for regulering av tiltak i sjø

[Lov om planlegging og byggesaksbehandling](#)

Plan- og bygningsloven er den generelle arealdisponeringsloven i Norge med virkeområde i sjø ut til én nautisk mil utenfor grunnlinjen. Grunnlinjen er den rette linje som kan trekkes mellom de ytterste holmer og skjær, jf. § 1 annet ledd. Loven gjelder fremtidig arealbruk, herunder

planlegging av sjøarealer og tillatelse til byggetiltak mv. Et overordnet formål med loven er å fremme bærekraftig utvikling, jf. § 1 første ledd. Planleggingen etter loven skal videre samordne statlig, regionale og kommunale oppgaver og gi grunnlag for vedtak om bruk og vern av ressurser, jf. § 1 annet ledd. Det er kommunen som er lovens myndighet i første instans.

I tråd med forurensningsloven § 11 fjerde ledd har fylkesmannen anledning til å kreve reguleringsplan for et område før tiltakshavers søknad om tillatelse etter forurensningsloven og forurensningsforskriften behandles. I reguleringsbestemmelsene kan det stilles krav om å undersøke naturmangfold i området før tiltak. I plansammenheng kan store områder av kysten vurderes under ett, og dermed sikre en mer helhetlig planlegging av sjøarealene enn det fylkesmannen har mulighet til.

[Rundskriv H-1/10 av 22. juni 2010](#), om ikraftsetting av plan- og bygningsloven sier at tiltak som mudring og etablering av kunstig strand etter en konkret vurdering kan være *søknadspliktig* etter plan- og bygningsloven § 20-1 bokstav k, fordi det regnes som et "vesentlig terrenginngrep". Disponering av muddermasser i sjø, vassdrag eller på land kan også være søknadspliktig etter denne bestemmelsen. Selv om tiltaket er søknadspliktig, gir ikke § 20-1 alene noen hjemmel for å avslå tiltaket. Etter Miljødirektoratets kjennskap er det få kommuner i dag som reguler disse tiltakene gjennom denne bestemmelsen.

Uavhengig av om tiltaket er søknadspliktig etter plan- og bygningsloven § 20-1, må det vurderes opp mot kommuneplanens arealdel og eventuell reguleringsplan. Kommunene har anledning til å fastsette arealformål, bl.a. om bruk og vern av sjø og vassdrag, med tilhørende strandsone, og nærmere bestemmelser i både kommuneplanens arealdel (plan- og bygningsloven §§ 11-7 nr. 6 og 11-11 nr. 3) og i reguleringsplan (plan- og bygningsloven §§ 12-5 nr. 6 og 12-7 nr. 3). Dersom mudring eller disponering av muddermasser vil være i strid med formålet og tilhørende bestemmelser, kreves det dispensasjon etter plan- og bygningsloven kap. 19. Planene vil dermed kunne være grunnlag for avslag på søknad om tiltak.

Etterhvert som kommunene regulerer områder i sjø, er det tenkelig at det vil kunne bli mindre behov for at fylkesmannen regulerer tiltak i strandsonen etter forurensningsloven. Dersom kommunen har fastsatt reguleringsplan eller arealplan med bestemmelser som på en fullgod måte ivaretar forurensningssyn, kan fylkesmannen, hvis han mener at tillatelse etter forurensningsloven § 22-6 skal gis, vise til bestemmelsene og foreta en forenklet saksbehandling.

Miljødirektoratets veiledning om forurensede sedimenter og andre miljøhensyn i arealplanlegging finner du på miljokommune.no.

Konsekvensutredning

Enkelte tiltak er av en slik art eller størrelse at det kreves konsekvensutredning, jf. [forskrift/2017-06-21-854](#) om konsekvensvurderinger.

Konsekvensutredningen har til formål å klargjøre virkninger av et tiltak som kan ha vesentlige konsekvenser for miljø, naturressurser eller samfunn. Utredningen skal sikre at disse virkningene blir tatt i betraktning under planleggingen av tiltaket, og når det tas stilling til om, og eventuelt på hvilke vilkår, tiltaket kan gjennomføres. Utredningen skal gjennomføres for tiltakshavers regning. På grunnlag av utredningen utarbeider ansvarlig myndighet et sluttokument. Dersom det kreves konsekvensutredning, skal denne gjennomføres før det eventuelt kan gis tillatelse etter annet lovverk.

Naturmangfoldloven

[Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19. juni 2009 \(naturmangfoldloven\)](#)

Naturmangfoldloven har som formål å bevare biologisk mangfold gjennom bærekraftig bruk og vern, jf. § 1. Lovens formål og alminnelige prinsipper kommer til anvendelse i alle saker som kan påvirke naturmangfoldet, altså i de aller fleste sedimentsaker. Blant annet skal prinsippene i §§ 8 til 12 legges til grunn som retningslinjer ved all utøving av offentlig myndighet, jf. § 7 første punktum. Vurderingen og vektleggingen av prinsippene skal fremgå av myndighetens beslutning, jf. § 7 annet punktum. Det bør også synliggjøres hvordan saken påvirker muligheten for å nå forvaltningsmålene for naturtyper, økosystemer og arter etter §§ 4 og 5. Brudd på § 7 er en saksbehandlingsfeil, som kan medføre at vedtaket blir ugyldig.

Naturmangfoldloven forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde, og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Målet er også at økosystemers funksjoner, struktur og produktivitet ivaretas så langt det anses rimelig. For arter er målet at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt, og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder.

Naturmangfoldloven har betydning både for tilretteleggingen av beslutningsgrunnlaget og for den avveiningen som finner sted ved vedtak etter forurensningsloven og forurensningsforskriften. Dette gjelder enten det er snakk om pålegg om tiltak i sedimenter eller tillatelse til tiltak i sedimenter. For å finne ut om et tiltak berører naturmangfoldet i et område, er fagsystemet [Naturbase](#) et nyttig verktøy. Eksempler på naturverdier som ofte kan bli berørt i sedimentsaker er ålegress, gyte- og oppvekstområder for fisk, leveområder for fugl, tareskog, bløtbunnsområder og skjellsandforekomster. Mudring og dumping påvirker det marine miljøet blant annet ved fjerning, overdekking og nedslamming av leveområder. Slike endringer vil kunne ha langvarig effekt og være kritisk for samfunnene (dyr og planter) som lever der. Under mudringsarbeid og ved dumping vil partikler fra massene spre seg i vannet. Organismer som er spesielt følsomme for suspendert materiale vil kunne ta skade av dette, også tilsynelatende når arbeid pågår langt unna organismenes oppholdssted. Arbeidene kan også medføre spredning av miljøgifter fra sediment til skade for dyr og planter.

I det følgende redegjøres det kort for prinsippene i §§ 8 til 12.

§ 8 Kunnskapsgrunnlaget

Bestemmelsen supplerer forvaltningens alminnelige plikt til å opplyse saken etter forvaltningsloven § 17. Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet. På generelt grunnlag innebærer prinsippet et krav om å skaffe til veie allerede tilgjengelig kunnskap, ikke skaffe ny kunnskap. Hvem som skal fremskaffe kunnskapene, følger dels av alminnelige forvaltningsrettslige prinsipper som for eksempel nedfelt i forvaltningsloven § 17, dels av særlige regler i den enkelte lov som kommer til anvendelse i saken. Den ansvarlige myndighet kan for eksempel pålegge den ansvarlige å foreta nærmere undersøkelser etter forurensningsloven § 51, med sikte på å frembringe kunnskap om, og i hvilken grad forurensningen eller tiltaket kan medføre/har medført negativ virkning på naturmiljøet.

§ 9 Føre-var-prinsippet

Føre-var-prinsippet er en retningslinje for håndtering av usikkerhet. Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det etter § 9 første punktum tas sikte på å unngå vesentlig skade på naturmangfoldet. Føre-var-prinsippet kommer altså til anvendelse dersom det knytter seg usikkerhet til et tiltaks miljøkonsekvenser. Prinsippet kan også komme til anvendelse selv om kravet til kunnskapsgrunnlag etter § 8 er oppfylt, fordi det til tross for tilgjengelig kunnskap finnes usikkerhet om tiltakets miljøkonsekvenser. Dersom det foreligger risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, følger det av § 9 annet punktum at mangel på kunnskap ikke kan brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak.

Prinsippet medfører at det ved usikkerhet skal tas inn en "sikkerhetsmargin" i vedtaket for å hindre mulige negative virkninger - ofte formulert som at "tvilen skal komme miljøet til gode". Jo større usikkerhet, jo større vekt får prinsippet. Prinsippet kan medføre begrensninger i tillatelsen, vilkår om forebyggende eller avbøtende tiltak, eller at søknad om tillatelse avslås.

§ 10 Økosystemtilnærming og samlet belastning

Etter § 10 skal påvirkninger på økosystem vurderes ut fra den samlede belastning økosystemet er eller vil bli utsatt for. Det innebærer at virkningen av det aktuelle tiltaket må vurderes i sammenheng med øvrig miljøbelastning. Summen av eksisterende- og fremtidig påvirkning skal tas i betraktning. Prinsippet har betydning både for utredningen og for den samlede vurderingen når et vedtak skal fattes.

Mange sedimentsaker, typisk mudring og utfylling, kan påvirke habitater gjennom stykkvise inngrep. Som grunnlag for å kunne gi tillatelse til oppryddingstiltak i forurenset sjøbunn må forurensningsmyndigheten vurdere totalbelastningen på det aktuelle området. Det omfatter konsekvens for naturmangfoldet og for spredning av forurensning i miljøet. Miljømyndigheten kan pålegge tiltakshaver å undersøke og å dokumentere virkninger på naturmangfoldet og miljø generelt.

§ 11 Kostnadene ved miljøforringelse skal bæres av tiltakshaver

Det følger av naturmangfoldloven § 11 at tiltakshaver skal dekke kostnader ved å hindre eller begrense skade på naturmangfoldet som tiltaket volder, dersom dette ikke er urimelig ut fra tiltakets og skadens karakter.

Prinsippet er en generell miljørettslig lovfesting av prinsippet om at forurenseren skal betale, som for øvrig kommer til uttrykk i forurensningsloven § 2 nr. 5. Prinsippet er således reflektert i forurensningslovens system, og legges bl.a. til grunn når det stilles krav i tillatelser og gis pålegg etter forurensningsloven.

§ 12 Miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder

Etter naturmangfoldloven § 12 skal det, for å unngå eller begrense skader på naturmangfoldet, benyttes skånsomme tiltaksmetoder. Prinsippet om best tilgjengelig teknologi (BAT) er lovfestet i forurensningsloven § 2 nr. 3 og blir lagt til grunn når det gis tillatelser på nærmere angitte vilkår og ved pålegg etter forurensningsloven.

Vannforskriften

[Forskrift om rammer for vannforvaltningen](#)

Forskrift om rammer for vannforvaltning (vannforskriften) regulerer EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet) i Norge, og er hjemlet i forurensningsloven, plan- og bygningsloven og vannressursloven. Hovedformålet med forskriften er å beskytte, og om nødvendig forbedre eller gjenopprette, tilstanden i ferskvann, grunnvann og kystnære områder. Vannforskriften gir rammer for fastsettelse av miljømål (§ 24 og §§ 4-6) som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Det skal utarbeides og vedtas regionale forvaltningsplaner (§ 26) med tiltaksprogrammer (§25) som tar sikte på å oppfylle miljømålene og å fremskaffe nødvendig kunnskapsgrunnlag for dette arbeidet. Forskriften setter miljømål for alt ferskvann, grunnvann og kystvann inntil 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen, og ut til territorialgrensen når det gjelder miljømål for kjemisk tilstand. I henhold til vannforskriften skal alle vannforekomster opprettholde eller oppnå minst god kjemisk- og økologisk tilstand. For sterkt modifiserte vannforekomster er miljømålet god kjemisk tilstand og godt økologisk potensial. Målene skal oppnås innen seks år etter at første forvaltningsplanperiode er trådt i kraft. Forskriften inneholder imidlertid unntaksbestemmelser (§§ 9-12). Det kan for eksempel gis fristutsettelse dersom det er uforholdsmessig kostnadskrevende eller teknisk umulig å oppnå miljømålet om god tilstand. Midlertidig forringelse av miljøtilstanden, som følge av naturlige forhold (§§ 9 og 11), er akseptabelt. Det kan også fastsettes mindre strenge miljømål der det er et samfunnsmessig behov for menneskelig virksomhet (§§ 10 og 12).

Godkjente forvaltningsplaner skal legges til grunn for regionale organers virksomhet og for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionene, herunder sedimentsaker (§ 29). Planene gir informasjon om hvilke miljømål som gjelder i vannforekomstene, viser hvilke tiltak som bør iverksettes for å sikre god vannkvalitet, og gir retningslinjer for hvilke inngrep som kan gjennomføres/tillates. Tiltak angitt i forvaltningsplanen/tiltaksprogrammet følges opp ved pålegg som hjemles i det respektive sektorregelverket. Det foreligger vedtatte forvaltningsplaner med tiltaksprogram for alle vannforekomster. Disse er tilgjengelig på vannportalen her:

[Plandokumenter 2016-2021](#)

En viktig bestemmelse som kan få praktisk betydning i sedimentsaker er vannforskriftens § 12, som regulerer muligheten for unntak fra miljømålet som følge av ny aktivitet/nye inngrep, Dersom det er fare for at miljømålene i §§ 4 - 6 ikke nås eller tilstanden i vannforekomsten forringes, følger det av § 12 at ny aktivitet eller nye inngrep bare kan gjennomføres dersom vilkårene i første ledd bokstav a eller b og annet ledd bokstav a til c er oppfylt. Vurderingen av § 12 skjer i forbindelse med saksbehandling etter forurensningsloven, og kan blant annet være aktuelt i større mudresaker eller når det søkes om tillatelse til deponi for forurensede sedimenter. Også i de tilfeller hvor forurensningsmyndighetene gir pålegg om (oppryddings)tiltak i sedimenter, vil vannforskriftens § 12 kunne komme til anvendelse. I slike saker vil forringelsen (effektene av tiltaket) ofte være kortvarig. En kortvarig forringelse kan tillates uten at det er nødvendig å vurdere kravene i § 12.

Selv om vilkårene i § 12 er oppfylt, kan det likevel tenkes at tiltaket ikke bør tillates av hensyn til andre forhold (annet regelverk, annen praksis etc.). Vannforskriftens § 12 gir med andre ord ikke tiltakshaver noe rettskrav på å få gjennomført tiltaket dersom det kreves tillatelse i medhold av annen lov, jf. formuleringen "kan gjennomføres".

Havne- og farvannsloven

[Lov om havner og farvann 17. april 2009 \(havne- og farvannsloven\)](#)

Den generelle målsettingen med havne- og farvannsloven er å legge til rette for ”god fremkommelighet, trygg ferdsel og forsvarlig bruk og forvaltning av farvannet i samsvar med allmenne hensyn og hensynet til fiskeriene og andre næringer”, jf. § 1. ”Enkelte bestemmelser i loven er også gitt for å fremme allmenne miljøhensyn (§§ 26, 29, 30).

Havne- og farvannsloven legger forvaltningsansvar og myndighet til henholdsvis departementet (Fiskeri- og kystdepartementet) og kommunen. Fiskeri- og kystdepartementet har delegert mesteparten av sin myndighet til å fatte enkeltvedtak etter havne- og farvannsloven til Kystverket. Kommunen er gitt forvaltningsansvar og myndighet ”innenfor området hvor kommunen har planmyndighet etter plan- og bygningsloven”, jf. § 9, 1. ledd.

Utgangspunktet er at alle typer tiltak som kan påvirke sikkerheten eller fremkommeligheten i farvannet krever tillatelse fra kommunen jf. § 27. Ved gjennomføring av tiltak i sedimenter må det derfor etableres kontakt med Kystverket og kommunen/havnestyret. Ved dumping av masser og gjenstander kreves tillatelse fra kommunen etter § 27 første ledd. For øvrig må det vurderes om tiltak i sedimentene i gjennomføringsfasen innebærer tiltak som kan påvirke sikkerheten eller fremkommeligheten i hovedled eller biled. I så fall er det nødvendig med tillatelse fra Kystverket etter § 27 annet ledd.

Videre vil tiltak som kan være av betydning for Forsvarets eller Kystverkets anlegg, innretninger eller virksomhet, kreve tillatelse fra Kystverket, jf. § 28. Fiskeri- og kystdepartementet er i tillegg gitt myndighet til å forby eller sette vilkår for iverksetting av tiltak for å beskytte bestemte områder med særlig verdi for marint biologisk mangfold, jf. § 30. Dette gjelder tiltak etter havne- og farvannsloven.

Eksempler på tiltak som krever tillatelse etter havne- og farvannsloven er

- Mudring og dumping
- Bygging av kaier, brygger og moloer
- Etablering av akvakulturanlegg
- Bygging av bruer
- Fortøyningsanlegg
- Opplag av fartøy
- Legging av ledninger, rør med mer i sjøen

Før kommunen eller Kystverket treffer vedtak etter § 27 og § 28 kan tiltakshaver bli pålagt å bekoste undersøkelser som er nødvendige for å klarlegge konsekvenser av tiltaket, jf. § 33.

I og med at kommunen/havnestyret har et særlig ansvar for at ferdselen på sjøen ikke hindres eller vanskeliggjøres, vil vedlikeholdsmudring i farleder og ved kommunens egne kaier ofte måtte utføres av kommunen selv. Mudring for å opprettholde seilingsdybde krever tillatelse fra Fylkesmannen etter forurensningsforskriften kapittel 22.

Kulturminneloven

Lov om kulturminner av 9. juni 1978 nr. 50. Hele loven finne du her: [Kulturminneloven](#)

Undersøkelsesplikt

Funn av marine kulturminner kan forekomme ved arbeid i sedimenter. Kulturminneloven § 9 pålegger undersøkelsesplikt til tiltakshaver for å avklare om det finnes kulturminner som det må tas spesielt hensyn til ved tiltak i sjøbunnen. Dette må avklares før selve tiltaket i sjøbunnen kan iverksettes. Noen marine kulturminner som skipsfunn er automatisk fredet.

Skipsfunn er etter kulturminneloven § 14 «...mer enn hundre år gamle båter, skipsskrog, tilbehør, last og annet som har vært ombord eller deler av slike ting...». Skipsfunn omfatter ikke bare det vi vanligvis kaller vrak, men for eksempel også ballasthauger og funnførende lag i havner. Vrak og funnførende lag i havner er dermed undergitt forbud mot oppgraving og andre tiltak som kan skade kulturminnet.

Den ansvarlige for gjennomføring av sedimenttiltak må ta kontakt med rette myndighet, fylkeskommunen, for å få avklart om det er registrert kulturminner i tiltaksområdet, eller om det eventuelt må gjøres nærmere undersøkelser. Kulturminnemyndigheten kan stille krav om registrering som et ledd i oppfyllelsen av undersøkelsesplikten, eller stille krav om arkeologisk overvåking av arbeidet. Kostnadene for dette må dekkes av tiltakshaver, jf. kulturminneloven § 10.

Når det gjelder tiltak som berører havn og/eller sjøbunn må sjøfartsmuseene inn i saken. Fylkeskommunen samordner saken med sjøfartsmuseet, men tiltakshaver kan også sende saken i kopi til sjøfartsmuseet slik at saksgangen går raskere (parallell saksbehandling).

Forvaltningsansvaret for skipsfunn og registrering av kulturminner under vann er plassert hos sjøfartsmuseene i Oslo, Stavanger og Bergen, vitenskapsmuseet i Trondheim og Tromsø museum.

Meldeplikt

Påtreffes kulturminner under arbeidet skal arbeidet stanses i den utstrekning det berører funnet, og kulturminnemyndigheten skal varsles, jf. § 8 annet ledd og § 14 tredje ledd.

Kulturminnemyndigheten avgjør da snarest, og senest innen tre uker, om arbeidet kan fortsette. Hvis nødvendig vil de stille supplerende vilkår til tillatelsen til tiltak eller krav i pålegg.

Dispensasjon fra kulturminneloven ved konflikt med kulturminner

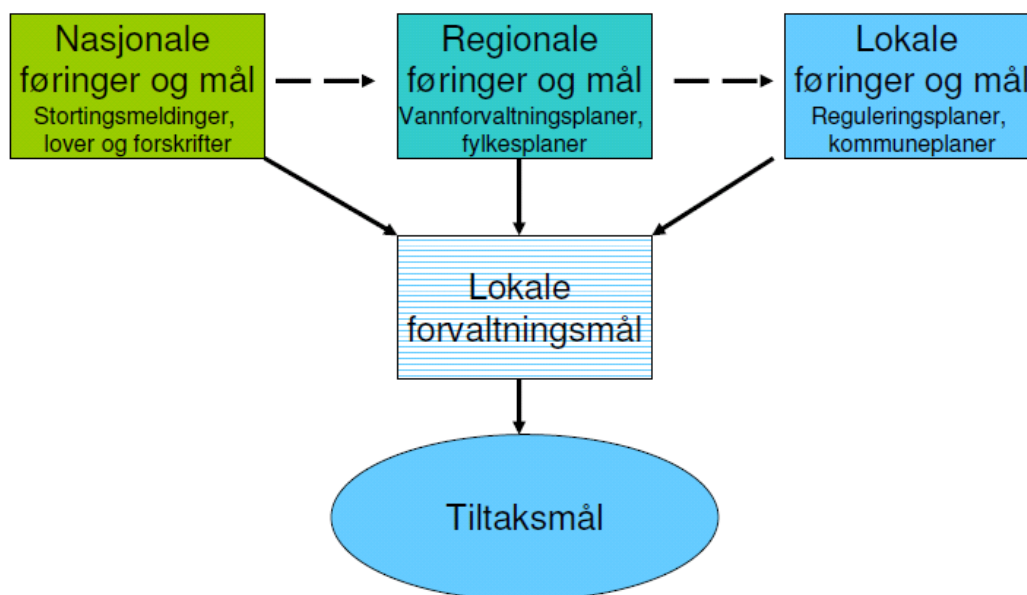
En eventuell søknad om tillatelse til inngrep i et vernet eller fredet kulturminne skal sendes til rette fylkeskommune og sjøfartsmuseum. Søknaden stilles til Riksantikvaren, Kulturminneavdelingen, postboks 8196 Dep., 0034 Oslo. Museet gir sin faglige vurdering og tilråding til Riksantikvaren, som avgjør søknaden.

En eventuell dispensasjon kan omfatte vilkår om undersøkelse av kulturminner. Undersøkelsen bekostes av tiltakshaver, jf. § 10.

Undersøkelser, utgravninger, dokumentering m.m. utføres i henhold til forskrift om faglig ansvarsfordeling etter kulturminneloven, og administreres av Riksantikvaren.

Vedlegg II – Miljømål

Arbeidet med forurenset sjøbunn styres i stor grad av føringer som er gitt på nasjonalt plan, både gjennom stortingsmeldinger og forurensningslovverket, og gjennom forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften), som igjen er styrt av EUs vanndirektiv. Disse føringene, sammen med regionalt og lokalt fastsatte planbestemmelser, setter rammer for forurensningsmyndighetenes arbeid i områder med forurenset sjøbunn. Se figur II-1. Nasjonale bestemmelser er gjerne generelle, slik at det i tillegg vil være behov for å utarbeide lokale miljømål. Miljømålene vil være førende for tiltak i området enten man gjennomfører oppryddingstiltak eller det planlegges andre tiltak i forurenset sjøbunn som ikke primært har til formål å rydde opp i forurensning.



Figur II-1. Figuren viser sammenhengen mellom de føringene som er gitt nasjonalt, regionalt og lokalt, og lokale forvaltningsmål og tiltaksmål. Mens det er helt nødvendig å sette tiltaksmål for å kunne stille krav til og vurdere gjennomføringen av et tiltak, er lokale forvaltningsmål et godt hjelpemiddel for saksbehandlingen i de områdene der de er utarbeidet.

Miljømålene kommer til anvendelse på ulike måter i arbeidet med forurenset sjøbunn

- Tydeliggjør utfordringene i området
- Gir føringer for hvilke tiltak som kan tillates eller pålegges gjennomført
- Gir føringer for hvordan tiltak kan gjennomføres
- Hvilke krav som skal stilles til gjennomføringen
- Gir føringer for hvilken overvåking som skal kreves
- Gir grunnlaget for å sette tiltaksmål
- Gir føringer for hvilken sluttokumentasjon det er behov for

Miljømål gir ikke uten videre tiltaksplikt. Som tiltakshaver bør man imidlertid i en tidlig fase av tiltaksplanleggingen skaffe seg en oversikt over hvilke mål og føringer som gjelder for området. Dersom formålet med tiltaket er opprydding i forurenset sjøbunn, vil det være en nødvendig del av

arbeidet å fastsette konkrete tiltaksmål. Tiltak skal bidra til oppfyllelse av langsiktige miljømål for området.

I dette vedlegget gis det en oversikt over hvilke føringer som eksisterer fra nasjonale, regionale og lokale myndigheter. I tillegg gis det informasjon om lokale forvaltningsmål, og om hvordan man kan sette mål for gjennomføring av tiltak (tiltaksmål).

Nasjonale mål

Regjeringen har i ulike stortingsmeldinger, bl.a. St.meld. 14 (2006-2007), lagt frem nasjonale mål for arbeidet med forurenset sjøbunn som gir uttrykk for en ønsket utvikling. Disse målene ligger til grunn for arbeidet med handlingsplanen for opprydding i forurenset sjøbunn, for oppfølgingen av forurenset sjøbunn utenfor skipsverft, og for oppfølging i andre områder der det er behov for opprydding i forurenset sjøbunn.

I Handlingsplan for opprydding i forurenset sjøbunn i St.meld. nr. 14 (2006-2007) "Sammen for et giftfritt miljø" er de langsiktige forvaltningsmålene formulert slik:

- I 17 områder er det pga. forurensningssituasjonen behov for snarlig miljøforbedring
- Ren sjøbunn skal gjenskapes der det nå er gamle forurensninger
- Miljøgifter på sjøbunnen skal ikke spres videre eller tas opp i planer, dyr og mennesker

Vannforskriften gir føringer for overordnet felles europeisk kvalitetsmål for vannmiljøet:

- Alle vannforekomster skal ha god økologisk- og kjemisk tilstand innen utgangen av første planperiode som er 2021 for Norge. Tilstanden i overflatevannet skal beskyttes mot forringelse, og om nødvendig forbedres eller gjenopprettes.
- For vannforekomster i kategorien "sterkt modifiserte vannforekomster" er det satt økologisk miljømål om "godt økologisk potensial", som innebærer krav til økologisk tilstand tilpasset inngrepets karakter og formål. Kravene til god kjemisk tilstand er imidlertid de samme som for resten av overflatevannet.
- Utsatt måloppnåelse inntil 2 forvaltningsperioder. Dette betyr for Norges del at den generelle målsettingen være å nå god tilstand i 2027, men med mulighet for utsettelse til 2033 i særlige tilfeller. Målsettingen må sees i sammenheng med annen lovgivning (jf. Vannforskriften § 13). Det er et mål at den strengeste lovreguleringen skal gjelde.

Rikspolitiske Retningslinjer (RPR) kan være retningsgivende for arbeidet i et større avgrenset geografisk område der slike retningslinjer er innført. Se oversikt over Klima- og miljødepartementets rundskriv på <http://www.regjeringen.no>.

Naturmangfoldlovens forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde, og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Målet er også at økosystemers funksjoner, struktur og produktivitet ivaretas så langt det anses rimelig. For arter er målet at artene og deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt, og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Så langt det er nødvendig for å nå dette målet, ivaretas også artenes økologiske funksjonsområder og de øvrige økologiske betingelsene som de er avhengige av.

Regionale mål

Regionale mål gjelder større fjord- eller havneområder. Eksempler på regionale mål kan være

- Reduksjon av miljøgiftspredning, ofte spesifisert for bestemte stoffer, fra ett eller flere delareal til andre mindre forurensete områder
- Miljøtilstanden i fjorden skal ikke være til hinder for allmennhetens bruk og uttak av marine ressurser

I samsvar med bestemmelsene i vannforskriften er det utarbeidet miljømål for alle vannforekomster i Norge. Miljømålene er forankret i en forvaltningsplan, som vedtas som fylkesdelplan etter plan- og bygningsloven. Det eksistere regionalt vedtatte miljømål for alle områder der det skal gjennomføres tiltak i forurenset sjøbunn. Disse miljømålene ligger til grunn for planleggingen av større oppryddingsprosjekter og krav som stilles til tiltak. Andre regionale miljømål bør ikke være motstridende med disse.

I de fleste vannforekomster vil miljømålet være at vannforekomsten skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand, i samsvar med klassifiseringen i vedlegg V til vannforskriften. Kunstige og sterkt modifiserte vannforekomster skal ha minst godt økologisk potensial og minst god kjemisk tilstand. For noen vannforekomster vil det være mulig å fastsette mindre strenge miljømål, etter egne regler i vannforskriften.

Miljømålene i vannforskriften vil i stor grad være førende for arbeidet med forurenset sjøbunn fordi

- Forurenset sjøbunn er én av flere kilder til spredning av miljøgifter til vannforekomsten, og det kan være nødvendig å kreve tiltak i sjøbunnen for å oppnå miljømålet.
- Miljømålet om god økologisk tilstand gjelder både organismer som lever i vannet og organismer som lever på/i sjøbunnen. Spesielt de siste vil påvirkes av forurensningsnivået i sedimentene.
- Miljøtilstanden i vannforekomsten vil i svært mange tilfeller bli overvåket ved prøvetaking i sedimentene.

Fylkesmannen har ansvar for klassifisering av vannforekomstene.

Når forurensningsmyndigheten pålegger undersøkelser og/eller tiltak bør regionale miljømål for vannforekomsten inngå i begrunnelsen for tiltak. Forurensningsmyndigheten bør til enhver tid ha oversikt over hvilket miljømål som gjelder for den enkelte vannforekomst, og hva dette miljømålet innebærer. Normalt vil dette fremgå av Vann-Nett; se lenke her [Vann-Nett](#)

Tidligere var opphevelse av kostholdsråd for hele eller deler av fjorden ofte brukt som miljømålsetning for fjordområder. Denne målsetning benyttes ikke lenger selvom den nok kan egne seg som en visjon om ønsket utvikling, fordi den er konkret og forståelig og gir tiltrengt lokal motivasjon for å prioritere tiltak. Det er Mattilsynet som har myndighetsansvar for advarsler knyttet til fisk og sjømat. [Advarsler mot fisk og sjømat fra forurensede områder](#)

Lokale forvaltningsmål

Et forvaltningsmål er et mål som sier noe om hva vi ønsker å oppnå for et område som helhet og over tid. Kommuner kan ha vedtak om lokale miljømål og reguleringsplaner som har betydning for om og hvordan tiltak i sjøbunnen kan gjennomføres. Tiltakshaver har ansvar for å skaffe seg oversikt over eventuelle lokale vedtak og planer som kan ha betydning, og kan få dette ved å ta kontakt med kommune eller Fylkesmann. Også forurensningsmyndigheten bør sørge for å ha oversikt over lokale mål og planer før det gis pålegg om eller tillatelse til tiltak.

Erfaringene fra arbeid med forurenset sjøbunn så langt, viser at det er urealistisk å forvente at langsiktige forvaltningsmål for et større område med forurenset sjøbunn kan oppnås ved ett enkelt tiltak. Det må vanligvis gjennomføres en rekke tiltak i et større område med forurenset sjøbunn, for å oppnå forvaltningsmålet. Hvert av tiltakene må ha sitt eget tiltaks mål. Enkelttiltakene må prioriteres innbyrdes på bakgrunn av konsekvenser for miljø, nytte/kostnader og om det er noen

finansiell «driver» tilstede. En oversikt over påvirkninger og tiltak for å forbedre den respektive vannforekomsten finnes i tiltaksmodulen i Vann-Nett. [Tiltaksmodul i Vann-Nett](#)

Dersom det ikke er satt lokale forvaltningsmål er ikke dette til hinder for planlegging eller gjennomføring av oppryddingstiltak i forurenset sjøbunn. Forurensningsmyndigheten vurderer om det skal gjennomføres tiltak ut fra en vurdering av risiko for spredning, miljø eller helse, og i tråd med prinsippene i forurensningsloven. Tiltaks mål settes ut fra nasjonale, regionale og lokale føringer. Det samme gjelder dersom det er en tiltakshaver som søker om å gjennomføre tiltak.

Å fastsette lokale forvaltningsmål

Det anbefales at det er fylkesmannen eller ansatte i kommunen (for eksempel prosjektledere innen forurenset sjøbunn) som tar initiativ til utarbeidelse av forvaltningsmål for området. Dette gjelder spesielt for områder der det arbeides med større tiltaksplaner. Det er viktig at forvaltningsmålet forankres godt i lokalmiljøet; i kommunen, hos interesseorganisasjoner, virksomheter og i befolkningen generelt. Aktuelle interesseorganisasjoner og virksomheter bør derfor inviteres til å delta i utarbeidelsen av det lokale forvaltningsmålet. Det er en viktig del av forankringen at det lokale forvaltningsmålet gjennomgår en politisk behandling i kommunen eller kommunene der tiltaksplanområdet ligger. Dette bør skje etter at det er oppnådd enighet blant gruppene som er med på å utarbeide det lokale forvaltningsmålet.

Viktige momenter i arbeidet med å utarbeide lokale forvaltningsmål:

- Hvilke brukerinteresser er knyttet til området?
- Hvilke krav setter brukerne til miljøkvaliteten?
- Hva er problemet knyttet til forurensning i området?
- Hvilket ambisjonsnivå skal målet ligge på?

Kategoriene nedenfor angir ulike ambisjonsnivåer og mulige formuleringer av forvaltningsmål.

➤ Minst ambisiøse nivå: Man ønsker ikke en forverring av tilstanden

Dette ansees som det minst ambisiøse målet. Fjordområdet har en akseptabel tilstand, eller konflikter er knyttet til kilder på land i en slik grad at forbedringer gjennom tiltak i sedimentene foreløpig ikke er aktuelt. At nivået ansees som minst omfattende og minst ambisiøst, er knyttet til sedimentene. Det kan likevel være aktuelt med omfattende tiltak mot kilder på land. Overvåking med formål å følge utvikling og ev. endring av en beskrevet tilstand kan også være aktuell oppfølging.

➤ Middels nivå: Forurensningen skal ikke hindre allmennhetens bruk og utnyttelse til næring

Fjordområdet skal kunne brukes til for eksempel: rekreasjon, turisme, fritidsfiske, oppdrett etc. og negative virkninger på human helse skal unngås. Dette nivået vil innebære tiltak i sedimentene for å begrense spredning av forurensning, i tillegg til tiltak for å stoppe eventuelle aktive kilder fra land. Utfordringen ved et slikt ambisjonsnivå vil være å etablere konkrete og etterprøvbare mål for når tiltaket er oppfylt.

➤ Mest ambisiøse nivå: Økologisk tilstand skal ikke være negativt påvirket av forurensningen

Fjordområdet skal ha en miljøkvalitet der miljøgifter ikke gir risiko for negative biologiske effekter eller har andre negative virkninger på økosystemet.

Det vil være en glidende overgang mellom nivåene. Dette er fordi andre faktorer enn de påvirkninger som vurderes i tiltaksplanarbeidet vil kunne påvirke måloppnåelsen, for eksempel

innskjerper i WHO's tilrådninger, endret anbefalt inntak fra sjømat pga. endret belastning fra andre eksponeringsveier, langtransport mv.

Tiltaks mål

Et tiltaks mål er en konkret målsetting for gjennomføringen av et tiltak, og skal oppfylles i forbindelse med gjennomføring av dette. Tiltaks mål skal være definert ut fra målsetting om å redusere påvirkning eller belastning knyttet til miljøgifter og biologisk påvirkning i et avgrenset areal. Tiltaks målet må være lokalt tilpasset brukerinteresser og påvirkninger, og vise miljøgevinst på kort og lang sikt. Lokale tiltaks mål for hvert enkelt tiltak skal utarbeides i samsvar med eventuelle lokale forvaltnings mål, og for øvrig i samsvar med bestemmelser i vannforskriften og i overensstemmelse med nasjonale føringer og statlige planretningslinjer gitt i medhold av plan- og bygningslovens § 6-2. Det er viktig å etablere en sammenheng mellom langsiktige forvaltnings mål og konkrete tiltaks mål. Dersom det skal ryddes opp i et større område med forurenset sjøbunn, skal tiltakene som foreslås i planen samlet sett oppfylle det lokale forvaltnings målet.

Tiltaket gjennomføres etter pålegg eller tillatelse gitt av forurensningsmyndigheten.

Ved pålegg er det vanligvis forurensningsmyndigheten som setter tiltaks målet. Den som mottar pålegget blir vanligvis pålagt oppgaven med å konkretisere tiltaks målet, gjennom å utarbeide en plan for tiltaket.

Ved søknad om tillatelse bør tiltakshaver foreslå (tiltaks) mål for tiltaket i søknaden til forurensningsmyndigheten. Forurensningsmyndighetene vurderer om tiltaks målet er i tråd med eksisterende føringer og et eventuelt lokalt forvaltnings mål. Tiltaks målet konkretiseres i beskrivelser av gjennomføringen og gjennom krav i en eventuell tillatelse.

Tiltaks mål kan være:

➤ Forurensningskonsentrasjon i sediment:

I saker der det skal gjøres oppryddingstiltak i forurensete sedimenter, bør man ha som tiltaks mål at forurensningstilstanden forbedres innenfor arealet der tiltaket gjennomføres. Et mål med lavere ambisjonsnivå, dersom formålet med tiltaket ikke er opprydding i forurenset sjøbunn, kan være at forurensningsnivåene i sedimentene ikke skal øke i forbindelse med tiltaket.

Konsentrasjons målet bør relatere seg til det laget av overflatesedimentet som er utsatt for fysiske forstyrrelser, og som er i kontakt med organismer (bioturbasjonslaget). Det er fra denne delen av sjøbunnen miljøgiftene kan gjøres tilgjengelig gjennom næringskjeden.

Målet kan settes for området der tiltaket skal gjennomføres, og/eller for tilleggende områder.

Miljødirektoratet anbefaler å bruke grenseverdien for tilstandsklasse II / III i sedimentene som mål i områder der kilder er sanert, tilførselsvurderinger viser at denne klassegrensen er hensiktsmessig å oppnå, kost/nyttevurderinger kan forsvares og tiltaks metode muliggjør måloppnåelse.

Lavere ambisjonsnivå (aksept for høyere tilstandsklasse) eller utsatt tiltaksgjennomføring kan aksepteres dersom følgende er oppfylt:

- risikovurderingen viser at det er små behov for tiltak selv med relativt høye miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene
- trinn 3-risikovurdering er gjennomført for å verifisere trinn 2-risikovurderingen, og opptak av miljøgifter i biota viser små effekter
- områdets økologiske tilstand er god

Grenseverdi for tilstandsklasse III / IV i sedimentene kan benyttes som tiltaks mål dersom ikke tilførsler fra landbaserte kilder er stoppet. Næring og industri skal kunne opprettholdes. Dette tiltaks målet vil kunne medføre behov for utsettelse av miljømål jf vannforskriften.

➤ Transport/spredning av miljøgifter:

Et mål knyttet til spredning av miljøgifter kan for eksempel spesifiseres med grenseverdier for spredning innenfor en gitt tidsramme, eller med egne krav til gjennomføringen av tiltaket. Dette kan overvåkes ved å måle spredning av partikler, frigjøring av miljøgifter, utlekking og/eller opptak av ulike miljøgifter. Det finnes også muligheter for å måle transport ved hjelp av passive prøvetakere, sedimentfeller eller testing i eksperimentelle anlegg. Bruk av modeller for å beregne transporten teoretisk kan være et alternativ, men beregningene bør verifiseres med målinger.

➤ Konsentrasjon av miljøgifter i organismer:

Et mål for miljøgifter i organismer kan spesifiseres med mål for konsentrasjon i utvalgte arter (for eksempel blåskjell), og følges opp gjennom prøvetaking og analyse før og etter tiltak. Dersom det skal gjøres tiltak i en mindre del av et større fjordområde, er det viktig å velge stasjonære arter. Prøvetaking over en lengre tidsperiode (minimum 10 år) vil sannsynligvis være nødvendig for å vurdere langsiktig måloppnåelse. Det vil i den forbindelse være viktig å ha kunnskap om sammenhengen mellom sedimentforurensningen/andre forurensningskilder og opptak av stoffene i de utvalgte artene. Konsentrasjonene sammenlignes med Miljødirektoratets klassifisering av tilstand, M-608.

➤ Biologisk tilstand:

Et mål om en gitt biologisk tilstand kan spesifiseres gjennom mål for økosystemets struktur og funksjon, for eksempel artssammensetning, registrering av effekter på enkelte organismer (effektstudier), eller gjennom krav om tilstedeværelse av enkeltarter etter tiltaksgjennomføring. Tilbakeføring av naturlig biologisk mangfold kan følges gjennom å se på utviklingen av utvalgte nøkkelarter over tid. Det er også mulig å etablere en diversitetsindeks som mål på det biologiske mangfoldet. Diversitetsindeksen kan da enten sammenliknes med et referanseområde, eller en kan følge utviklingen av diversitetsindeksen over tid. Denne type mål bør også suppleres med delmål med kortere tidshorison. Vær oppmerksom på at det ikke finnes diversitetsindekser som er utviklet for påvirkning av miljøgifter. De indeksene som finnes er utviklet for påvirkning fra næringsstoffer og organisk stoff.

Dersom det søkes om tiltak, for eksempel mudring, i områder uten forurensning, er det først og fremst biologiske effekter av tiltaket som bør være i fokus og som det bør settes tiltaks mål for. Et mulig tiltaks mål kan være at det biologiske mangfoldet i tiliggende områder ikke forringes. Dersom det er sårbare eller viktige arter eller naturtyper i nærliggende områder, som for eksempel ålgress, ål eller laks, bør det settes egne tiltaks mål for disse.

Tiltaks mål, tiltaksovervåking og sluttkontroll henger tett sammen. Les mer om overvåking og sluttkontroll i Vedlegg VII - Undersøkelser og overvåking.

Tiltaks mål for forurensningssituasjonen ved store mudringsprosjekter

Alternative tilnærminger til formulering av tiltaks mål ved store mudringsprosjekter kan være:

- Etter at tiltaket er gjennomført skal sedimentene ikke utgjøre en uakseptabel risiko jf. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)).
- Etter at tiltaket er gjennomført skal reduksjonen i miljøgiftkonsentrasjon i det biologisk aktive sedimentlaget være av en viss størrelse. For eksempel: 80 % av PAH'er og 85 % av PCB'er i det bioaktive laget skal være fjernet.

- Etter at tiltaket er gjennomført skal en viss mengde miljøgifter (målt i gram/kg) være fjernet. Dette kravet sier lite om biologisk effekt, og er først og fremst egnet der tiltaket ikke primært er et miljøoppryddingsprosjekt, men der man likevel vil dokumentere at miljøgifter fjernes fra sjøbunnen.

Det biologisk aktive laget er det laget der organismene lever. Dette inkluderer det "fluffy" topplaget som oppstår når man mudrer. Tykkelsen på det biologisk aktive laget varierer fra sted til sted og bør så langt det lar seg gjøre bestemmes stedsspesifikt. Som en sjablongverdi bør det biologisk aktive laget minimum settes til 10 cm.

Det er viktig å være oppmerksom på at det alltid forekommer en viss grad av restforurensning etter mudring. Hvis en slik restforurensning ikke er forenlig med tiltaksålet (dvs. at den ikke kan godtas i området), bør det brukes andre tiltaksmetoder som kan gi miljømessig bedre resultater, enten som hovedtiltak eller i tillegg til mudringen. Det er helt vanlig at det må foretas en ettermudring etter første mudreoperasjon. Dette vil redusere restforurensningen på den nye sjøbunnen.

I tillegg bør det utarbeides tiltaksål for biologiske effekter.

Tiltaksål for forurensningssituasjonen ved tildekkingsprosjekter

Alternative tilnæringer til formulering av tiltaksål ved tildekkingsprosjekter:

- Når tildekkingen er avsluttet skal tildekkingslaget være minimum et visst antall cm tykt. Tykkelsen vil avhenge av hvilken tildekkingsstrategi man har valgt
- Etter at tiltaket er gjennomført skal sedimentene ikke utgjøre en uakseptabel risiko jf Veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)).
- Etter at tiltaket er gjennomført skal reduksjonen i spredning fra sjøbunnen i området, senkes med en viss prosent. For eksempel: spredningen av PAH'er skal være 80 % lavere etter at tildekking er gjennomført. Et slikt krav må i så fall baseres på målinger i forkant, og en beregning av hva som er sannsynlig/mulig/ønsket nedgang.

Å stille krav til tildekkingslagets tykkelse, er en enkel og praktisk tilnærming, og gir mye informasjon om tiltaksgjennomføringen. I de fleste tilfeller anbefales det derfor at det stilles et slikt krav. Det bør vurderes for hvert enkelt tildekkingsprosjekt, om det i tillegg skal stilles et krav til spredning av miljøgifter (de to siste punktene).

I tillegg bør det utarbeides tiltaksål for biologiske effekter.

Vedlegg III – Informasjon og medvirkning

Opprydningsprosjekter og andre tiltak i sjø av en viss størrelse engasjerer ofte mange aktører med ulike interesser og kompetanse. Selv ved små tiltak og få deltagere kan det oppstå interessekonflikter. God kommunikasjon, tidlig involvering og medvirkning bør vektlegges ved gjennomføring av sedimenttiltak. Plan for informasjon og medvirkning bør foreligge tidlig i prosessen. Kartlegging av aktuelle interesser må skje allerede i problembeskrivelsen av tiltaket.

I søknad om tillatelse til tiltak i sjø bør tiltakshaver gjøre rede for hvilke informasjons- og medvirkningstiltak som er planlagt for å ivareta behovene til både formelt berørte parter og andre interesser. For store saker kan dette innebære egne planer for kommunikasjon og medvirkning. I små og mellomstore saker kan det handle om å sikre at alle berørte parter får mulighet til å uttale seg til en søknad. Forurensningsmyndigheten vil kontrollere at formelle parter får kopi av søknad om tiltak og rett til å uttale seg gjennom en høringsrunde, men tiltakshaver må vurdere om det kan være andre uformelle interesser i saken. Myndighetene kan sette som vilkår for tillatelsen at det lages plan for informasjon og medvirkning.

Ved et pålegg om tiltak vil myndighetene kunne oppfordre tiltakshaver til å fremlegge planer for informasjon og medvirkning.

Mål for medvirkning

Informasjon og medvirkning fjerner ikke nødvendigvis interessekonflikter, men kan begrense konflikter og øke sjansen for å finne løsninger som alle parter kan akseptere. Mål for medvirkning bør være

- felles problemforståelse
- felles oppfatning av prosessen
- felles kunnskapsplattform
- felles språk og likeverdig dialog
- tillit
- unngå misforståelser
- respekt for hverandres roller og interesser
- realistisk forståelse for alternative løsninger

Medvirkning bidrar også til å ansvarliggjøre interesser tidlig i prosessen. Aktiv deltakelse og mulighetene det gir for påvirkning, kan bidra til å forankre planene i den enkelte deltakers organisasjon. Dette kan demme opp for uventede konfliktsituasjoner i gjennomføringen av et tiltak. Det bør være i alle parters interesse at det er størst mulig åpenhet og dialog rundt et tiltak som kan være konfliktfylt.

Formelle krav til medvirkning

For arbeidet med sedimentsaker gjelder ikke spesifikke krav til medvirkning, utover nasjonal lovgiving som gir myndigheter plikt til å fremme offentlig deltakelse når de utarbeider planer som gjelder miljøet. Informasjon om slike planer skal offentliggjøres på et tidlig tidspunkt slik at interesser får mulighet til å påvirke prosessen. Det framkommer av Århuskonvensjonen, som Norge har undertegnet.

Offentlighetsloven sikrer offentligheten og berørte parter rett til innsyn, og forvaltningsloven sikrer berørte parter rett til å uttale seg på bakgrunn av varsling før vedtak fattes.

Vanndirektivets artikkel 14 og vannforskriftens § 27 forutsetter at det skal tilrettelegges for at alle interesserte gis anledning til å delta aktivt i gjennomføringen. Vannforskriften er dessuten hjemlet i plan- og bygningsloven, noe som medfører at de generelle krav til informasjon og medvirkning i planarbeid også gjelder. Da vanndirektivet ble innlemmet i EØS-avtalen, ga Stortinget også klare føringer om medvirkning: «Komiteen forutsetter også at det legges praktisk og ressursmessig til rette for en bred involvering av sivilsamfunnet, slik direktivet forutsetter.» Direktoratgruppen for gjennomføringen av EUs vanndirektiv i Norge har i samråd med Nasjonal Referansegruppe (NRG) laget en [veileder for medvirkning og samråd](#). Denne gir utfyllende informasjon om forventningene til medvirkning i vannarbeidet og råd om hvordan medvirkning kan gjennomføres i praksis, og kan være nyttig også i andre sammenhenger.

Interessenter

Interessenter er formelt berørte parter og ellers alle som har interesser i saken og/eller kan bidra med kunnskap. Tabell II - 1 gir eksempler på typiske interessenter i sedimentsaker.

Tabell II-1. Eksempel på interessenter i sedimentsaker

Eksempel på interessenter i sedimentsaker	
Formelt involverte	Forurensere: industri, havnevirksomhet, kommuner
	Myndigheter: forurensning, fiskeri, kulturminne, havn, natur, samferdsel, plan
Andre interessenter	Faginstanser
	Miljøorganisasjoner
	Velforeninger
	Naboer
	Næringsinteresseorganisasjoner (for eksempel fiskerlag)
	Faglige interesseorganisasjoner (for eksempel ornitologer)
	Brukergruppers interesseorganisasjoner (for eksempel båtforeninger, og jakt og fiske)
	Politikere
	Journalister

Behov for medvirkning

Tiltakshaver bør helt i startfasen av et opprydningsprosjekt foreta en grundig vurdering av behovene for informasjon, involvering og medvirkning. Det innebærer å identifisere de riktige og viktige interessentene og kunnskapsmiljøene, og diskutere behovene for informasjon og medvirkning med disse.

Sjekklisten i tabell III - 2 kan brukes for å vurdere om det er behov for involvering. Mange ja-svar kan være tegn på at behovet for involvering er stort.

Tabell III-2. Sjekkliste for vurdering av behov for medvirkning i sedimentsaker. Listen er ikke komplett.

Sjekkliste for vurdering av behov for medvirkning i sedimentsaker	
ja/nei	Sjekkliste - behov for medvirkning
	Det er åpenbare motstridende interesser i saken
	Det er flere handlingsalternativer
	Det er (viktig) faglig usikkerhet/kunnskapshull i saken
	Saken er krevende å gjøre forståelig for ikke-eksperter
	Metodene som skal brukes er lite utprøvd
	Flere aktører må samarbeide for å få gjennomført arbeidet på en god måte
	Noen får fordeler, mens andre får ulemper - eller opplever at de får det
	Vanlige innbyggere vil trolig engasjere seg i saken
	Media vil trolig engasjere seg i saken
	Ekspert/autoriteter har motstridende eller avvikende meninger
	En eller flere av partene har svekket tillit/dårlig rykte i utgangspunktet
	Saken vil stå om menneskelige verdier (miljø vs. kapital etc.)
	Den umiddelbare nytten av tiltaket er vanskelig å synliggjøre
	Det skal brukes mye penger og/eller prosjektet er omfattende
	Tiltaket kan oppleves som risikofyllt
	Området har en historie som gjør at tiltaket vil vekke reaksjoner

Råd for involvering og medvirkning

Etabler engasjement tidlig

Det er ikke uvanlig at det er vanskelig å få engasjert viktige interessenter i tidlige faser av et opprydningsprosjekt. Vanskelighetene kan være fordi det er uklart hva saken egentlig gjelder og hvordan interessentene vil bli påvirket. For mange vil også tradisjonelle, formelle forvaltningsprosesser være vanskelige å forstå og forholde seg til. Nettopp derfor er det desto viktigere at tiltakshaver, gjerne i samarbeid med forurensningsmyndigheten, gjør en innsats for å sikre at interessenter involveres tidlig og utover de formelle prosessene. Forurensningsmyndighetens rolle vil være rådgivende.

- Kartlegg interessentene - og de som kan komme til å bli det senere. Spør kjente interessenter om de vet om andre som kan ha meninger om saken.
- Ta direkte kontakt, oppsøk eller kall inn til et uformelt møte

Konkrete forslag til den første dialogen:

- Synliggjør både utfordringer (kostnader, usikkerhetsfaktorer, forurensningsfare, praktiske ulemper mens arbeidene pågår etc.) og muligheter (byutvikling, utbygging av havner, veier og friluftsområder, muligheter for samkjøring med andre prosjekter, miljøforbedringer etc.)
- Hovedbudskap til interessentene: Det er i denne tidlige fasen det er størst mulighet for å påvirke prosjektet.
- Snakk folkelig og forståelig, bruk eksempler og sammenligninger.
- Forsøk å løse utfordringene sammen - ikke gjennom diskusjoner i media.
- Dersom det opprettes kontaktgrupper, referansegrupper eller lignende, inviter representanter for velforeninger, handelsstanden, lokale miljøorganisasjoner etc. Alle grupper trenger ikke representeres, men alle synspunkter bør være representert.
- Vær tydelig på hva som forventes av dem som deltar, hvilke roller og ansvar partene har. Det er viktig å unngå falske forhåpninger.

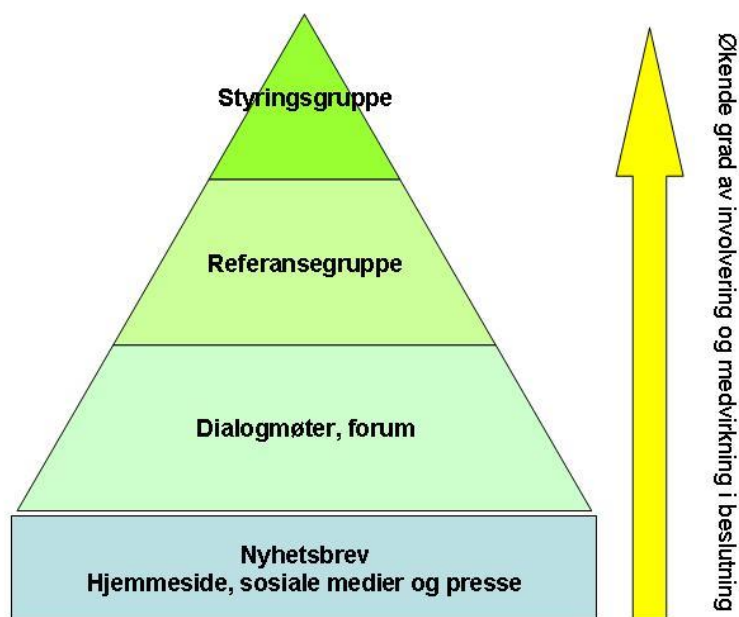
Organisering

En god organisering av et tiltaksprosjekt vil tydeliggjøre roller og ansvar, hvem som skal fatte beslutningene, og i hvilken grad interessentene kan være med å påvirke utfallet av saken. Det bør etterstrebes full åpenhet om og innsyn i de faglige problemstillingene på alle nivå i prosjektet.

Myndighetene stiller krav til tiltakshaver og kontrollører at kravene overholdes, men det er tiltakshaver som bør ta et betydelig ansvar for kommunikasjon og medvirkning.

Organiseringen vil i stor grad legge rammene for informasjon og medvirkning. For større tiltak kan det være nødvendig med en relativt omfattende organisering, mens små og mellomstore tiltak i liten grad krever en stor organisasjon. Det er uansett relevant med en bevisstgjøring av roller, ansvar og informasjonsflyt.

Figur III-1 gir et eksempel på hvordan man kan ivareta behovet for informasjon og medvirkning gjennom en bevisst organisering av et større tiltaksprosjekt.



Figur III -1. Eksempel på organisering av et prosjekt for et stort sedimentiltak

Styringsgruppa har ansvaret for prosjektplan, framdrift og økonomi, og er et besluttsende organ. Alle i styringsgruppa har tilgang til samme detaljerte informasjon som grunnlag for beslutninger. Det kan være observatører i styringsgruppa, men da må det være klart for alle parter at disse ikke deltar i beslutningsprosesser. Ofte er deltagelse i styringsgruppa basert på økonomisk eierskap til prosjektet.

Referansegruppa holdes orientert om prosjektet, bidrar med kunnskap og synspunkter og er et rådgivende organ uten beslutningsmyndighet.

Dialogmøter eller forum har som formål å være møteplasser hvor man kan ivareta spesielt interessertes informasjonsbehov og åpne for dialog. De kan med fordel organiseres slik at de blir en møteplass mellom myndigheter, konsulenter og forskere, virksomheter og interesseorganisasjoner.

Nyhetsbrev, hjemmeside og andre former for bruk av media er først og fremst informasjon og ikke dialog. Nye sosiale medier åpner for mulighet for toveiskommunikasjon, men det er foreløpig høstet lite erfaringer med bruk i denne sammenhengen.

Råd for kommunikasjon

Når saker er vanskelige forventer ofte media, politikere og publikum enkle og klargjørende svar. I forbindelse med større tiltak kan det dessuten oppstå situasjoner underveis som får mye oppmerksomhet i media og krever rask og presis respons, både fra myndigheter og fra tiltakshavere. Det kan være en stor utfordring å gjøre det komplekse forståelig. Erfaringer bl.a. fra Oslo havn og deponering av forurenset sjøbunn i dypvannsdeponi har vist at opprydding i forurenset sjøbunn kan vekke stort engasjement, og det er viktig å utveksle informasjon og kunnskap for å skape tillit og trygghet. Det anbefales å ha en klar strategi for håndtering av situasjoner som kan oppstå i forbindelse med større sedimenttiltak, inkludert hvem som skal svare på spørsmål fra media og andre.

Noe av det som ofte er vanskelig både å formidle og å forstå er risiko. Ekspertene og ikke-ekspertene vurderer risiko ulikt, og opplevd risiko står ikke alltid i forhold til reell risiko. Noen av de vanligste faktorene som påvirker opplevelsen av risiko er:

- eksperter gir uklare svar
- eksperter er helt eller delvis uenige
- folk blir ufrivillig utsatt for en risiko
- noen får fordeler, andre får ulemper (Not In My Back Yard-problemet)
- mistanke om skjulte motiver
- brutte løfter
- faremomentet er "unaturlig" (menneskeskapt forurensning)
- risikoen kan ramme egen helse, ikke bare "miljøet der ute"
- indirekte negative følger (f.eks. frykt for boligpriser)
- barn, gravide og framtidige generasjoner er truet
- de risikoutsatte er en konkret, identifiserbar gruppe - ikke "alle"

Nedenfor følger noen tips som kan være til hjelp i formidling:

- Erkjenn både følelser og fakta - ha kunnskap om hva som er viktig for interessentene og korriger raskt faktiske feil
- Snakk forståelig, vær forberedt på å bruke enkle og folkelige begreper
- Etabler arenaer for dialog og vær gjerne synlig på sosiale medier

- Vei bevistyngden
- Sammenlign med alternativene
- Vær konkret på hva som er eller hvordan noe er farlig eller risikofylt - bruk gjerne eksempler og sammenligninger
- Vær åpen og ærlig - også om det som er usikkert eller negativt
- Vær offensiv i formidling av informasjon - gi nok informasjon, gå aktivt ut til media og vær behjelpelig med fakta som kan opplyse saken godt

Miljødirektoratet har laget en [interaktiv animasjon om sjøbunnoppyrning](#) som kan være nyttig i formidling.

"Sediment og samfunn" har vært et forskningsprosjekt om medvirkning i sjøbunnarbeidet ledet av Norges Geotekniske Institutt (NGI). [Avslutningsrapporten fra Sediment og samfunn](#) gir anbefalinger for framtidige prosjekter. Den utfyller rådene i denne veilederen og gir eksempler på hvordan medvirkning kan gjennomføres i praksis.

Vedlegg IV – Naturhensyn

Forurensningsmyndigheten foretar en grundig vurdering av om tiltak i sjø kan medføre uakseptabel skade eller ulempe for miljøet, både i behandling av søknad om tiltak og i vurderingen av om tiltak skal pålegges. Dokumentasjonen må tiltakshaver bidra til å fremskaffe, enten gjennom søknad om tiltak eller etter pålegg fra myndigheten. Selv om en sak omfatter tiltak i rene sedimenter, skal myndigheten legge vekt på naturhensyn, naturmangfold og ressursbruk i sin vurdering. Denne plikten er tydeliggjort gjennom [naturmangfoldloven](#). Når det gjelder ressursbruk i sjø vil vi spesielt nevne kaste- og låssettingsplasser og akvakulturdrift. Informasjon om nevnte aktiviteter langs kysten kan en finne hos Fiskeridirektoratets [kartløsning Yggdrasil](#). Det samme gjelder for aktuelle sektorlover.

Det er ikke uvanlig at det i behandlingen av mindre mudresaker i skjærgården nettopp er hensynet til naturverdier som er den mest aktuelle problemstillingen.

Saker som berører spesielle naturforhold vil ofte være kontroversielle, og Fylkesmannen bør i slike saker som hovedregel gjennomføre en fullstendig høringsrunde - også i forhold til allmennheten.

Av hensyn til friluftsliv og rekreasjon, anbefaler Miljødirektoratet som en hovedregel at tiltak i sjø ikke tillates i perioden 15. mai til 15. september.

I enhver sak må det gjøres en spesifikk vurdering av hensyn til naturmangfold. Tidspunkt for tiltak bør vurderes i lys av naturforholdene på stedet, fare for oppvirvling og ev. effekt av avbøtende tiltak sammen med hensyn til hekking, gyting, fiskevandring og kastetid.

Regelverk

Naturmangfoldloven

Naturen skal tas vare på ved bærekraftig bruk og vern, slik at den gir grunnlag for menneskenes virksomhet nå og i fremtiden. [Naturmangfoldloven](#) slår fast at enhver skal opptre aktsomt og gjøre det som er rimelig for å unngå skade på naturmangfoldet. Prinsippene i naturmangfoldloven kap. 2 skal legges til grunn ved utøving av offentlig myndighet og i offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet.

Dette innebærer at:

- beslutninger skal bygge på et vitenskapelig kunnskapsgrunnlag
- beslutninger skal ivareta et føre-var-prinsipp
- en påvirkning er vurdert i sammenheng med den samlede belastningen som et økosystem er utsatt for
- tiltakshaver skal dekke kostnader for å hindre eller begrense skade på naturmangfoldet
- ved gjennomføring av tiltak skal hensynet til naturmangfoldet vektlegges ved valg av teknikker og driftsmetoder.

Se for utdypende informasjon Miljødirektoratets [side med sentrale dokumenter](#) til loven og [departementets veileder](#) til naturmangfoldlovens kapittel 2.

Dersom det finnes naturtyper eller arter som er truet i influensområdet, er det større fare for at tiltaket kan være i strid med lovens mål om at mangfoldet av naturtyper skal ivaretas (kap.2). Da bør hensynet til naturmangfoldet vektlegges tungt.

Forurensningsloven

Forurensningsmyndigheten kan pålegge undersøkelser for å fastslå om og i hvilken grad en virksomhet kan føre til forurensning og virkningen av forurensningen (§ 51). Det må være en sammenheng mellom den aktuelle forurensningen og de aktuelle undersøkelsene, men er vilkårene ellers tilstede kan det pålegges bl.a. resipientundersøkelser. Dersom det søkes om et forurensende tiltak må søknaden og vedlegg til denne gi de opplysningene som er nødvendige for å vurdere om tillatelse bør gis. Myndighetene kan fastsette hvilke opplysninger eller undersøkelser søkeren må sørge for (§ 12).

Konsekvenser av sedimenttiltak

Tiltak i sjø kan ha direkte innvirkning dersom de gjennomføres for eksempel midt i et ålegress- eller bløtbunnsområde, og nedslamming kan være en indirekte følge av mudring, dumping eller utfylling. Dette er ikke uvanlige problemstillinger i forbindelse med prosjekter i skjærgården, for eksempel vedlikehold eller etablering av brygger til fritidsbåter eller kunstige sandstrender. Utfordringen for forurensningsmyndigheten blir ofte å vurdere fare for skade som følge av tiltaket i forhold til naturtypen og artenes sårbarhet og verdi. Verdisettingen av marine naturtyper og arter må legges til grunn i vurderingen av hvor tiltak kan aksepteres, men samtidig må det utøves et visst skjønn. Med utgangspunkt i føre-var prinsippet bør man i størst mulig grad unngå tiltak i A- og B-lokaliteter. Også forstyrrelser av C-lokaliteter kan være viktig å unngå.

Sårbare marine naturtyper

Kartleggingen av naturtypene er forankret i [DN håndbok 19-2007](#). *Kartlegging av marint biologisk mangfold, revidert utgave*. Tabell IV-1 viser oversikt over marine naturtyper og nøkkelområder som bør kartlegges i forbindelse med et tiltak, dersom det ikke allerede er kartlagt av Miljødirektoratet og registrert i [Naturbase](#).

Tabell IV-1. Oversikt over marine naturtyper og nøkkelområder som kartlegges.

Oversikt over marine naturtyper og nøkkelområder

Større tareskogforekomster (stortare)
Sterke tidevannsstrømmer
Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet
Spesielt dype fjorder
Poller
Littoralbasseng
Israndavsetninger
Bløtbunnsområder
Korallforekomster
Ålegressenger
Østersforekomster
Skjellsand
Større kamskjellforekomster
Løstsittende kalkalger
Gyteområder (torsk)

Hensynet til gyte- og oppvekstområder, ålegressenger og bløtbunnsområder kan ofte komme i konflikt med ønsket om å gjennomføre sedimenttiltak. Informasjon om slike områder finner du i Fiskeridirektoratets kartløsning [Yggdrasil](#).

Informasjon om naturtyper

Oversikten over utbredelse av de registrerte naturtypene skal være tilgjengelig for alle fra [Naturbase](#) og Artsdatabankens [rødliste for naturtyper](#). De fleste offentlig tilgjengelige karttjenester (kommuner, fylkesmenn, direktorat) linker til denne databasen. Lokal informasjon om naturforholdene på en lokalitet kan i tillegg innhentes fra kommuner, fiske- og naturvernforeninger/organisasjoner og Fylkesmannen.

Områder med viktige naturverninteresser eller naturverdier kan være foreslått vernet eller er allerede vernet etter naturmangfoldloven eller plan- og bygningsloven, for eksempel ved at de er regulert til naturvernområder. Kommunen og Fylkesmannen kan gi opplysninger om hvilke bestemmelser, planer og vern som gjelder for et aktuelt tiltaksområde.

Dersom det ikke finnes informasjon om naturverdiene i tiltaksområdet, kan forurensningsmyndigheten vurdere om tiltakshaver må innhente dokumentasjon om disse forholdene før en tillatelse til tiltak eventuelt gis.

Naturtypenes verdi

Verdisetting av marine naturtyper er i utgangspunktet basert på økologiske kriterier som økologisk funksjon, sjeldenhet og om de er truet. Naturtypenes verdi er delt inn i nasjonalt viktig (A), regionalt viktig (B) eller lokalt viktig (C). Dette er omtalt i [DN håndbok 19-2007](#). Der det foreligger verdisetting av registrerte naturtyper fremkommer dette i Miljødirektoratets [Naturbase](#).

Viktige naturforhold som kan berøres av tiltak i sjø kan for eksempel være gyte- og oppvekstområder for fisk, områder som er sentrale for fiskevandring, grunne mudderbukter eller ålegressenger med et høyt biologisk mangfold. I vassdrag kan gytestrekninger og perioder for oppgang i elv, gyting og klekking være forhold som må vektlegges.

Sårbare arter

Prioritert art

Dvergålegras (*Zostera noltei*) er sterkt truet og for at arten ikke skal bli borte, ble i 2015 utpekt som prioritert art, og er derfor beskyttet i forskrift under naturmangfoldloven. Det innebærer at alle former for uttak, skade eller ødeleggelse av dvergålegras er forbudt. Mudring, utbygging, utfylling og endring av strømforhold og andre handlinger som kan skade eller på annen måte forringe forekomster av arten er regnet som ødeleggelse.

Fylkesmannen kan, etter søknad, gjøre unntak fra forbudet i samsvar med naturmangfoldloven § 24 femte ledd. Gjelder søknaden flere fylker, blir den håndtert av Miljødirektoratet. Ved søknad om dispensasjon fra forskriften, kan forurensningsmyndigheten kreve at følgene av det planlagte tiltaket for arten blir klarlagt i samsvar med naturmangfoldloven § 24 første ledd bokstav c.

Trua arter

I Artsdatabankens [rødliste for arter](#) finner vi sårbare eller trua arter (kategori CR, EN og VU) i saltvannsystemer som påvirkes av mudring, dumping og utfylling (under påvirkning av habitat). For flere arter angir rødlista både bestandsstørrelse og observerte lokaliteter. For sterkt kritiske arter bør man være svært varsom siden arter i denne gruppen kun finnes på få plasser og har sterkt redusert bestand. I tillegg kan det være nødvendig å ta hensyn til fugler og andre arter som er avhengige av våtmarksområder/ grunne sjøområder.

Tabell IV-2. Oversikt over trua arter i saltvannsystemer som påvirkes av mudring, dumping og utfylling. Det er ingen arter i kategori CR i saltvannssystemer i 2015-utgaven av rødliste for arter.

Sterkt kritiske arter (EN)

Dvergålegras (er også en prioritert art) (marin plante)
Dvergglattkrans (alge)
Sjøglattkrans (alge)
Grønnkrans (alge)
Vormglattkrans (alge)
Stift havfruegras (brakkvannsplante)
Ceramium deslongchampsii (rødalge i slekten rekeklo)

Sårbare arter (VU)

Ål (fisk)
Dvergsivaks (brakkvannsplante)
Nordlandsglattkrans (alge)
Barkløs småkrans (alge)
Hårkrans (alge)
Alkmaria romijni (flerbørstemark)
Gammarus inaequicauda (tangloppe)
Speilskjell
Vanlig sandskjell (merk: listet med latinsk navn *Mya arenaria*)

Vedlegg V – Håndtering av kulturminner

Teksten nedenfor er i hovedsak basert på rapporten *Tiltak i forurensede sedimenter og funn av kulturminner* (DNV, m.fl., 2009), men innholdet er kortet ned og omstrukturert for bruk i denne veilederen.

Bergens Sjøfartsmuseum gjennomførte en omfattende marinarkeologisk forundersøkelse i Vågen i Bergen i 2009 og 2010, som en del av Bergen kommunes forberedelser for tiltak mot miljøgifter i Bergen havn og Byfjorden. I tillegg til å fremskaffe kunnskapsgrunnlag om kulturminneomfanget i Vågen skulle forundersøkelsene bidra til å vurdere fordeler og ulemper med forskjellige teknikker for rensing/mudring/tildekking av forurensede masser på sjøbunnen i forhold til kulturminner. *Rapport fra marinarkeologisk forundersøkelse i Vågen, Bergen* (Stiftelsen Bergens sjøfartsmuseum, 2010), gir en god oversikt over både metoder og prosessen forbundet med undersøkelsen i Bergen.

Hva er kulturminner?

Med kulturminner menes alle spor etter menneskelig virksomhet i vårt fysiske miljø, herunder lokaliteter det knytter seg historiske hendelser, tro eller tradisjon til (Kulturminneloven § 2).

Det skilles mellom to hovedkategorier kulturminner under vann:

- Skipsvrak/båtvrak
- Gjenstandsfunn

Uavhengig av kulturminnetype vil hovedregelen være at kulturminnene ligger skjult nede i sjøbunnen. Unntaket er skipsvrak men disse vil erfaringsmessig utgjøre en liten andel av funnene.

Regelverk og retningslinjer

Lov om kulturminner

Lov om kulturminner (Kulturminneloven) slår fast at kulturminner fra middelalder og bakover i tid (før 1537) automatisk er fredet. Skipsfunn er etter kulturminneloven § 14 «...mer enn hundre år gamle båter, skipsskrog, tilbehør, last og annet som har vært om bord eller deler av slike ting...». Skipsfunn omfatter altså ikke bare det vi vanligvis kaller vrak, men for eksempel også ballasthauger og funnførende lag i havner. Alle elementer tilhørende fartøy har det samme juridiske vernet som skrog eller et helt skipsvrak. Skipsfunn eldre enn 100 år, tilbehør eller annet som har vært om bord, er statens eiendom dersom ikke annen eier er kjent. Statens eiendomsrett til skipsfunn eldre enn 100 år gir det samme vernet som automatisk fredning.

De vesentligste punktene for øvrig i Kulturminneloven sett i forhold til tiltak i sedimentet er:

- **Forbud mot tildekking av kulturminner**, selv om tildekkingen ikke nødvendigvis skader selve kulturminnet
- **Undersøkelsesplikt** for offentlige og større private tiltak for å avklare mulige konflikter med kulturminner før arbeidet iverksettes
- **Meldeplikt** til kulturminnemyndighetene ved funn av automatisk fredede kulturminner, og stans i arbeidet dersom det berører funnet.

- **Dispensasjon** fra kulturminneloven avgjøres av Riksantikvaren etter søknad. Dette kan gjelde tillatelse til inngrep i et automatisk fredet kulturminne eller vilkår om gransking av kulturminner.

Plan- og bygningsloven

Plan- og bygningsloven bestemmer at det skal utarbeides reguleringsplan for områder hvor det skal gjennomføres større bygge- og anleggsarbeider, og for øvrig dersom det er bestemt i kommuneplanens arealdel. I reguleringsplan kan det fastsettes reguleringsbestemmelser for områder hvor kulturminner skal vernes (PBL §12-7).

Maltakonvensjonen

Konvensjonen om vern av den arkeologiske kulturarv ble etablert etter initiativ fra Europarådet, vedtatt i 1992 og trådte i kraft i 1995. Konvensjonen har bred tilslutning i Europa, og Norge er blant de 39 landene som har tilsluttet seg konvensjonen.

Konvensjonen stiller bl.a. krav om registrering av arkeologiske funnsteder og fortidsminner, og plikt til å melde arkeologiske funn til offentlige myndigheter. Landene forplikter seg i utgangspunktet til å bevare arkeologiske funn på sitt opprinnelige sted, eller alternativt etablere hensiktsmessige oppbevaringssteder.

Unescokonvensjonen

Unescos konvensjon fra 2001 "Convention on the protection of the underwater cultural heritage" er en sentral internasjonal konvensjon for undersjøiske kulturminner. Konvensjonen trådte i kraft i 2009 da den var ratifisert av 23 land, men Norge er ikke en av disse. Norge har imidlertid sagt at de vil følge prinsippene for behandling av kulturminner som er nedfelt i konvensjonens Annex 1. Konvensjonen gjelder for alle kulturminner som har ligget helt eller delvis under vann i minst 100 år. Konvensjonen omfatter regler for dokumentasjon og undersøkelser hvis man planlegger aktiviteter som påvirker et kulturminne under vann.

Forvaltning av kulturminner

Forvaltningen av kulturminner under vann er tillagt fem ulike forvaltningsmuseer, se tabell V-1. Riksantikvaren kan gi tillatelse etter kulturminneloven til inngrep i kulturminner.

Tabell V-1. Geografisk forvaltningsansvar av kulturminner under vann

Geografisk forvaltningsansvar for kulturminner under vann	
Forvaltningsmuseum	Geografisk forvaltningsansvar
Norsk maritimt museum	Fra svenskegrensen i øst, til grense mot Rogaland i vest. Fylkene Østfold, Akershus, Oslo, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust Agder og Vest Agder
Stavanger maritime museum	Rogaland fylke
Bergen sjøfartsmuseum	Hordaland, Sogn og Fjordane, Sunnmøre nord til grense Vestnes kommune

NTNU vitenskapsmuseet	Romsdalen og Nordmøre fra Vestnes kommune i sør, Trøndelag og Nordland til og med Rana kommune i nord
Tromsø museum	Nordland fra grense mot Rana kommune i sør, Troms og Finnmark.

Mulige konflikter med sedimenttiltak

Inngrep i forurensede sedimenter kan skade kulturminner. Det finnes en rekke potensielle konflikter ved tiltak i sedimenter, og tabell V-2 oppsummerer noen av de mest typiske konfliktene.

Tabell V-2. Eksempler på konflikter mellom opprydding av forurenset sjøbunn og beskyttelse av kulturminner. Fra rapport "Tiltak i forurensede sedimenter og funn av kulturminner" (DNV, 2009)

Eksempel på konflikter mellom opprydding av forurenset sjøbunn og kulturminner	
Opprydding av forurenset sjøbunn	Beskyttelse av kulturminner
Miljøriskovurdering viser at forurenset sediment bør fjernes	Sedimenter med kulturminner bør ligge uforstyrret
Forurenset sjøbunn tildekkes med rene masser som gir tilstrekkelig beskyttelse mot utlekking av miljøgifter	Tildekking kan være uønsket fordi gjenfinning av kulturminner kan bli vanskeligere, og tildekking med stor mektighet kan innebære en risiko knyttet til økt fysisk belastning på kulturminnet
Forurenset sjøbunn mudres for å fjerne miljøgifter	Mudring kan skade kulturminner direkte eller indirekte ved at eksponering setter i gang eller akselererer nedbrytningsprosesser

Mudring

Mudring kan føre til direkte fysiske og ødeleggende skader, eller indirekte skader ved eksponering av kulturminner som ligger beskyttet nede i sedimentet. Forskjellige mudringsmetoder har ulik påvirkning på kulturminner. Dersom man på forhånd har kartlagt området for kulturminner og kommet til at det er svært lite sannsynlig at man vil finne kulturminner underveis i arbeidet, vil man kunne være friere i valg av mudringsmetode. Hvis det er sannsynlig at man kan treffe på kulturminner ved mudring bør ikke lukkede systemer brukes, og heller ikke systemer hvor massene kvernes opp. Selv ved bruk av andre metoder er det dessverre slik at det i dag ikke finnes mudringsmetoder som samtidig gir god beskyttelse av kulturminner.

Tabell V-3. Oversikt over vanlige mudringsmetoder og hvilke skader de kan forårsake på marine kulturminner.

Oversikt over vanlige mudringsmetoder og hvilke skader de kan forårsake på marine kulturminner	
Mudringsmetode	Mulig skadevirkning
Hydraulisk mudring (stasjonær sugemudring)	Mindre gjenstander kan utilsiktet pumpes opp med fare for ødeleggelse. Større kulturminner blir liggende igjen på bunnen,

	men med fare for skade pga mekanisk belastning fra sugestytret
Mekanisk/hydraulisk mudring (sugemudring under seilas)	Samme som ved stasjonær mudring, men i tillegg fare for ødeleggelse som følge av påvirkning fra kutterhode, augerskrue eller slepehode
Mekanisk mudring (grabb)	Grabbing vil ødelegge vrak, men er relativt skånsom mot mindre gjenstander. Store solide gjenstander vil bli tatt opp relativt uskadet
Støtteben ("spuds") på mudringsplattformer	Nedsenkning av støtteben i sedimentet kan ødelegge kulturminner

Tildekking

Tildekking har et annet skadepotensial enn mudring. Tildekkingslagets tykkelse og metoden som brukes for tildekking vil være avgjørende for hvilken skade kulturminnene kan utsettes for. Tildekking av sjøbunnen med tykke lag betyr redusert tilgang på oksygen og redusert aktivitet av bunnlevende organismer i sedimentet. Tildekking kan derfor være positiv og beskytte kulturminner mot videre nedbryting. Utfordringene ved tildekking kan være:

- Gjenstander kan bli vanskeligere å gjenfinne på grunn av at det kommer tildekkingsmasser over
- Gjenstander kan ødelegges pga. setninger og utglidninger i sedimentet som følge av tildekking

Gjennomføring av tiltak og ev. funn av kulturminner

Før alle tiltak eller inngrep i sjøbunnen skal tiltakshaver avklare forholdet til kulturminner under vann (jf. Kulturminneloven). Dette gjelder både ved mudring og ved tildekking av sedimenter. Avklaringen gjøres ved at saken oversendes ansvarlig forvaltningsmuseum for kulturminner under vann, som skal avgjøre om det skal gjennomføres en registrering eller annet før tiltak eventuelt kan gjennomføres. Dette bør gjøres så tidlig som mulig i planleggingsfasen for å gjøre det mulig å finne de mest (kostnads)effektive løsningene. I de fleste tilfeller kreves det undersøkelser for å avklare om det finnes kulturminner på sjøbunnen som kan bli skadet av de planlagte tiltakene. Kostnadene ved slike undersøkelser må i henhold til kulturminnelovens § 10 bæres av tiltakshaver. Resultatene fra slike undersøkelser vil kunne gi føringer for eventuelle metoder og utstyr for fjerning av forurenset sediment, og for metode, mektighet på tildekkingen og type tildekkinger som kan tillates.

Søk etter kulturminner

Registrering av kulturminner kan gjøres på flere ulike måter. Tabell V-4 gir en oversikt over teknologiske løsninger for søk etter kulturminner.

Tabell V-4. Teknologi for søk etter kulturminner

Teknologi for søk etter kulturminner		
Teknologi	Beskrivelse	Kommentar
Svømmedykking	Manuell dykking	Den vanligste søkemetoden. Oppvirvling kan skape problemer med dårlig sikt. Kloakk eller avfall kan utgjøre en helserisiko. Vanskelig å registrere kulturminner helt eller delvis nedgravd.
Fjernstyrte systemer	ROV (fjernstyrt ubemannet miniubåt)	Kan supplere tradisjonell dykking. En visuell (video) inspeksjon med ROV kan være effektivt i områder med dårlig sikt, i svært store områder, eller i områder som ligger såpass dypt at det ligger tidsbegrensinger for ordinær svømmedykking.
	Ekkolodd/multistråle ekkolodd	Kan gi svært god og nøyaktig kartlegging av sjøbunnen, avhengig av innstillinger og oppsett. Utstyret kan brukes til å registrere/søke etter båt- og skipsvrak som stikker opp over sjøbunnen.
	Sidesøkende sonar	Vil registrere høydeforskjeller på bunnoverflaten, både naturlige (som f.eks stein eller fjell) og "unaturlige" (skipsvrak, skrot med mer). Spesielt montert på en ROV kan en sonar oppdage svært små anomalier over sjøbunnen som kan være vanskelig å oppdage visuelt eller ved dårlig sikt.
Ikke synlige kulturminner		
Søkesjakter	Manuelt, vannejektor, slamsuger	Metoden kan være egnet dersom området det gjelder er relativt lite, overdekkingen med forurenset sediment er liten, man primært søker etter gjenstandsfunn, der vanddybden er passende eller der helserisikoen ved dykking ikke er for stor. Sårbar metode for store sedimenttykkelser, relativ lav forventet funnfrekvens, dårlig sikt, løse sedimenter (ras) og spredning av forurensning.
Sonding	Sondestenger, spylesonding	Metoden vil primært kunne fange opp større sammenhengende konstruksjoner (som skipsvrak) og er ikke egnet for søk etter gjenstandsfunn. Metoden er sårbar for nedsatt sikt ved kontakt med løse sedimenter.
Grabbprøver		Metoden kan være god for søk etter gjenstandsfunn i områder med relativ stor tetthet av slike, men er lite egnet for søk etter skipsvrak. Metoden kan forårsake spredning av forurenset sediment, og den kan være skadelig for eventuelle kulturminner.
Bunnpenetrerende ekkolodd		Pr i dag er det svært få ekkolodd som kan brukes til å undersøke de øverste desimeterne eller meterne av sjøbunnen. Metoden kan forårsake gassutvikling i sjøbunnen. Metoden er ikke egnet til å skille mellom kulturminner og andre fremmedelementer i sjøbunnen (eksempelvis skrot).
Søk med bakgraver	Redskapsbærer påmontert, ev. steingaffel	Større kulturminner kan hentes opp uten å berøre gjenstandsfunn i særlig grad.

Funn av kulturminner

Ved funn av kulturminner i forbindelse med tiltak gjelder følgende enkle prosedyre:

1. Stans i arbeidet
2. Marinarkeolog/rette myndighet varsles
3. Sakkyndig vurdering og beslutning om oppfølging av funnet
4. Arbeidet kan startes opp igjen

Referanser

DNV, NGI og Norsk sjøfartsmuseum, 2009. Tiltak i forurensede sedimenter og funn av kulturminner

Stiftelsen Bergens sjøfartsmuseum, 2010. Rapport fra marinarkeologisk forundersøkelse i Vågen, Bergen. Hovedrapport: Marinarkeologisk forundersøkelse i Vågen, Bergen 2009-2010.

Vedlegg VI – Tiltaks- og disponeringsløsninger

Valg av tiltaksløsning vil være styrt av bl.a. formålet med tiltaket, forurensningsgrad, økonomi, logistikk, og lokale miljøforhold. Tiltak i sjøbunnen vil alltid medføre noe oppvirvling av partikler med fare for spredning av forurensning. Tiltaksmetode bør velges med tanke på å begrense oppvirvling og spredningen av sedimenter. Avbøtende tiltak må vurderes for å unngå eller begrense spredning av forurensning, og må inngå i tiltaksplanleggingen. Hvis sedimenter tas opp fra sjøbunnen må det planlegges en disponeringsløsning for de mudrede massene. Ved vurdering av mudring- og utfyllingstiltak som ikke har til hensikt å redusere risiko for spredning av forurensning, vil mange av de samme problemstillingene være relevante som ved oppryddingstiltak, og det kan være relevant å vurdere avbøtende tiltak.

Nedenfor omtales forskjellige tiltaks- og disponeringsløsninger, og forhold som må tas i betraktning ved valg av de forskjellige løsningene. Oversikten er ikke nødvendigvis komplett.

Tiltaksløsninger

Forskjellige tiltaksløsninger er kort presentert i tabell VI-1, og nærmere beskrevet i avsnittene nedenfor.

Tabell VI-1. Oversikt over forskjellige tiltaksløsninger

Oversikt over tiltaksløsninger		
Tiltaksløsning	Beskrivelse	Kommentar
Utfylling	Rene masser legges på sjøbunnen for å vinne land.	Utfyllingen kan føre til oppvirvling med fare for nedslamming og spredning av forurensning dersom sedimentene på stedet er forurenset.
Tildekking	Rene masser legges på sjøbunnen, i tynne eller tykke lag, for å redusere utlekking og tilgjengelighet av miljøgifter fra sjøbunnen. Massene kan være passive eller aktive. Betongmadrasser eller grovere masser som sand eller grus kan benyttes som erosjonssikker tildekking	Geotekniske forhold, type dekkmasser, vann dybde, bunntopografi og biologisk mangfold i området er viktige vurderinger
Mudring	Sedimenter fjernes fra sjøbunnen ved hjelp av mekanisk eller hydraulisk mudringsutstyr. Formålet kan være økt seilingsdyp eller opprydding av forurenset sjøbunn.	Metodevalg må sees i forhold til forurensningens utbredelse, spredningsfare under tiltak, biologiske forhold, strømforhold, disponering, egnet utstyr, avbøtende tiltak, avfall på sjøbunnen, tidsperiode
Overvåket naturlig restitusjon	Overvåkning av utvikling i områder der det er påvist en klar forbedring over	Alternativ til fysiske tiltak dersom det er påvist en klar forbedring over tid.

	tid, med naturlig tilførsel av rene sedimenterende masser fra vassdrag.	Overvåkningsprogram må være egnet til å fange opp endringer over tid
Arealbruksrestriksjoner	Forbud eller begrensninger mot aktivitet som påvirker sjøbunnen i et område med forurenset sediment	Restriksjonene må bidra til at det overordnede miljømålet for området nås. Det må være mulig å håndheve restriksjonene. Kostnader og andre ulemper som restriksjonene vil medføre må vurderes

Utfylling

Dersom det er fare for forurensning vil en utfylling kreve tillatelse etter forurensningsloven. Ved planlegging av utfylling vil det være stort sammenfall med vurderingspunktene for dumping, og det henvises til omtale av dumping som en disponeringsløsning for mudrede sedimenter senere i kapittelet. Vi henviser også til mer utfyllende omtale om masser til utfylling i sjø under kapittelet *Bruk av muddermasser til utfyllingsformål og annen disponering* nedenfor.

Tildekking

Ved tildekking etableres en ny sjøbunn over de forurensete sedimentene, eller eksisterende sjøbunn tilføres masser som begrenser utlekking av miljøgifter eller reduserer tilgjengeligheten av miljøgifter for opptak i organismer. Metoden er typisk egnet der det ikke er avgjørende å opprettholde eller øke vanddyb, og den kan egne seg som tiltaksløsning for store arealer.

Tildekking kan gjøres med passive materialer, eller med aktive materialer som øker miljøgiftenes binding i sedimentet. Se Miljødirektoratets dokument [M-502](#) "Oppsummering av erfaring med tildekking av forurenset sjøbunn".

Isolerende tildekking gjøres med tykke lag rene masser, gjerne 30-40 cm eller mer, for å hindre utlekking av miljøgifter og at gravende organismer kommer i kontakt med de forurensete sedimentene under.

Tynnsjikttildekking gjøres ved at rene og gjerne aktive masser legges ut i tynne lag. Ofte omtales alt under 15 cm som tynnsjikttildekking, men det er også gjort forsøk som viser at tildekking under 5 cm har effekt. Effekten av tynnsjikttildekking vil være avhengig av massetype, bruk av aktive masser, tildekkingstykkelse og bioturbasjonsdypet i tiltaksområdet.

Planlegging av tildekking må inkludere: følgende:

- Forventet effekt av tiltaket og om det er realistiske å oppnå tiltaksmålene som er satt
- Geotekniske forhold som kan ha betydning for utleggingen, og om det er behov for fiberduk el. mellom sjøbunn og isolerende tildekkingsmasser. Dersom geotekniske undersøkelser viser svært bløte bunnforhold i et tiltaksområde, skal det gjennomføres en uavhengig kontroll av områdestabilitet med tilhørende krav til materialfaktor for stabilitet. Disse undersøkelsene må utføres av spesialister innen fagfeltet og de skal følge det regelverket som gjelder. Se kapittel 5. i NVEs veileder [nr. 7 - 2014 Sikkerhet mot kvikkleireskred](#).
- Metode for utlegging som forårsaker minst mulig oppvirvling
- Bioturbasjonsdyp på stedet og valg av tildekkingstykkelse
- Vanddybden i området og hvordan den kan påvirke valg av metode for utlegging og nøyaktighet i utleggingen.
- Bunntopografi og om det er risiko for ras og utglidninger ved utlegging av tildekkingsmasser
- Eksponering for strøm, bølger og erosjon pga. tråling og skipstrafikk (propellering og ankring).

- Adveksjon av grunnvann gjennom sedimentet kan ha betydning der forurensningen ligger både i grunnen og i sjøbunnen
- Hvilke dekkmasser som er tilgjengelige og aktuelle å benytte
- Forhåndstesting av tildekkingsmassene iht. Miljødirektoratets [veileder M-411](#).
- Kontroll og overvåking for å se at massene plasseres som planlagt og har den effekt som er tilsiktet.
- Arealrestriksjoner for å hindre at tildekkingslaget forstyrres

Typiske utfordringer forbundet med tildekking kan være:

- Nedføring, plassering og jevn spredning av tildekkingsmassene med riktig tykkelse
- Realistiske og hensiktsmessige tiltaks mål
- Valg av overvåkingsparametre som er egnet til å fange opp effekten av tiltaket
- Konsekvenser av tildekkingen for økosystemets funksjon og struktur
- Usikkerhet knyttet til varighet av effekt over tid

Mudring

Mudring er først og fremst en tiltaksløsning for å øke seilingsdyp, men kan være en egnet metode for å fjerne forurenset sediment fra sjøbunnen der det er ønskelig å opprettholde eller øke vann dybden, og der det er for grunt å dekke til. Erfaringer viser imidlertid at det ofte trengs flere runder med mudring for å oppnå ønsket resultat, fordi oppvirvling fører til resedimentering (dannelse av et "fluffy" forurenset lag) på mudringsstedet. Mudring skaper alltid en utfordring ved at det må finnes disponeringsløsning for de mudrede sedimentene. Mudring kan gjøres ved flere forskjellige teknikker. Eksempler er frysemudring, sugemudring eller grabbmudring for å nevne noen. Se Miljødirektoratets dokument [TA-2425](#) om ulike mudringsmetoder.

Ved planlegging av mudring vil det være viktig å undersøke og vurdere:

- Forurensningens utbredelse vertikalt og horisontalt
- Sedimentenes beskaffenhet (kornfordeling mm)
- Spredning i forbindelse med tiltaket og om det er fare for å avdekke masser som er sterkere forurenset i dypere sedimentlag.
- Biologiske forhold og naturverdier i området, samt hvordan tiltaket vil påvirke disse.
- Strømforhold og om disse kan vanskeliggjøre mudring og ev. tilsi ekstra sikringstiltak
- Disponeringsløsning for massene
- Egnet utstyr og mest hensiktsmessig mudringsmetode
- Avbøtende tiltak for å hindre spredning av forurensete sedimenter under mudringen, slik som bruk av siltgardin eller "miljømudringsutstyr".
- Avfall på sjøbunnen som kan skade mudringsutstyret eller hindre en fullstendig sedimentopprydding.
- Tidsperiode for gjennomføring slik at mudringen er til minst mulig sjenanse og ulempe for biologisk aktivitet, rekreasjon og friluftsliv.
- Kontroll og overvåking under og etter tiltak, og ev. behov for ytterligere tiltak senere
- Marine kulturminner på stedet som kan legge føringer for valg av mudringsmetode

Mudring innebærer noen utfordringer som man bør være spesielt oppmerksom på:

- Oppvirvling og spredning av forurensning eller partikler under mudring
- Restforurensning i sedimentet
- Disponering av mudrede sedimenter, og avvanning før disponering.
- Håndtering av vann fra muddermasser

Overvåket naturlig restitusjon

Overvåket naturlig restitusjon som tiltaksløsning er kun mulig når sedimentasjonsraten av nye, renere sedimenter er høy nok til at den er forenlig med miljømål for sjøbunnen innen en akseptabel restitusjonstid. Overvåket naturlig forbedring kan være et alternativ når det ikke er ønskelig eller mulig å gjennomføre andre typer tiltak. Årsaken kan for eksempel være

- at det ikke med tilstrekkelig grad av sikkerhet kan forventes effekt av andre tiltak
- at andre tiltak enten kostnadmessig eller miljømessig ikke kan forsvares
- at det ikke er praktisk mulig å gjennomføre andre tiltak

Planlegging av naturlig restitusjon som tiltaksalternativ må være basert på at

- høy sedimentasjonsrate for rene naturlig tilførte materialer er dokumentert
- aktive kilder bidrar ikke til nye tilførsler av forurenset materiale
- utredning av andre løsninger er gjennomført
- det er gjennomført beregning av forventet utvikling
- overvåkningsprogram for å følge langtidsutvikling er etablert

Arealbruksrestriksjoner

Begrensninger eller forbud i bruk av et forurenset område kan innføres med hjemmel i forurensningsloven for å hindre spredning av forurensete sedimenter, for eksempel knyttet til båttrafikk, skipsaktivitet eller tråling. I kommunale planer kan et forurenset område angis som hensynssone, men dette båndlegger ikke aktiviteter innenfor området, kun tiltak. Ved planlegging av arealbruksrestriksjoner som en tiltaksløsning er det viktig at det er gjort en grundig vurdering av om restriksjonene vil bidra til at det overordnede miljømålet for området nås. Det bør også vurderes hvilke muligheter man har for å håndheve restriksjonene, og hvilke kostnader og andre ulemper som følger av restriksjonene.

Avbøtende tiltak

Oppvirvling av sediment

Spredningshindrende tiltak innebærer som ofte bruk av siltgardin for å begrense spredningen av oppvirvlet sediment ut fra tiltaksområdet. I mange tilfeller kan siltgardin fungere etter hensikten, men faktorer som vanddyp, vind, strøm, tidevann og den praktiske muligheten til å avgrense tiltaksområdet kan redusere effekten eller gjøre det vanskelig å gjennomføre bruk av siltgardin. Valg av tiltaksmetode sammen med overvåking av tiltaket vil i seg selv ofte utgjøre det beste spredningshindrende tiltaket.

Støy

Tiltak i sedimenter kan genere stor støypåvirkning gjennom bl.a. sprengning og anleggsarbeid til sjøs (særlig pæling, spunting og boring i sjøbunn). Aktiviteter som generer undervannsstøy kan påvirke marint dyreliv, deres viktige biologiske funksjoner og forårsake stress. Ulike grupper av dyr vil reagere forskjellig på støy, avhengig av deres følsomhet for lyd. I tillegg vil noen livsstadier være mer sårbare enn andre.

Avbøtende tiltak mot støy bør vurderes ved planlegging av aktiviteter som vil generere mye støy med høy energi. Dette er i tråd med føre-var prinsippet i Naturmangfoldloven.

Ved særlig støygenererende tiltak i sediment (eks. sprengning, boring i sjøbunn og pæling/spunting kan mulig støyreducerende avbøtende tiltak være:

- å unngå støyende tiltak i perioder hvor hensynskrevende arter er spesielt sårbare (f.eks. gytevandring, kaste- og parringstid og gyte- og hekketid)
- å sprengre i grunnen, ikke åpent i vannmassene
- å sprengre med forsinkelse ved flere ladninger - ikke simultant, for å redusere trykkbølger
- å bruke boblegardiner rundt sprengningslokalitet for å minimere trykkbølger (eller beste tilgjengelig teknikk)
- å gjennomføre en mindre varselsprengning, slik at dyr i nærheten har mulighet til å rømme unna før støyaktiviteten begynner
- å sjekke at det ikke er grupper av dyr i nærheten før støyaktiviteten begynner, f.eks. flokker av fugl, marine pattedyr eller fiskestimer
- å vurdere spesifikt krav for lydtrykkgrense målt ved områder som krever beskyttelse.

Disponeringsløsninger

Overskuddsmasser som oppstår ved mudring er å anse som avfall, jf. forurensningsloven § 27 første ledd. Dersom det er en virksomhet og ikke en privatperson som mudrer, blir overskuddsmassene å anse som *næringsavfall*, som definert i forurensningsloven 27 a annet ledd. Det følger av forurensningsloven [§ 32](#) første ledd at næringsavfall "skal bringes til lovlig avfallsanlegg med mindre det gjenvinnes eller brukes på annen måte". Adgangen til å disponere avfall med dette strengere regulert enn adgangen til å disponere materialer som ikke er avfall. Ved søknad om mudring skal det foreligge en plan for disponering av de mudrede sedimentene. Valg av disponeringsløsning kan påvirkes av de mudrede sedimentenes forurensningsgrad, vanninnhold, organisk innhold og logistikk for disponering av sedimentene. De forskjellige løsningene er nærmere omtalt i avsnittene nedenfor.

I tillegg til å gi en oversikt over disponeringsløsninger blir det i dette kapitlet gitt en gjennomgang av de rettslige rammer som forurensningsloven med tilhørende forskrifter gir for disponering av overskuddsmasser fra mudring. De fleste disponeringsløsningene må også vurderes etter andre regelsett - herunder regler gitt i eller i medhold av plan- og bygningsloven og havne- og farvannsloven, men disse reglene omtales ikke her. Se [Vedlegg I - Lover og forskrifter](#) for omtale av regelverk.

Hvilke regler som er relevante avhenger av hvilken disponeringsløsning tiltakshaver ønsker. Det kan være hensiktsmessig å skille mellom fire typetilfeller:

1. Tiltakshaver bringer massene til et avfallsanlegg med tillatelse etter forurensningsloven § 11.
2. Tiltakshaver ønsker å bruke masser til utfyllingsformål i sjøen eller på land.
3. Tiltakshaver ønsker å dumpe masser i sjø eller vassdrag fra skip/lekter.
4. Tiltakshaver ønsker en annen disponeringsløsning.

Dumping i sjø eller vassdrag fra skip

Med dumping menes forsettlig disponering av avfall eller annet materiale i sjø eller vassdrag med det formål å bringe det av veien, jf. forurensningsforskriften § 22-2 bokstav e. Opprettelse av sjødeponier regnes altså som dumping, slik begrepet er definert i forurensningsforskriften § 22-2 bokstav e. Hovedregelen er at dumping fra skip er forbudt, jf. forurensningsforskriften § 22-4. Dette gjelder uavhengig av tiltakets omfang og forurensningspotensial. Den som ønsker å dumpe muddermasser fra skip/lekter må søke fylkesmannen om tillatelse etter forurensningsforskriften § 22-6.

Dumping i sjø uten at massene legges i et sjødeponi kan være aktuelt for mudrede sedimenter som av hensyn til logistikk ikke egner seg for annen disponering. Mudrede sedimenter som dumpes på denne måten bør generelt ikke medføre at konsentrasjonen av forurensning på dumpestedet øker. Dumping er som hovedregel ikke en egnet disponeringsløsning for overskuddsmasser fra mudring. Dette gjelder også tilnærmet rene sedimenter i tilstandsklasse I og II i Miljødirektoratets system for klassifisering av miljøgifter i sediment, selv om det generelt er lite sannsynlig at dumping av slike masser fører til at konsentrasjonen av forurensning på dumpestedet øker. Hvorvidt ordinær dumping av forurensede masser i tilstandsklasse III og høyere kan være aktuelt vil spesielt avhenge av type miljøgift(er), mengde masser og forholdene på dumpestedet. For sedimenter med en slik forurensningsgrad vil det som regel være nødvendig med spesielle forholdsregler for å hindre spredning dersom dumping skal kunne tillates. Det vil være svært viktig at massene sedimenterer raskt på dumpestedet uten at partikler spres i overflatestrømmen.

Følgende forhold er viktige å undersøke og vurdere ved planlegging av dumping i sjø:

- **Type miljøgifter, forurensningsgrad og mengde sediment som skal dumpes** for å beregne potensial for spredning av forurensning og for nedslamming. Forurensningen og nedslamming kan oppstå både som følge av sedimentene som dumpes, men også som følge av oppvirvling på dumpeplassen.
- **Strømforholdene og vannmassenes lagdeling på dumpestedet**
- **Frekvens og tidspunkt for vannutskifting av bunnvann dersom dumpestedet ligger innenfor en terskel i en terskelfjord.**
- **Innhold av organisk materiale i sedimentene som skal dumpes.** Dumping av sedimenter med høyt organisk innhold kan resultere i redusert oksygeninnhold i vannmassene som følge av nedbrytning. Høyt organisk innhold kan føre til at individer dør eller drives fra stedet, og det kan gi økt algevekst og eutrofiering. Hvis de mudrede sedimentene inneholder store mengder organisk karbon og/eller hydrogensulfid bør massene fortrinnsvis dumpes i et naturlig anoksisk basseng.
- **Oksygenforholdene i sediment og vannmasser på dumpestedet.** I anoksiske bassenger er risiko for opptak av miljøgifter i næringskjeden lav, på grunn av fravær av fauna.
- **Bunnforholdene på dumpestedet.** Muddermassenes kornstørrelse bør ikke være finere enn de eksisterende sedimentene på stedet. Hvis sedimentene på bunnen er grovere enn sedimentene som dumpes, er det et tegn på at massene som dumpes ikke vil bli liggende, men vil eroderes vekk av bunnstrømmen. Forsenknings eller bassenger med akkumulasjonsbunn er egnet for å begrense horisontal spredning.
- **Geotekniske forhold.** Dersom geotekniske undersøkelser viser svært bløte bunnforhold i et tiltaksområde, skal det gjennomføres en uavhengig kontroll av områdestabilitet med tilhørende krav til materialfaktor for stabilitet. Disse undersøkelsene må utføres av spesialister innen fagfeltet og de skal følge det regelverket som gjelder. Se kapittel 5. i NVEs veileder [nr. 7 - 2014 Sikkerhet mot kvikkleireskred](#).
- **Bunnheving.** De dumpede sedimentene må ikke plasseres slik at det oppstår bunnheving som kan medføre problemer for båttrafikken eller redusere vannutskiftingen til nærliggende områder.
- **Forurensningsgrad i bunnsedimentene i deponeringsområdet.**
- **Naturmangfold.** Biologisk mangfold i området og hvordan de kan påvirkes av tiltaket må vurderes.
- **Egnet utstyr og avbøtende tiltak.** Behov for å bruke spesielle tekniske innretninger (for eksempel nedføringsrør og bruk av boblegardin) må vurderes. Sedimentenes synkehastighet må være kjent, da langsom sedimentering vil øke sjansene for spredning. Økt mengde

mineralpartikler i vannmassene kan innvirke på dyreplankton, og suspenderte partikler kan gi fysiske skader på organismer (for eksempel gjenklistring av gjeller).

- **Type dekkmasser og dekklagets utforming.** Behov for tildekking, og eventuell sammensetning og tykkelse av dekklaget må vurderes ut fra potensial for erosjon, utlekking og bioturbasjon.
- **Tidsperiode.** Tidspunkt for dumping må vurderes i hvert enkelt tilfelle ut i fra hensyn til rekreasjon, friluftsliv og biologisk aktivitet.
- **Overvåking, oppfølging.** Behov for overvåking, oppfølging og kontroll i tiltaksfasen og i ettertid må vurderes.

Sjødeponering

Som en variant av dumping kan forurensede muddermasser plasseres kontrollert på sjøbunnen på et egnet sted (sjødeponering), og dekkes til med rene masser slik at forurensningen ikke spres eller kommer i kontakt med bunnlevende organismer. Masser med miljøgiftkonsentrasjoner tilsvarende farlig avfall bør ikke plasseres i sjødeponi.

Etablering av et sjødeponi krever god planlegging og må være basert på følgende forutsetninger:

- Dersom det er påkrevd, må det utarbeides reguleringsplan for deponiområdet, jf. plan- og bygningsloven § 12-1. I tillegg må planen eller tiltaket i mange tilfeller konsekvensutredes, jf. forskrift om konsekvensutredninger § 3 første ledd, jf. vedlegg II punkt 12.
- Forundersøkelser må være gjennomført.
- Redegjørelse for forventet spredning i forbindelse med tiltaket og ut fra deponiet, samt overvåkingsprogram, må inngå i søknad. Tillatelse bør angi grenser for maksimal akseptabel spredning av miljøgifter, både under etablering og som sluttkontroll.

Miljødirektoratet har utarbeidet retningslinjer for sjødeponering i (TA-2624). Disse skal legges til grunn ved planlegging og behandling av søknader om opprettelse av sjødeponering for sediment i tilstandsklasse III eller mer i Miljødirektoratets system for klassifisering av miljøgifter i sediment. Sjødeponering reguleres av forurensningsforskriften kapittel 22, så sant deponeringen skjer fra skip/lekter. Kravene i avfallsforskriften kapittel 9 gjelder ikke for sjødeponering, jf. avfallsforskriften § 9-3 bokstav h, der det fremgår at med begrepet "deponi" i forskriften menes disponeringssteder for avfall ved deponering av avfallet "på eller under bakken".

Levering til lovlig avfallsanlegg

Den som mudrer skal som hovedregel frakte overskuddsmassene til lovlig avfallsanlegg eller sørge for at massene gjenvinnes. Dette følger av forurensningsloven § 32 første ledd. Når den som har mudret leverer massene til noen som har tillatelse til å ta imot denne typen avfall etter forurensningsloven § 11, skjer dette som en klar hovedregel med det som kalles befriende virkning. Det vil si at den som leverer avfallet (muddermassene) kan forutsette at den videre håndteringen av avfallet er i tråd med krav gitt i og i medhold av forurensningsloven, og derfor ikke holdes ansvarlig dersom det skulle vise seg at dette likevel ikke er tilfellet.

Den som leverer muddermasser til en aktør som ikke har tillatelse til å håndtere denne typen avfall etter forurensningsloven § 11, har selv ansvar for å påse at massene disponeres i tråd med forurensningslovverket.

Nedenfor følger informasjon om andre disponeringsalternativer enn levering til lovlig avfallsanlegg.

Nyttiggjøring (se også vedlegg I om Lover og forskrifter)

Bruk av muddermasser til formål som er planlagt gjennomført *uavhengig* av tilgangen på de aktuelle muddermassene, vil kunne innebære at muddermassene (avfallet) gjenvinnes ved at de «kommer til nytte ved å erstatte materialer som ellers ville blitt brukt», jf. forurensningsloven § 32 første ledd. Forutsetningen for slik nyttiggjøring er altså at muddermassene brukes i et tiltak som er bestemt gjennomført uavhengig av behovet for å deponere muddermasser, og dermed erstatter materialer (for eksempel pukk) som ellers ville måtte anskaffes til dette tiltaket. Muddermassene må også ha egenskaper som gjør dem egnet til formålet, og mengden som benyttes må stå i forhold til behovet for masser på den aktuelle lokaliteten.

Når avfall nyttiggjøres i tråd med forurensningsloven § 32 førsteledd trengs det ikke et eget samtykke fra Miljødirektoratet etter forurensningsloven [§ 32](#) annet ledd.

"Annen disponering"

Dersom overskuddsmasser fra mudring verken ønskes levert til lovlig avfallsanlegg eller nyttiggjøres, kreves det et samtykke fra Miljødirektoratet til såkalt "annen disponering" av massene, jf. forurensningsloven [§ 32](#) annet ledd. Praksis her er restriktiv.

I tillegg er det ofte nødvendig med tillatelse til disponeringen etter forurensningsloven [§ 11](#) (se punkter nedenfor). Miljødirektoratet kan ikke delegere myndigheten til å vurdere saker om samtykke etter forurensningsloven [§ 32](#) annet ledd.

Et samtykke etter [§ 32](#) annet ledd erstatter altså ikke en nødvendig tillatelse til forurensning etter forurensningsloven [§ 11](#). En tillatelse etter § 11 vil være påkrevd dersom forurensning forbundet med den ønskede massedisponeringen fører til nevneverdige skader eller ulemper. Derfor må den som ønsker å gjennomføre disponeringen også søke om tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) på vanlig måte hvis den planlagte disponeringen av muddermassene fare for forurensning.

Vurdering av tillatelse til disponering av masser på land

Spesielt ved mudringstiltak som faller innenfor kategorien små tiltak (<500 m³) eller mindre mellomstore tiltak (< ~5000 m³) søkes det ofte om å legge/bruke (disponere) muddermassene på land, lokalt der de er hentet ut. Normalt bør ikke slik disponering tillates, dersom nivåene av miljøgifter i sedimenter er høyere enn grenseverdien mellom tilstandsklasse II-III ([M-608/2016 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota](#)).

Dersom bruken av massene på land kan medføre nevneverdig skade eller ulempe, jf. terskelen i forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd, vil tiltaket kreve tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#). Normalt vil det være Miljødirektoratet som er rett myndighet til å behandle en slik søknad om tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#). Miljødirektoratet kan delegere avgjørelsesmyndighet til fylkesmannen i enkeltsaker, dersom Miljødirektoratet og fylkesmannen er enige om at det er mest hensiktsmessig. Dersom en bedrift i en delegert bransje, som følges opp av fylkesmannen, ønsker å bruke muddermasser på sin egen eiendom, vil imidlertid fylkesmannen være myndighet til å behandle en søknad om tillatelse etter forurensningsloven § 11. For eksempel, dersom et skipsverft ønsker å mudre, samt bruke muddermassene til å planere ut et gitt område på sin egen eiendom.

Den som søker å gjennomføre et tiltak må selv avklare med den respektive kommunen om tiltaket forutsetter en tillatelse etter plan- og bygningsloven (eller dispensasjon fra denne loven, eller fra annen gjeldende plan). Dersom dette er tilfellet må den som ønsker å gjennomføre tiltaket også søke kommunen om en tillatelse etter plan- og bygningsloven.

Ved vurdering av om tillatelse (etter [§ 11](#)) til bruk av muddermasser på land skal gis, kan følgende momenter være relevante å ta i betraktning:

- Om transport til ordinært avfallsanlegg er mulig eller vanskelig
- Om sedimentene avvannes på stedet (ved tiltaksområdet) eller ikke
- Om resipienten for avrenning er samme som der sedimentene ble mudret
- Om spredningsbarrierer etableres for å begrense avrenning og partikkelspredning til resipient
- Om sedimentene som blir benyttet overskrider normverdiene (eller naturlige bakgrunnsverdier) for forurenset grunn
- Om det vil være luktproblematikk forbundet med disponeringen

Nedenfor presenteres fire forskjellige sakstyper med forklaring på hvem som er myndighet og hva som kan delegeres i de forskjellige sakene knyttet til bruk av muddermasser på land.

- 1) «Nyttiggjøring» av masser i tiltak under terskelen til forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd (forurensninger som ikke medfører nevneverdige skader eller ulemper)
 - Den som ønsker å gjennomføre tiltaket bør avklare med fylkesmannen eller Miljødirektoratet dersom det er tvil om tiltaket faller over eller under terskelen for hva som regnes som nevneverdig skade eller ulempe i forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd
 - Dersom tiltak er under terskelen kan tiltaket gjennomføres uten tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#)
 - Det er ikke behov for Miljødirektoratets samtykke etter forurensningsloven [§ 32](#)
 - Dersom tiltaket er over terskelen i § 8 tredje ledd, vil det falle inn under punkt 2. nedenfor
- 2) «Nyttiggjøring» av masser i tiltak over terskelen til forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd (forurensninger som medfører nevneverdige skader eller ulemper)
 - Den som ønsker å gjennomføre tiltaket kan ikke gjøre dette lovlig uten tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#)
 - Miljødirektoratet er myndighet til å gi tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#), men kan delegerer myndighet til fylkesmannen i enkeltsaker dersom det er enighet om at dette er mest hensiktsmessig
 - Det er ikke behov for Miljødirektoratets samtykke etter forurensningsloven [§ 32](#)
- 3) "Annen disponering" av masser i tiltak under terskelen til forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd (forurensninger som ikke medfører nevneverdige skader eller ulemper)
 - Den som ønsker å gjennomføre tiltaket kan ikke gjøre dette lovlig uten Miljødirektoratets samtykke etter forurensningsloven [§ 32 annet ledd](#)
 - Den som ønsker å gjennomføre tiltaket bør avklare med fylkesmannen eller Miljødirektoratet dersom det er tvil om tiltaket faller over eller under terskelen for hva som regnes som nevneverdig skade eller ulempe i forurensningsloven [§ 8](#), tredje ledd
 - Dersom tiltaket er under terskelen kan tiltaket gjennomføres uten tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#)
 - Dersom tiltaket er over terskelen i § 8 tredje ledd, vil det falle inn under punkt 4. nedenfor
- 4) "Annen disponering" av masser og tiltaket er over terskelen til forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd (forurensninger som medfører nevneverdige skader eller ulemper)

- Den som ønsker å gjennomføre tiltaket kan ikke gjøre dette lovlig uten tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) og Miljødirektoratets samtykke etter forurensningsloven [§ 32 annet ledd](#).
- Miljødirektoratet er myndighet (utenom for delegerte bransjer - se ovenfor) til å gi tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) og til å vurdere samtykke etter forurensningsloven [§ 32 annet ledd](#). Miljødirektoratet kan delegere myndighet til fylkesmannen til å behandle søknaden etter forurensningsloven [§ 11](#) dersom det er enighet om at dette er mest hensiktsmessig. Myndighet til å gi vurdere saker om samtykke etter forurensningsloven [§ 32 annet ledd kan ikke delegeres](#).

Vurdering av tillatelse til å disponere masser som utfylling i sjø

Den som ønsker å bruke muddermasser til å fylle ut i sjø (bygge opp nye landområder, som fyllmasser i kaianlegg e.l.), i vassdrag eller på land, må vurdere om tiltaket kan medføre fare for forurensning. Hovedregelen er at det er forbudt å forurense, jf. forurensningsloven [§ 7](#) første ledd. Hvis den planlagte bruken av massene kan medføre fare for forurensning og skadene eller ulempene som kan oppstå kan kalles nevneverdige, jf. forurensningsloven [§ 8](#) tredje ledd, må man ha tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) for at bruken skal være lovlig.

Der det er behov for å bygge opp nye landområder i lokale utbyggingsprosjekter, kan det som en del av utfyllingstiltaket være aktuelt å for eksempel legge mudrede masser inn i utfyllingen. Søknader som gjelder tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) til bruk av muddermasser til utfyllingsformål i sjø og vassdrag, skal behandles av fylkesmannen. Dette følger av rundskriv [T-3/12](#) om delegering av fylkesmannens myndighet etter forurensningsloven og oreigningsloven.

Behandling av saker som omhandler utfylling i sjø omfatter mange av de samme vurderingene som gjøres i saker som omhandler dumping i sjø. Angående undersøkelser og vurderinger som er viktige i forbindelse med utfyllingssaker i sjø, viser vi derfor i all hovedsak til omtale av dumping som en disponeringsløsning for mudrede sedimenter tidligere i kapittelet. Vurderinger som skal gjøres i forbindelse med mulig bruk av sprengsteinmasser til utfylling er imidlertid beskrevet nedenfor.

Særlig om bruk av sprengsteinmasser til utfylling i sjø

Sprengstein fra utbyggingsprosjekter inneholder oftest plast i form av skyteledninger, tennsatser og eventuelle fôringsrør. Tidligere var hoveddelen av platen armeringsfibre, men her finnes det nå alternativer i form av stålarmering. Ved bruk av sprengsteinmasser til utfylling i sjø kan plastavfallet spre seg med vannstrømmene og forurense sjøen, sjøbunnen og strandsonen langt unna tiltaksområdet. Platen vil med tiden kunne omdannes til mikroplast. Plastforurensning er et miljøproblem myndighetene har hatt økt fokus på de siste årene både lokalt og globalt.

Mer informasjon om mikroplast og marin forsøpling kan finnes på følgende nettsider:

<http://www.miljostatus.no/tema/avfall/avfallstyper/mikroplast/>
<http://www.miljostatus.no/tema/hav-og-kyst/forsopling-av-havet/>

Sprengsteinmasser som skal brukes til utfylling i sjø må være egnet til formålet, den aktuelle lokaliteten og skal ikke medføre at unødig forurensning og forsøpling spres ut av tiltaksområdet. Det skal foretas en konkret vurdering av dette i forbindelse med søknaden. Videre fremkommer det også av naturmangfoldloven [§ 12](#) at for å unngå eller begrense skader på naturmangfoldet skal det tas

utgangspunkt i driftsmetoder, teknikk og lokalisering som, ut fra en samlet vurdering av tidligere, nåværende og fremtidig bruk av mangfoldet og økonomiske forhold, gir de beste samfunnmessige resultater.

I søknad om å gjennomføre et utfyllingstiltak skal det fremgå hva slags masser som skal brukes til utfyllingen og i hvilken grad de inneholder sprengtråd, føringsrør eller lignende plastavfall. Dersom det gis tillatelse, bør det som avbøtende tiltak stilles krav om at tiltakshaver i størst mulig grad skiller plast fra sprengsteinmassene før utfylling. I tillegg bør det - ved behov - stilles vilkår for å hindre at plastavfall sprer seg i vannmassene når fyllmassene tømmes i sjøen. Slike mulige avbøtende tiltak kan være å kreve at sprengtråden synker slik at den legger seg inne i fyllingen, å samle opp plastavfall fra vannmassene ved å bruke håv eller annen manuell fjerning, konstruere en sjeté rundt utfyllingsområdet før utfylling, og/eller å bruke lense med skjørt. Siden det finnes plastfrie alternativer til armeringsfibre, bør masser som inneholder plastarmering normalt ikke tillates brukt til utfyllingsformål.

Sprengsteinmasser kan også inneholde høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser. I saker som omhandler bruk av sprengstein til utfylling i sjø bør det gjøres en konkret vurdering om nitrogentilførselen vil medføre negative effekter på resipienten, og i hvilken grad disse kan unngås. En slik vurdering er spesielt viktig i saker som omhandler utfylling med sprengstein i områder med ferskt/brakt vann og lite vannutskiftning.

Miljødirektoratet er i ferd med å utarbeide et faktaark om plast i utfyllingsmasser.

"Strandkantdeponi"

Et såkalt "strandkantdeponi" er en form for avfallsdisponering som innebærer at overskuddsmasser fra mudring legges i et avgrenset område i strandkanten. Avfallsmasser skal som hovedregel fraktas til lovlig avfallsanlegg eller gjenvinnes, jf. forurensningsloven § 32 første ledd. Å disponere avfall i et "strandkantdeponi" vil som regel ikke være i tråd med denne hovedregelen, og krever derfor et samtykke fra Miljødirektoratet etter forurensningsloven § 32 annet ledd til såkalt "annen disponering" av avfall. På generelt grunnlag er det Miljødirektoratets syn at "strandkantdeponier" med forurensede sedimenter er lite ønskelige å opprette. Dette fordi "strandkantdeponier" med forurensede sedimenter fører til opprettelse av nye forurensede lokaliteter, med de miljøkonsekvenser dette innebærer. En utstrakt dispensasjonspraksis kan også svekke det økonomiske grunnlaget for lovlige avfallsanlegg (f.eks. deponier) som må overholde strenge krav gitt i medhold av forurensningsloven. For at samtykke etter § 32 annet ledd til å disponere avfallsmasser i et "strandkantdeponi" skal være aktuelt, må det foreligge særlige grunner. Slike særlige grunner kan være at det vil medføre uforholdsmessig store økonomiske kostnader eller urimelige praktiske vanskeligheter ved å bringe avfallet til lovlig avfallsanlegg eller deponi, eller at den omsøkte avfallsdisponeringen fremstår som særlig hensiktsmessig ut fra miljøhensyn og/eller innebærer en åpenbar samfunnsnytte.

"Strandkantdeponi" vil også utløse krav om tillatelse etter forurensningsloven [§ 11](#) dersom forurensning fra tiltaket kan medføre nevneverdige skader eller ulemper. Dersom "strandkantdeponiet" søkes etablert som et utfylling i sjø, har fylkesmannen myndighet til å vurdere om slik tillatelse skal gis. Hvis "strandkantdeponiet" derimot søkes etablert på land, er det Miljødirektoratet som er myndighet til å behandle saken. I slike tilfeller kan Miljødirektoratet delegere forurensningsmyndigheten til fylkesmannen. Det vil som regel også være nødvendig med tillatelse fra kommunen etter plan- og bygningsloven ved etablering av "strandkantdeponi".

Dersom et "strandkantdeponi" skal opprettes, skal deponeringsområdet avgrenses med en fysisk barriere, for eksempel sjeté, spuntvegg eller cellespunter, og sedimentene skal plasseres på innsiden av denne. "Strandkantdeponier" kan konstrueres helt tette eller med filter i barrieren som slipper igjennom vann men ikke partikler. Farlig avfall skal ikke legges i strandkantdeponi.

Muddermasser kan også benyttes som innsatsmiddel i betong for enkle kaikonstruksjoner.

Nedenfor er det listet opp forhold som må vurderes i planleggingsfasen av et "strandkantdeponi" og inngå i søknad til Miljødirektoratet eller fylkesmannen:

- **Avvanning av sedimentene.** Mudring medfører ofte at sedimentene får et høyt vanninnhold. Det er derfor behov for avvanning før videre håndtering. Dette kan skje ved bruk av mekanisk filterpresse, eller i et eget midlertidig avvanningsbasseng. Det er også mulig å foreta avvanning i selve deponiet ved at overskuddsvann løpende pumpes ut, eller at deponiet har et damfilter som slipper igjennom vann. Bruk av damfilter forutsetter at forurensningen er partikkelbundet. Vannkvaliteten på vann som slippes tilbake til sjø må kontrolleres mot etablerte grenseverdier før utslipp til vann. Rensing av utslippsvann kan være nødvendig.
- **Utlekking og lekkasjer, type barriere.** Det må undersøkes i hvilken grad miljøgiftene er partikkelbundet (utlekkingspotensial) og hvordan strøm og tidevann eventuelt vil påvirke deponiet og massene. Dersom det er fare for spredning av miljøgifter må avbøtende tiltak vurderes og iverksettes.
- **Geoteknisk stabilitet.** På forhånd må sjøbunnens bæreevne vurderes og dokumenteres geoteknisk. Sjøbunnen må tåle belastningen av deponiet slik at ras og utglidninger unngås. Fare for setninger som følge av innfyllingen må også vurderes og avbøtende tiltak beskrives og tas med i plan for gjennomføring av tiltaket. Dersom geotekniske undersøkelser viser svært bløte bunnforhold i et tiltaksområde, skal det gjennomføres en uavhengig kontroll av områdestabilitet med tilhørende krav til materialfaktor for stabilitet. Disse undersøkelsene må utføres av spesialister innen fagfeltet og de skal følge det regelverket som gjelder. Se kapittel 5. i NVEs veileder [nr. 7 - 2014 Sikkerhet mot kvikkleireskred](#).
- **Avskjærende grøfter.** Vann fra landsiden skal ikke strømme gjennom deponiet uten at det er særskilt designet for dette. På landsiden bør derfor vanntransport inn i deponiet reduseres i mest mulig grad ved hjelp av avskjærende grøfter og eventuelt en ekstra tetting mot deponiet
- **Etterbruk.** Ofte skal nytt areal tas i bruk til nye formål etter avsluttet deponering/utfylling, for eksempel til kai eller annet næringsformål. Denne etterbruken må vurderes ved utforming av tiltak/tillatelse. Masser som vesentlig består av mudrede sedimenter er som regel lite egnet uten at de avvannes, komprimeres eller behandles. Aktuelle tiltak for å oppnå ønsket stabilitet kan være konstruksjonsmessige tiltak som oppbygging av deponiet med vegger (cellespunt og lignende) eller/og å tilsette et stabiliseringsmiddel ved innfyllingen (for eksempel sement). Vertikalt dren kan også bidra til stabilisering. Ofte bør massene etter deponering få tid til å «sette seg» før arealet tas i bruk. Arealet kan ha begrenset anvendelse dersom det ikke gjennomføres konstruksjonsmessige forsterkninger.
- **Oppfølging og vedlikehold.** Oppfølging av deponiets stabilitet og kontroll av at det ikke skjer utlekking av miljøgifter skal utføres i driftsfasen og i ettertid av etablering. Eget overvåkingsprogram skal utarbeides.

Kunstige sandstrender

Etablering av kunstige sandstrender

Å etablere kunstige sandstrender kan medføre flere negative effekter for miljøet i tiltaksområdet:

- Partikler kan spres i miljøet og forurene større områder enn bare der sanden blir lagt
- Viktige naturtyper kan slammes ned
- Grunne områder i og ved sjø som kan være viktige oppvekst- og beiteområder for fisk og fugl, kan bli fortrenget
- Fremmede arter kan innføres og fortrenge lokale arter

I tillegg kan tiltaket virke privatiserende og hindre allmennhetens frie ferdsel i naturen. Det betyr at slike tiltak kan være til hinder for allemannsretten.

Etablering av kunstig sandstrand krever som regel *både* en tillatelse fra fylkesmannen etter forurensningsloven § 11, og en tillatelse av kommunen etter plan- og bygningsloven (se tekst på miljokommune.no). En vurdering av hvilke potensielle skader eller ulemper tiltaket kan ha for miljøet, skal gjennomføres som del av saksbehandlingen.

Å tilføre sand til grunn eller vann, omfattes av forurensningsbegrepet i forurensningsloven § 6. Å etablere kunstig sandstrand regnes altså som forurensning. Dersom etablering av en kunstig sandstrand vil medføre forurensning med mer enn "nevneverdige skader eller ulemper" vil dette i utgangspunktet være forbudt, jf. forurensningsloven § 7 første ledd og § 8 tredje ledd. Fylkesmannen kan imidlertid gi tillatelse til å etablere en kunstig sandstrand, ut fra en betraktning av at fordelene ved det forurensende tiltaket er av en slik karakter at den aktuelle forurensningen anses som akseptabel, jf. forurensningsloven § 11. I en vurdering av om tillatelse til etablering av kunstig sandstrand skal gis, skal prinsippene i naturmangfoldloven § 8 til § 12 legges til grunn som retningslinjer.

Hva som skal til for at etablering av kunstig sandstrand medfører "nevneverdig skade eller ulempe" - og som dermed er en type virksomhet som krever tillatelse etter forurensningsloven § 11 for å kunne finne sted lovlig - må vurderes konkret i hvert enkelt tilfelle. I stor grad er dette noe som beror på forurensningsmyndighetens skjønn. Relevante momenter i en slik vurdering er tiltakets størrelse og virkninger sammenholdt med resipientens tilstand.

- **Eksempel:** Et lite tiltak i et område med sårbar natur som for eksempel ålegress, kan overskride terskelen for "nevneverdig skade eller ulempe", mens et større tiltak i en ellers robust resipient kan falle under terskelen. Er sedimentene i tiltaksområdet forurenset, vil det som hovedregel kreves tillatelse.

Kravene til undersøkelser og vurderinger som skal legges til grunn for vurdering av om en kunstig sandstrand kan etableres eller ikke, skal følge de overordnede kravene som fremgår for dumpetiltak, altså med de underliggende kategoriene små, mellomstore og store tiltak. Disse fremgår av tabell 2-1 ovenfor i veilederen.

Ved ulovlig etablering av kunstig sandstrand er det i utgangspunktet kommunen som skal følge opp dette. Men også fylkesmannen og Kommunal- og moderniseringsdepartementet har myndighet til å følge opp slike ulovligheter.

Vedlikehold av kunstige sandstrender

Det må alltid vurderes om vedlikehold av kunstige sandstrender krever tillatelse etter forurensningsloven. Ved behandling av søknad om å etablere en kunstig sandstrand skal vedlikeholdsarbeid av sandstrendene fremgå av vurderingen, og inngå i en eventuell tillatelse.

Hvis fylkesmannen gir tillatelse til å etablere en kunstig sandstrand, bør det også kreves en plan for vedlikehold av denne stranda. Vedlikehold ut over det som må anses nødvendig og ordinært, kan etter omstendighetene være et søknadspliktig tiltak. Dette vurderes konkret i den enkelte sak.

Vedlegg VII – Undersøkelser og overvåking

Dette vedlegget beskriver undersøkelser og overvåking i forbindelse med forurenset sjøbunn, og hvordan dette kan gjennomføres.

Behovet, formålet og tidspunktet for undersøkelser eller overvåking vil variere fra sak til sak. Det kan være aktuelt å gjennomføre undersøkelser eller overvåking for å:

- kartlegge eventuelle aktive kilder fra land
- kartlegge forurensningssituasjonen i sedimentet før et tiltak
- avklare utlekking og spredning fra forurenset sjøbunn
- overvåke utviklingen i et forurenset område over tid
- overvåke forurensning og spredning forbundet med gjennomføring av tiltak
- kontrollere resultat av tiltak på kort sikt
- overvåke resultat av tiltak på lang sikt

Hvilke undersøkelser som bør gjøres vurderes ut ifra problembeskrivelsen for området, det overordnede miljømålet og formålet med tiltaket (økt seilingsdyp eller miljøforbedring). Undersøkelsesprogram må utformes slik at måloppnåelse kan vurderes i etterkant av et tiltak (for- og etterundersøkelser må harmonere). Undersøkelsene bør gi grunnlag for å vurdere hvilken type overvåking som er hensiktsmessig under gjennomføringen av selve tiltaket.

Undersøkelsene kan bl.a. gi kunnskap om:

- miljøgiftinnholdet i sjøbunn, vann, porevann og utvalgte organismer
- utlekking og spredning fra sjøbunnen
- giftighet (basert på toksisitetsanalyser)
- forekomst og utbredelse av fauna
- sedimentegenskaper (sand, silt, leire eller mudder, organisk innhold)
- vanddyp
- strømningsforhold, vannutskiftning, turbiditet
- aktuell arealbruk

Kildekartlegging

Før tiltak i sjø bør det gjennomføres undersøkelser for å avdekke og vurdere betydningen av mulige forurensningskilder på land. Kilder på land kan være av betydning for forurensningssituasjonen i området og kan påvirke effekten av eventuelle opprydningstiltak i sedimentene.

Kildekartleggingen kan bestå av

- prøvetaking og analyse av potensielt forurenset grunn på land
- prøvetaking ved utløp av elver og bekker
- prøvetaking i sandfang, avløps- eller overvannsledninger
- passive prøvetakere eller blåskjell (NS 9434:2017 Vannundersøkelse - Overvåking av miljøgifter i blåskjell (*Mytilus spp.*) - Innsamling av utplasserte eller stedegne skjell og prøvebehandling) i sjøen med formål å spore tilførsler.

Miljødirektoratet har fått utviklet en veileder for risikovurdering av forurenset grunn ([TA - 1629](#)), som beskriver hvordan risikoen ved en grunnforurensning bør vurderes i forhold til mulige konflikter

med areal- og resipientbruk. Veilederen gir beregningsmetoder for spredning til sjø. Miljødirektoratet har utarbeidet generelle normverdier for mest følsom arealbruk og dokumentasjon for hvordan disse er fremkommet fremgår av veilederen. Imidlertid kan verken normverdiene for følsomt arealbruk, eller helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn ([TA- 2553](#)), benyttes for å vurdere fare forbundet med avrenning fra grunn til sjø. Det må gjøres spesifikke spredningsvurderinger (måling eller beregning) fra jord til sjø i hvert enkelt tilfelle der dette kan være aktuelt. Effekten av ev. spredning må sammenholdes med Miljødirektoratets tilstandsklasser for vann og sediment ([M-608](#)).

Vann- og sedimentprøver fra overvannskummer og sandfangskummer benyttes ofte til å gi en indikasjon på kilder til forurensning oppstrøms kummene. Særlig i store byer preget av store arealer med tette flater og mye nedbør har det vist seg at særlig byforurensning og miljøgifter benyttet i bygningsmassen kan føres med overvannet til kummer og videre til havne- og kystområder. Her finnes mer informasjon om prøvetaking og analyser av forurenset overvann og sand fra sandfangkummer: <http://www.miljokommune.no/Temaoversikt/Vannforvaltning/Overvann/> I tillegg finner du mer informasjon om vurdering av forurenset overvann her: [Forurenset overvann](#)

Kartlegging av forurensningssituasjonen

Det vil ofte være hensiktsmessig å velge en trinnvis tilnærming for kartlegging av forurensningssituasjonen i sjøbunnen, der sonderende undersøkelser legger grunnlaget for et mer detaljert undersøkelsesprogram. Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)) er bygget opp etter dette prinsippet og angir minimum antall prøver som må ligge til grunn for å gjennomføre en risikovurdering. Det må likevel alltid utøves et visst skjønn både når det gjelder antall prøver og behovet for å gjennomføre en risikovurdering. I mange små og mellomstore saker vil det ofte være tilstrekkelig med et forenklet prøvetakingsprogram basert på kunnskap om lokale kilder, men gjerne med utgangspunkt i risikoveilederens trinn 1. Dette er nærmere omtalt nedenfor i avsnittet [Antall prøver](#). Ved gjennomføring av en risikovurdering sammenholdes resultatene fra innledende undersøkelser med grenseverdier (Trinn 1) og danner grunnlaget for å vurdere om det bør gjennomføres grundigere undersøkelser av spredning, effekter eller eksponering.

Sedimentprøvetaking og analyser

Prøvetaking bør generelt foretas i tråd med Miljødirektoratets veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter ([M-409](#)) uavhengig om det skal gjennomføres en fullstendig risikovurdering eller hva som er formålet med tiltaket. Prøvetakingsmetodikk og analyser er utførlig beskrevet i [M-409, Risikovurdering av forurenset sediment, Vedlegg VIII Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter](#), og gir en oversikt over aktuelle standarder i forbindelse med prøvetakingsprogram, prøvetaking og analyse. Så langt det foreligger mulighet bør prøvetaking foretas akkreditert.

Alle undersøkelser bør legges inn i den nasjonale databasen Vannmiljø (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>) og det er derfor hensiktsmessig at analyseresultater rapporteres enten direkte til Vannmiljø eller til forurensningsmyndighetene i henhold til importmalen for Vannmiljø. Dette kan myndighetene presisere i vilkår for en tillatelse eller i et pålegg.

Antall prøver

Følgende faktorer bør vurderes som grunnlag for planlegging av prøvetaking:

- Hvilke områder antas å være forurenset og hvilken utstrekning forurensningen antas å ha
- Mulighet for oppdeling i delområder, ut i fra nærhet til kjente kilder, topografi, strømforhold, bunnsstrat med mer
- Hvilket prøvetakingsmønster som bør brukes. Lokalisering av prøvetakingsstasjoner gjøres etter ett av fem hovedprinsipper. Se Norsk Standard: NS-EN ISO 5667-19:2004, tidligere NS 9422:
 - Stikkprøver
 - Rutenett (Grid)
 - Gradient
 - Dypål (dyppunkter)
 - Strømmønstre og lokalisering av eventuelle kilder
- Antall prøver totalt
- Antall replika for hver stasjon og om disse skal analyseres individuelt eller som blandprøve
- I hvilken dybde av sedimentet det skal tas prøver
- Referansestasjoner - antall og lokalisering

I områder der bunnen er rimelig ensartet kan stasjonene enklest plasseres på basis av et rutenett. 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 mer riktig å etablere stasjonene slik at variasjonen i delområdene fremkommer. Jo mer varierende et sedimentområde er, jo flere stasjoner må legges inn. Alle stasjoner skal koordinatfestes. I noen tilfeller kan det være behov for å utvide analyseprogrammet i forhold til det man opprinnelig planla. Man bør derfor vurdere å samle inn et større sedimentmateriale enn analysene tilsier når man først er i felt, og lagre ekstramaterialet frosset.

Antall stasjoner som bør undersøkes vil variere ut i fra undersøkelsens målsetting, tidligere undersøkelser i området og andre lokale forhold. I Miljødirektoratets veileder for risikovurdering ([M-409](#)) kreves minimum 5 stasjoner fra hvert område, der hver stasjon maksimalt skal representere et areal på 10 000 m². Der bunnen er dypere enn 20 m kan man forvente større homogenitet i sedimentstruktur og hver stasjon kan representere inntil 40 000 m² bunn. På hver stasjon bør det være 4 parallelle prøver, som kan forenes til en blandprøve (se nedenfor).

For komplekse områder som må deles i flere delområder, er det nødvendig å øke antallet stasjoner ut over kravet nevnt ovenfor. For mindre områder, for eksempel i forbindelse med lokale mudringsprosjekter, kan antallet stasjoner reduseres. Dette er beskrevet i eget avsnitt nedenfor.

Prøvetaking for å kartlegge forurensningen i sedimentet bør dekke de øverste 0-10 cm som normalt innbefatter sedimentets øvre biologisk aktive lag.

Miljødirektoratets veileder for risikovurdering ([M-409](#)) anbefaler tilsvarende at prøvetakingen dekker de øvre 10 cm. Dette vil i de aller fleste tilfeller omfatte det bioaktive laget, ofte også noe av sedimentet under dette. En standard 0,1 m² van Veen grabb vil grabbe ned til ca. 10 cm sedimentdyp i et mudderaktig sediment men bare til ca. 5 cm i et sandig sediment. På sandig sediment må man derfor bruke kjerne- eller boksprøvetaker for å samle inn 10 cm dype prøver. Krav til prøvetaking ved mudring er spesielt omtalt nedenfor.

Blandprøver

Representativiteten i sedimentprøvene økes ved å basere analysene på blandprøver av sedimentet. Ved å gå fra enkeltprøver til blandprøver vil man måtte øke feltinnsatsen noe, uten at analyseutgiftene øker tilsvarende. Blandprøver gir gjennomsnittstall, men ikke variasjonen rundt gjennomsnittet. For risikovurderings- og klassifiseringsformål ansees dette å være akseptabelt. Gjennomføring av Trinn 1 i risikoveilederen ([M-409](#)) legger opp til at man analyserer på blandprøve av 4 parallelle prøver fra hver sedimentstasjon. Se avsnittet ovenfor om antall sedimentstasjoner i forhold til areal.

Referansestasjoner

Referansestasjon(e) for vurdering av forurensningstilstand bør i størst mulig grad representere upåvirket tilstand. De må ligge utenfor antatt forurenset område men likevel være sammenlignbare med de ordinære stasjonene. Et alternativ til referansestasjon for sedimentprøvetaking er å måle i sjikt i sedimentkjerner ned til avsetninger fra førindustriell tid.

Ved overvåking av tiltak må referansestasjon(e) være utenfor området som berøres av tiltaket. Kontroll etter tiltak sammenlignes best med undersøkelser i tiltaksområdet før tiltak.

Undersøkelser ved små og mellomstore tiltak

I mange små og mellomstore saker vil det være tilstrekkelig med et forenklet prøvetakingsprogram basert på kunnskap om lokale kilder og forhold. Revidert risikoveileder sier at det for små og mellomstore tiltak i områder < 30 000 m² kan avvikes fra krav om minimum 5 stasjoner, men at det generelt bør være et minimumskrav at man skaffer data fra 3 stasjoner og at dette sammenlignes med grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen. Krav til prøvetaking ved mudring er spesielt omtalt nedenfor.

Krav til prøvetaking ved mudring

Omfanget av prøvetaking ved planlegging av mudring (vedlikeholdsmudring og lignende) må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Antall prøvepunkter må ses i sammenheng med areal, volum, sedimentegenskaper, mulige forurensningskilder og sannsynligheten for lokal variasjon i sedimentkvalitet og forurensningsgrad. Vedlegg VIII i veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)) gir retningslinjer for stasjonsplassering, antall prøvestasjoner, prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver.

Mudringstiltak skal som hovedregel ikke medføre kjemisk forringelse av sjøbunnen etter at tiltaket er gjennomført sammenlignet med før tiltaksgjennomføring. For å få tilfredsstillende oversikt over egenskapene til sedimentene og eventuell forurensning i massene som ønskes mudret, skal det som hovedregel tas et tilstrekkelig antall kjerneprøver av sjøbunnen i det ønskete mudringsområdet. Ved store tiltak skal det tas kjerneprøver som dekker det dybdeintervallet som skal mudres. Ved mellomstore tiltak bør man kreve kjerneprøver hvis dette er hensiktsmessig. For små mudretiltak er det i utgangspunktet ikke krav om kjerneprøver med mindre særskilte hensyn tilsier dette.

Bakgrunnen for kravet om kjerneprøver i forbindelse med mudringstiltak er for å sikre at tiltaksgjennomføringen skjer på den mest egnede måten. Blant annet sett i lys av potensiell spredning av forurensning ved tiltaksgjennomføringen, forsvarlig deponering av massene, og eventuell kjemisk forringelse av sjøbunnen ved at det er fare for at det mudres ned i mer forurensede lag.

Det er redegjort for antall kjerneprøver og hvordan disse skal tas i kapittelet om antall prøver ovenfor og i veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)). Prøvene skal være representative og dekke dybdeintervallet som planlegges mudret. Følgende dybdeintervaller skal som et minimum tas fra kjernen for analyse:

- 1 overflateprøve 0-10 cm
- 1 blandprøve av de dypeste 10 cm
- 1 blandprøve av hele kjernen

Dersom mektigheten på det mudrede laget er større enn 10 cm, må kjernen beskrives.

I særlige tilfeller kan forurensningsmyndighetene vurdere om sedimentundersøkelser kan unnlates. Ved mudring bør minst ett av følgende kriterier i så fall være oppfylt:

- volumet som skal mudres er mindre enn 500 m³, det er ingen kjente forurensningskilder i nærheten og sedimentene består hovedsakelig av sand, grus og stein
- forurensningssituasjonen er allerede tilfredsstillende kartlagt

Analyser

Prøvene skal analyseres/testes med tanke på innhold og effekter av miljøgifter på biologiske organismer.

Hvilke miljøgifter som bør inkluderes i et analyseprogram vil variere. Kunnskap om lokale kilder (både eksisterende og historiske) må ligge til grunn for valg av analyseparametere.

Risikoveilederen ([M-409](#)) inneholder en minimumsliste av fysiske, kjemiske og toksiske (giftige) stoffer som det skal analyseres eller testes for. Listen er gjengitt i tabell VII-2.

Analyser skal foretas av laboratorier som er akkreditert for de spesifikke analysene.

Tabell VII-2. Analyseparametere ved undersøkelser av sediment

Analyseparametere som det alltid skal analyseres for
Parametere som det alltid bør analyseres for (i saker angående mudring og dumping er disse å anse som obligatoriske, jf OSPAR-retningslinjer ¹)
<p>Arsen (As)</p> <p>Bly (Pb)</p> <p>Kadmium (Cd)</p> <p>Kobber (Cu)</p> <p>Krom (Cr)</p> <p>Kvikksølv (Hg)</p> <p>Nikkel (Ni)</p> <p>Sink (Zn)</p> <p>Tributyltinnforbindelser (TBT)</p> <p>PAH (Min. EPA 16)²</p> <p>PCB (Min. PCB-7)³</p> <p>Tørrstoff (TS)</p> <p>Kornfordeling (bla. silt (< 63µm) og leire (< 2µm))</p> <p>Totalt organisk karbon (TOC)</p>

Parametere som bør vurderes basert på informasjon om eventuelle lokale kilder:

Dioksiner/furaner (TEQ bør angis)

DDT

HCB

Lindan

THC (olje)

Bromerteflammehemmere

Ftalater

Nonylfenoler

Klorerte parafiner

Eventuelle andre lokale

Se også prioritetslisten og prioriterte stoffer i vannforskriften:

- Prioritetslisten er miljøvernmyndighetenes liste over rundt 30 miljøgifter hvor målet er stans av utslipp innen 2020. (<http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten>).
- For de 33 prioriterte stoffene i vannforskriften skal det gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på gradvis reduksjon av forurensning fra prioriterte stoffer til vann. Det skal gjennomføres nødvendige tiltak med sikte på stans i utslippene av prioriterte farlige stoffer til vann. <http://www.lovddata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html#map073>

¹OSPAR-guidelines for the management of dredged material (Reference number 1998-20)

² For PAH kvantifiseres forbindelsene som inngår i EPA protokoll 8310 (16 EPA).

³ For PCB kvantifiseres følgende forbindelser: IUPAC nummer 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Det kan også analyseres på sumparametere for miljøgifter som er interessante fra et helse- og miljøsynspunkt. Avdekkes høye nivåer i en slik analyse bør det gjøres mer spesifikke analyser.

Klassifisering

Veilederen Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota ([M-608](#)) benyttes for å angi forurensningstilstand. Klassifiseringssystemet i veilederen er basert på risiko for økologiske effekter.

Miljødirektoratets klassifisering av miljøgifter angir fem tilstandsklasser basert på forurensningsgrad (Tilstandsklasse I - V). Se nærmere beskrivelse i [M-608](#) på side 3.

- Klasse I tilsvarer det som kan betraktes som et "bakgrunnsnivå". Med bakgrunnsnivå menes her nivåer som registreres på steder langt fra større punktkilder (diffust belastet).
- Klasse II identifiserer områder som kan være påvirket av lokale miljøgiftkilder, uten at det er fare for toksiske effekter.
- Klasse III-V representerer økende grad av skade på organismesamfunn i vannsøyle og sediment, og identifiserer områder der tiltak kan være aktuelt.

Kartlegging av naturforhold

Dersom ikke kommunen eller Fylkesmannen allerede har tilstrekkelig informasjon om naturforholdene i området der det planlegges tiltak, kan det være behov for undersøkelser. Miljødirektoratet har gitt ut en veileder for kartlegging av biologisk mangfold der blant annet

viktige marine naturtyper er definert (DN-håndbok 19-2007 Kartlegging av marint biologisk mangfold).

Naturhensyn i sedimentsaker er nærmere omtalt i [Vedlegg IV - Naturhensyn](#).

Overvåking

Overvåking kan ha flere formål:

- overvåking som alternativ til tiltak
- overvåking for å kontrollere gjennomføring av tiltak
- overvåking for å kontrollere resultatet av tiltak på lang sikt

Overvåking som alternativ til tiltak

I noen tilfeller kan overvåking av naturlig forbedring være et alternativ til oppryddingstiltak.

Forhold som gjør at man velger overvåket naturlig forbedring kan være:

- det er lite sannsynlig at forurensningen fra sedimentet spres eller tas opp i biota
- det er fysisk vanskelig å gjennomføre tiltak
- den naturlige tilførselen av rene sedimenter bidrar til en positiv utvikling av forurensningssituasjonen

I slike tilfeller vil målsettingen med overvåkingen være å følge utviklingen over tid på faste stasjoner, og avdekke eventuelle endringer i den naturlige forbedringen som gir grunnlag for å vurdere tiltak på nytt. For å få fram endringer over tid vil det være viktig å ha forståelse for variasjonen i systemet, både den naturlige variasjonen i konsentrasjoner innenfor den enkelte overvåkingsstasjonen, og den analytiske variasjonen. Feltmessig variasjon kan bestemmes ved å gjøre gjentatte, parallelle prøvetakinger på overvåkingsstasjonen, mens analytisk variasjon kan utredes ved å splitte en homogenisert prøve i delprøver for så å analysere disse separat.

Det må utarbeides et eget overvåkingsprogram som er tilpasset lokale forhold, og i tillegg tar hensyn til kravene i vannforskriften, se [Veileder - Overvåking av miljøtilstand i vann](#) som er tilgjengelig fra [Vannportalen](#). Overvåkingsprogrammet bør inkludere både kjemiske og biologiske parametere, og man bør søke å finne biologiske parametere som kan vise tidlig respons på endring av forurensningsbelastning i biota. Ofte velges blåskjell som bioindikator.

Overvåking under tiltaks gjennomføring

Under gjennomføring av tiltak vil det være behov for overvåking blant annet for:

- å påse at de avbøtende tiltakene som utføres er tilstrekkelig effektive til å hindre uønskede effekter
- å kunne iverksette strakstiltak ved behov
- å dokumentere at krav i pålegg eller tillatelse overholdes

I tillatelse eller pålegg stilles det vanligvis krav om at tiltakshaver, en viss tid før gjennomføringen av tiltaket starter, skal utarbeide et overvåkingsprogram som dokumenterer om myndighetenes krav overholdes. I store saker bør forslag til overvåkingsprogram utarbeides samtidig med søknad om tillatelse, slik at det kan sendes på høring sammen med denne. Det er tiltakshavers ansvar at overvåkingsprogrammet er godt nok til å dokumentere om myndighetenes krav overholdes, og overvåkingsprogrammet må derfor tilpasses krav i tillatelsen når den foreligger. Det kan dessuten være behov for å gjøre tilpasninger av programmet underveis og spesielt ved større saker er det viktig at det legges opp til rutiner for å vurdere om programmet fungerer tilfredsstillende.

Omfanget av overvåkingen må vurderes i hvert enkelt tilfelle ut fra størrelse på tiltaket, tiltaksmetode, forurensningsgrad- og utbredelse, strømningsbilde, fare for negative konsekvenser for marine organismer og ressurser, og eventuelt andre lokale forhold. Miljødirektoratets retningslinjer for sjødeponier ([TA-2624](#)) omtaler overvåking underveis spesifikt for etablering av sjødeponier. Tiltak i rene sedimenter kan også kreve overvåking, dersom spredning av partikler under tiltak kan gi skade på organismer eller føre til uønskede endringer i naturmiljøet.

Det er mange forskjellige overvåkingsmetoder som kan benyttes for å overvåke tiltak i sedimenter. Tabell VII-3 presenterer noen aktuelle overvåkingsparametere ved tiltak. Prøvetakingsmetodikk og analyser er beskrevet i Vedlegg VII. Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter i risikoveilederen ([M-409](#)). Her fins det også informasjon om hvilke standarder som gjelder for ulike typer prøvetaking.

Når man utarbeider eller skal vurdere et overvåkingsprogram for et stort tiltak bør man sørge for at overvåkingsprogrammet ivaretar følgende funksjoner:

- Mulighet for stans i arbeidene på kort varsel
Turbiditetsmålere eller andre mål for partikkelspredning kan gi raskt tilgjengelige resultater underveis som kan si noe om spredningen av forurensede partikler er større enn myndighetene tillater. Krav omtales ofte som akseptkriterier. Det må være rutiner som gir mulighet for rask respons.
- Mulighet for endring av gjennomføring og tillatelse underveis.
Vannprøver, passive prøvetagere og sedimentfeller kan være egnet for å vurdere tiltaks mål underveis, og eventuelt gi grunnlag for å korrigere gjennomføringen av tiltaket.
- Mulighet for evaluering av tiltaket i etterkant. Dokumentasjon og rapportering må sikre at det er mulig å gjenfortelle tiltakets forløp.

Tabell VII-3. Aktuelle overvåkingsparametere i forbindelse med gjennomføring av tiltak.

Aktuelle overvåkingsparametere i forbindelse med gjennomføring av tiltak.		
Overvåkingsparametere	Beskrivelse	Mulige akseptkriterier
¹⁾ Turbiditet	Turbiditeten måles kontinuerlig eller i gitte tidsintervall nær der aktiviteten pågår. Fordi det i de fleste områder er store naturlige variasjoner i turbiditet, både gjennom året og over kortere perioder, må turbiditeten sammenlignes med referanseverdier. Referanseverdiene måles ved en referansestasjon samtidig som tiltaket pågår. For tiltak av kortere varighet, kan det også gjøres referansemålinger på forhånd, der tiltaket skal gjennomføres. Bakgrunnsverdiene bør måles i tiltaksområdet over en periode på minimum en uke forut for tiltaket. Målingene skal gjøres iht. Norsk Standard (NS9433 Turbiditetsovervåking av tiltak i vannforekomster).	Miljødirektoratet anbefaler at det i de fleste tilfeller brukes referanseverdi + 5 eller + 10 NTU som grenseverdi. Dersom referanseverdier er målt på forhånd brukes gjennomsnittlig eller medianverdi fra hele perioden referansemålingen er foretatt.

Vannprøver (ufiltrerte)	Representative vannprøver tas med jevne mellomrom og minimum en gang pr. uke i umiddelbar nærhet av der tiltaket pågår, samt på en referansestasjon som antatt ikke er påvirket av tiltaket, men som er representativ i forhold til området der tiltaket pågår.	Forholdet mellom referanseverdi og verdien i tiltaksområdet bør ikke avvike betydelig og bør sees i sammenheng med Miljødirektoratets tilstandsklasser.
Suspensjon fra sedimentfeller	Kan både gi et mål på mengde partikler som sedimenterer i området, og på oppvirvlede partikkelbundne miljøgifter. Overskuddsvann filtreres vekk før analyse for å få den partikkelbundne fraksjonen. Prøver tas minimum på én referansestasjon og i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet. Sedimentfeller plassert i en gradient ut fra tiltaksområdet, kan også gi informasjon om hvor stort område som er påvirket av spredning fra tiltaket.	Sammenlikne innbyrdes verdier (referanse og tiltaksområdet). Kan sammenliknes med Miljødirektoratets tilstandsklasser og relevante sedimentkvalitetsdata.
Vannprøver (filtrerte)	Vil kunne gi et mål på nivåer av løste miljøgifter i vann, men er ikke egnet for organiske miljøgifter siden hydrofobe forbindelser vil adsorberes til filteret. Vannprøvene filtreres gjennom et filter, fortrinnsvis med porestørrelse 0,45 µm, før analyse. Prøver tas minimum på referansestasjon og i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet.	Sammenlikne innbyrdes verdier (gradient).
Passive prøvetagere	Vil kunne gi et mål på løste miljøgifter over tid. Prøver tas minimum på én referansestasjon og i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet.	Sammenlikne innbyrdes verdier (gradient).
Sedimentprofilkamera (SPI)	Vil kunne gi informasjon om sedimenttype- og tilstand, avsetning av "nytt" sediment på sjøbunnen og aktiviteten til organismer på og i sjøbunnen. Kameraet tar bilder ca 25 cm ned i sjøbunnen. Undersøkelse bør gjøres før, under og etter tiltaket, og også på en referansestasjon.	Klassifisering av bilder i forhold til en klassifiseringsskala med fem trinn. Sammenligne innbyrdes verdier (før-under-etter).
Blåskjell	Bioindikator. Prøver tas minimum på én referansestasjon og i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet. Prøver bør tas før, under og etter tiltak.	Kan sammenliknes med Miljødirektoratets tilstandsklasser og innbyrdes verdier (referanse og tiltaksområdet)

Fisk	Bioindikator. Egnert for langtidsovervåking.. Prøver tas minimum på referansestasjon og i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet. Valg av fisk tilpasses tiltaksområdet, men fisken bør være relativt stasjonær, slik at den er representativ for tiltaksområdet. Det anbefales å bruke fiskeslag hvor det finnes tilstandsklasser eller stor kunnskap om miljøgiftnivåer, slik som torsk.	Kan sammenlignes med Miljødirektoratets tilstandsklasser, innbyrdes verdier eller lengre tidsserier for området, dersom det eksisterer slike.
-------------	---	---

¹⁾ Dette er egentlig en indirekte målemetode i den forstand at det er lysgjennomgangen i vannet som måles og ikke partikkelmengden. Normalt vil redusert lysgjennomgang være et tegn på økt partikkeltransport.

Ved bruk av turbiditetsmålere ved mudringsarbeider eller annen fysiske inngripen i forurenset sediment overvåkes spredningen av forurenset sediment, i tillegg til de normale bakgrunnsverdiene. Ved denne metoden måles ikke mengden som faktisk frigjøres eller gjøres biotilgjengelig. Eksempelvis kan det tenkes at oppvirvlede partikler sedimenterer i nærområdet og således ikke sprer seg. Motsatt er det mulig at forurensete partikler spres til ikke forurensete områder eller at miljøgifter frigjøres fra partiklene når de virvles opp i vannsøylen (desorpsjon).

Overvåking av tiltak på lang sikt

Når tiltaket er utført skal området overvåkes for å vurdere effekten av tiltaket på lengre sikt. Overvåkingsprogrammet skal utformes på en slik måte at det også tar hensyn til kravene i vannforskriften, se [Veileder - Overvåking av miljøtilstand i vann](#). Overvåkingen er en kontroll på utviklingen over tid på lokaliteten, og skal utføres på faste prøvetakingsstasjoner.

Når tiltaket skal vurderes på lang sikt er det viktig å ha gode data fra før tiltaket startet, slik at man har et godt grunnlag for å gjøre vurderingene. Langtidsovervåkingen må derfor planlegges i forkant av tiltaket, og være godt samordnet med forundersøkelsene og den overvåkingen som foregår underveis. Overvåkingen kan omfatte både fysisk kontroll av tiltaket, undersøkelser av kjemisk utlekking og biologiske måleparametere, for eksempel utvikling av økologisk status og miljøgiftbelastning i fisk og skaldyr. På samme måte som ved overvåking av naturlig forbedring (se tidligere avsnitt) er det viktig å ha forståelse for variasjon i systemet som overvåkes.

Miljøgiftbudsjett ved oppryddingstiltak

Det er vanlig at et oppryddingstiltak medfører en kortere periode med spredning av forurensning og eventuelt økt forurensningsbelastning, mens de langsiktige resultatene av tiltaket er nedgang i spredning og belastning. For et større tiltak kan det derfor utvikles et miljøgiftbudsjett for gjennomføringsperioden. Miljødirektoratet har fått utredet muligheter for å bruke miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av oppryddingstiltak i forurenset sjøbunn i rapporten «Bruk av miljøgiftbudsjett ved gjennomføring av tiltak i forurenset sjøbunn. Utredning av muligheter» ([TA-2804](#)).

Erfaringene med bruken av miljøgiftbudsjett har imidlertid vært blandede og i hver ende av vellykkehetskalaen. Det har vist seg at verktøyet ikke egner seg like godt i alle situasjoner, da det kan gi usikre resultater og medføre betydelige kostnader uten noen egentlig gevinst. Dessuten er veiledningen som følger med bruk av verktøyet utilstrekkelig. Derfor ønsker Miljødirektoratet ingen omfattende bruk ved at det generelt stilles krav om bruk av verktøyet i tillatelser til eller pålegg om opprydding i forurenset sjøbunn.

Inntil videre anbefaler Miljødirektoratet innstramning av praksisen med å bruke miljøgiftbudsjett og særlig regnskap.

Dersom det vurderes utprøving eller bruk av verktøyet ved myndighetsutøvelse i en enkelt sak, tilrår Miljødirektoratet at disse føringene følges:

- Det anses uhensiktsmessig å bruke verktøyet på små tiltaksprosjekter.
- Verktøyet skal brukes til å beregne spredning ut av tiltaksområder - ikke innbyrdes mellom delområder.
- Det kan være tilrådelig å bruke budsjett-, og ikke regnskapsdelen av verktøyet.
- Kun miljøgifter som er styrende for at det gjøres tiltak skal inngå i budsjettet.
- Det kan være hensiktsmessig å bruke verktøyet på utvalgte ekstra store prosjekter der det ellers ligger til rette for å få dette til.

Etterkontroll og sluttdokumentasjon - kontroll av resultatet av tiltak på kort sikt

Generelt om etterkontroll

Etter at et tiltak er gjennomført, skal det gjennomføres en etterkontroll som skrives sammen til ett dokument. Alle delrapporter som dokumenterer tiltaksgjennomføringen skal vedlegges.

Etterkontroll må ikke forveksles med langsiktig overvåking av et gjennomført tiltak, som kan foregå over mange år. Prøver for etterkontroll tas så snart tiltaket er gjennomført.

Hensikten med etterkontroll er å undersøke at tiltaket er gjennomført i tråd med plan eller tillatelse, og dersom det er et oppryddingstiltak, at det har gitt forventet resultat på kort sikt (for eksempel sedimentprøvetaking for å sjekke at de forurensede massene er fjernet i hele tiltaksområdet). Etterkontrollen skal være knyttet opp mot de krav til resultatet som myndighetene har stilt i tillatelse eller pålegg. Den skal bidra til å dokumentere at tiltaksmålene som er satt for gjennomføringen av tiltaket er oppnådd. Se Vedlegg II - Miljømål om å sette tiltaks mål for gjennomføringen av et tiltak.

Behovet for etterkontroll vil variere fra sak til sak. Likevel er det ønskelig at kravene til etterkontroll ligger på omtrent samme nivå for saker som ligner hverandre.

Etterkontroll ved store mudringsprosjekter

Prøver for etterkontroll etter mudring tas så snart mudringsarbeidet er sluttført. Man tar ut prøver av hele det på forhånd bestemte biologisk aktive laget av sedimentet (normalt 10 cm). En blandprøve av dette laget gir gjennomsnittskonsentrasjonen for den nye sjøbunnen. Ved mudring av forurensede sedimenter er det en kjent problemstilling at et tynt lag med finkornet sediment ligger igjen etter at mudringsarbeidet er gjennomført (restforurensning). Dersom det tas prøver av de øverste 0-2 cm etter mudring, vil det vise resedimentert materiale ("fluffy" lag) etter tiltaket. På sikt vil imidlertid både bioturbasjon og fysisk forstyrrelse av sedimentet medføre at restforurensningen blandes inn i det øvre biologisk aktive laget av sjøbunnen. Tykkelsen på det biologisk aktive laget varierer fra sted til sted og bør så langt det lar seg gjøre bestemmes stedsspesifikt. Som en sjablongverdi kan det biologisk aktive laget settes til 10 cm.

Ved større mudringsprosjekter i forurensede sedimenter er det tre alternative måter å stille krav til sluttresultat på:

- Etter at tiltaket er gjennomført skal sedimentene ikke utgjøre en uakseptabel risiko jf. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#))
- Etter at tiltaket er gjennomført skal miljøgiftkonsentrasjon i det biologisk aktive sedimentlaget være redusert med en viss størrelse. For eksempel at 80 % av PAH'er og 85 % av PCB'er i det bioaktive laget skal være fjernet.

- Etter at tiltaket er gjennomført skal en viss mengde miljøgifter være fjernet, som en målbar reduksjon av en kapasitet som kan utgjøre en potensiell fare i fremtiden.

Hvordan sluttkontrollen skal gjøres bør inngå i planlegging av tiltaket forøvrig. Det er viktig at prøvetakingsmetodikken er mest mulig lik før og etter tiltaket, slik at man kan sammenligne og observere endringer. Prøvetaking gjennomføres slik det står beskrevet i Veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)).

Etterkontroll ved tildekkingsprosjekter

Det flere alternative måter å stille krav til sluttresultat på etter tildekking av sjøbunn med rene masser:

- tildekkingslaget skal være minimum et visst antall cm tykt.
- sedimentene skal ikke utgjøre en uakseptabel risiko jf. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment ([M-409](#)).
- spredning fra sjøbunnen i området skal senkes med en angitt prosent.

Å stille krav til tildekkingslagets tykkelse, er en enkel og praktisk tilnærming, og gir mye informasjon om tiltaksgjennomføringen. I de fleste saker anbefales det derfor at det stilles et slikt krav. Hvilket konkret krav man skal stille til tykkelsen vil variere fra sak til sak. En etterkontroll av tildekkingslagets tykkelse bør gjennomføres med prøvetaking (for eksempel kjerneprøver) som tilsvarer det som er beskrevet i risikoveilederen ([M-409](#)); minimum 5 sedimentstasjoner pr. ca 10 000 m² bunn og ofte gjennomsnitt av 4 paralleller på hver stasjon. Tildekkingstykkelse kan alternativt kontrolleres med SPI-kamera (sedimentprofilkamera) eller visuelle observasjoner (dykkere og målepinner). Kravet til antall stasjoner bør være det samme som ved prøvetaking. Ved store prosjekter der store områder tildekkes bør det stilles krav til både tildekkingens utbredelse og tykkelse ved etterkontrollen. En viss variasjon i tildekkingslaget og dermed mellom prøvetakingsstasjonene må imidlertid forventes. Kravene kan formuleres slik at de sier noe om hvor store avvik fra tykkelseskravet som kan aksepteres for tildekkingsområdet totalt sett eller de kan angi at en viss prosentandel av totalt areal skal ha oppnådd tykkelse fastsatt av forurensningsmyndigheten. Dersom resultatene ikke oppfyller kravene, bør behovet for supplerende tildekking i tiltaksområdet vurderes.

I tillegg til krav til tildekkingsstykkelse kan det for hvert enkelt tildekkingsprosjekt stilles krav til hva som er akseptabel spredning av miljøgifter etter tiltaksgjennomføring. For eksempel: Spredningen av PAH'er skal være 80 % lavere etter at tildekking er gjennomført. Et slikt krav må i så fall baseres på målinger i forkant, og en beregning av hva som er sannsynlig, mulig og ønsket nedgang. Undersøkelser i etterkant av tiltak må sammenholdes med undersøkelse gjennomført i forkant. For sluttkontroll av innhold eller spredning av miljøgifter, gjennomføres prøvetaking og spredningsberegninger som beskrevet i risikoveilederen ([M-409](#)). Måling av miljøgiftspredning fra tiltaksområdet bør dessuten inngå i overvåkingen på lang sikt.

Sluttdokumentasjon - rapportering

Forurensningsmyndigheten stiller krav om at tiltakshaver sender inn en sluttrapport (ett dokument med vedlegg) innen en viss tid etter at tiltaket er gjennomført, normalt 6 uker. Dette gjelder for alle typer tiltak i sjøbunnen. Konkrete krav til sluttrapportens innhold og frist angis i pålegget eller tillatelsen.

Hvor omfattende sluttrapporten skal være vil variere fra sak til sak, og vil være avhengig av blant annet tiltakets størrelse, massenes forurensningsgrad og områdets sårbarhet.

Rapporten skal utformes slik at myndighetene kan se at tillatelsen er fulgt, og at målet for tiltaket på kort sikt er nådd.

Sluttrapporten skal i utgangspunktet omfatte:

- Bakgrunn og begrunnelse for tiltakene
- Beskrivelse av tiltaksgjennomføringen. Hva er fysisk gjennomført?
- Oppgi tiltaksreal i m² med tilhørende UTM-koordinater
- Vurdering av om miljømålene for tiltaket er oppnådd
- Dokumentasjon av resultatoppnåelse;
- Beregnet mengde helse- og miljøfarlige stoffer som er håndtert ved tiltaksgjennomføringen (Veileder M-831 skal brukes)
- Overvåking metode, resultater mottatt under tiltaksgjennomføring
- Eventuelle avvik fra tillatelsen og avbøtende tiltak.
- Uønskede hendelser, anmerkninger og avbøtende tiltak,
- Kopi av alle loggføringer
- Tildekking: Mengde og typer masse benyttet, metode benyttet
- Mudring: Metode benyttet. Mengde masse mudret, transportert og mottatt av godkjent deponi

All grunnlagsdokumentasjon skal vedlegges sluttrapporten.

Fysisk verifikasjon av tiltaket kan være i form av for eksempel bilder, som viser at tiltaket ikke er større enn det som omfattes av tillatelsen, eller dokumentasjon av mengde masser som er mudret eller disponert. Koordinater for gjennomført tiltak og prøvetaking skal følge rapporteringen. Forurensningsmyndigheten sørger for rapportering av all dumping (plassering, total mengde og mengde av miljøgifter) til Miljødirektoratet i henhold til OSPAR-forpliktelser.

Dokumentasjon av resultatoppnåelse skal presenteres i tabeller og kart. Dersom resultatene består av et større datasett oppgis medianverdier og 90 % persentilen. Maksimumsverdier bør oppgis slik at det er mulig å identifisere punkter som kan kreve videre oppfølging fordi det kan være fare for spredning av miljøgifter til områdene rundt. Påviste maksimumsverdier, utbredelse og forurensningstype bør vurderes og kommenteres.

Dokumentasjon av overvåking gjennomført under tiltaksgjennomføring er viktig for å kunne si noe om spredning av forurensning i tiltaksperioden. Myndighetene stiller krav til at tiltaket skal gjennomføres så skånsomt som mulig slik at spredning av forurensning og eventuell skade på biota blir så liten som mulig i tiltaksperioden. I tillegg til overvåking metode skal plassering av målestasjoner, målinger og resultater gjøres rede for. Alle underlagsdokumenter skal vedlegges sluttrapporten.

Dersom tiltaket er tildekking skal det fremkomme av sluttrapporten utleggingsmetode, type- og mengde masse benyttet (volum/vekt). Alle leveranser skal dokumenteres.

Hvis tiltaket er mudring skal mudringsmetode, mengde masse mudret, forurensningsgrad, transport av massene, avvanning og leveranse til godkjent mottak dokumenteres. Alle underlagsdokumenter skal vedlegges sluttrapporten.

Vedlegg VIII – Skjema for søknad om mudring, dumping og utfylling i sjø og vassdrag

1 Generell informasjon

a Søker (tiltakshaver)

Navn:

Adresse:

Tlf.:

e-post:

b Kontaktperson (søker eller konsulent)

Navn:

Adresse:

Tlf.:

e-post:

c Ansvarlig entreprenør (hvis kjent)

Navn:

Adresse:

Tlf.:

e-post:

2 Beskrivelse av tiltaket ved mudring

a Type tiltak

Mudring fra land

Mudring fra fartøy (lekter, båt)

b Lokalisering

Kommune:

Stedsnavn:

Gnr/bnr:

Koordinater (UTM):

Legg ved kart i målestokk 1:50.000 (oversikt) og 1:1000 med inntegnet areal (lengde og bredde) på området som skal mudres. Eventuelle prøvetakingspunkter skal avmerkes på kartet.

c Formål

Privat brygge

Felles båtanlegg

Infrastruktur

Kabel/sjøledning

Annet forklar:

d Mengde som skal mudres (oppgi også usikkerhet):

m³ ± m³

e Areal som berøres av tiltaket (vises også i kart):

m² ± m²

f Mudringsdybde (hvor dypt ned i sedimentet det skal mudres): m

g Vanndyp før tiltak m

g Tiltaksmetode:

- Graving fra lekter
- Grabbmudring
- Sugemudring
- Sprengning
- Peling

Annet forklar:

h Prøvetaking av sedimentene på mudringslokalitet (analyserapport vedlegges søknaden)

Analyser (sett kryss):

Kvikksølv (Hg)	<input type="checkbox"/>	Nikkel (Ni)	<input type="checkbox"/>	Totalt organisk karbon (TOC)	<input type="checkbox"/>
Bly (Pb)	<input type="checkbox"/>	TBT	<input type="checkbox"/>	Tørrestoff	<input type="checkbox"/>
Kobber (Cu)	<input type="checkbox"/>	PAH	<input type="checkbox"/>	Kornfordeling	<input type="checkbox"/>
Krom (Cr)	<input type="checkbox"/>	PCB	<input type="checkbox"/>	Annet (angi nedenfor)	<input type="checkbox"/>
Kadmium (Cd)	<input type="checkbox"/>	Bromerte (PBDE, HBSD)	<input type="checkbox"/>		
Sink (Zn)	<input type="checkbox"/>	Perfluorerte (PFOS)	<input type="checkbox"/>		

Sedimentenes sammensetning (angi %):

Grus:		Skjellsand:		Leire:	
Sand:		Silt:		Annet:	

j Beskriv planlagte tiltak for å hindre/reducere forurensning:

k Beskriv planlagt disponeringsløsning for overskuddsmasser:

l Tidsperiode for gjennomføring av tiltak:
(Legg ved en tidsplan for gjennomføringen)

m Berørte eiendommer inkl. naboer:

Eier:	Gnr:	Bnr:

2 Beskrivelse av tiltaket ved utfylling/dumping

- | | | | |
|---|---|---|------------------|
| a | Type tiltak | b | Lokalisering |
| | Dumping fra land <input type="checkbox"/> | | Kommune: |
| | Dumping fra fartøy <input type="checkbox"/> | | Stedsnavn: |
| | (lekter, båt) | | |
| | Utfylling <input type="checkbox"/> | | Gnr/bnr: |
| | | | Koordinater UTM: |

Legg ved kart i målestokk 1:50.000 (oversikt) og 1:1000 med inntegnet areal(lengde og bredde) på området der masser skal fylles ut/dumpes. Eventuelle prøvetakingspunkter skal avmerkes på kartet.

- c Beskriv formålet med utfyllingen eller dumpingen:
- d Mengde som skal fylles ut/dumpes (oppgi også usikkerhet): $m^3 \pm m^3$
- e Areal som berøres av tiltaket (vises også i kart): $m^2 \pm m^2$
- f Høyde på utfylling (snitt av utfyllingen skal vises på kart): m
- g Prøvetaking av masser som skal fylles ut eller dumpes (analyserapport vedlegges søknaden):

Analyser (sett kryss):

Kvikksølv (Hg)	<input type="checkbox"/>	Nikkel (Ni)	<input type="checkbox"/>	Totalt organisk karbon (TOC)	<input type="checkbox"/>
Bly (Pb)	<input type="checkbox"/>	TBT	<input type="checkbox"/>	Tørrstoff	<input type="checkbox"/>
Kobber (Cu)	<input type="checkbox"/>	PAH	<input type="checkbox"/>	Kornfordeling	<input type="checkbox"/>
Krom (Cr)	<input type="checkbox"/>	PCB	<input type="checkbox"/>	Annet (angi nedenfor)	<input type="checkbox"/>
Kadmium (Cd)	<input type="checkbox"/>	Bromerte (PBDE, HBSD)	<input type="checkbox"/>		
Sink (Zn)	<input type="checkbox"/>	Perfluorerte (PFOS)	<input type="checkbox"/>		

Sedimentenes/massenes sammensetning (angi %):

Grus:		Skjellsand:		Leire:	
Sand:		Silt:		Annet:	

- h Beskriv avbøtende tiltak for å hindre/reducere forurensning:
- i Tidsperiode for gjennomføring av tiltak (Legg ved en tidsplan for gjennomføringen):
- j Berørte eiendommer inkl. naboer:

Eier:	Gnr:	Bnr:

3 Lokale forhold

Beskriv følgende forhold på lokaliteten(e) i vedlegg:

- a) Bunnforhold og sedimentenes beskaffenhet
- b) Naturforhold
- c) Områdets bruksverdi (fiske, rekreasjon, friluftsliv etc.)
- d) Annen bruk av området (næringsinteresser)
- e) Forurensningskilder i nærheten (aktive og historiske)

5 Behandling av andre myndigheter

- | | | | |
|---|--|--------------------------------|---------------------------------|
| a | Er tiltaket i tråd med gjeldende plan for området?
Angi plangrunnlag: | ja
<input type="checkbox"/> | nei
<input type="checkbox"/> |
| b | Er tiltaket vurdert og eventuelt behandlet etter annet lovverk i kommunen? (Hvis ja må kopi av tilbakemelding eller vedtak legges ved) | ja
<input type="checkbox"/> | nei
<input type="checkbox"/> |
| c | Er tiltaket vurdert av kulturmyndighetene?
(Hvis ja må kopi av tilbakemelding eller vedtak legges ved) | ja
<input type="checkbox"/> | nei
<input type="checkbox"/> |
| d | Ved tiltak i vassdrag: Er tiltaket vurdert av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) etter Lov om vassdrag og grunnvann (vannressursloven)? | ja
<input type="checkbox"/> | nei
<input type="checkbox"/> |
| e | Ved tiltak i vassdrag: Er tiltaket vurdert av Fylkeskommunen etter Lov om laksefisk og innlandsfisk mv. (lakse- og innlandsfiskloven)? | ja
<input type="checkbox"/> | nei
<input type="checkbox"/> |

Andre opplysninger som er av betydning for saken vedlegges søknaden

6 Liste over vedlegg

_____,
Sted, dato

Søkers underskrift

Vedlegg IX –Informasjonskilder

Tabell IX-1. Institusjoner som kan være informasjonskilder for arbeid med sedimentsaker

Institusjoner som kan være informasjonskilder for arbeid med sedimentsaker		
Institusjon	Tema	Nettsted
Miljødirektoratet	Miljødirektoratet er et direktorat under Miljøverndepartementet. Miljødirektoratet har blant annet ansvar for å følge opp forurensningsloven og produktkontrollloven. Miljødirektoratet har også det faglige ansvaret for forvaltning av natur i Norge.	www.Miljødirektoratet.no
Fylkesmannens Miljøvern avdeling (FM)	FM er miljøvernforvaltningens regionale apparat og har som hovedoppgave å omsette nasjonale miljømål til regionale mål og tiltak. FM har blant annet myndighet etter forurensningsforskriften kapittel 22 om mudring og dumping og etter forurensningsloven. FM kan ha mye aktuell informasjon om utslippskilder, forurensningssituasjonen, biologisk mangfold og gjeldende mål.	www.fylkesmannen.no
Kommunen	Kommunen er myndighet etter plan- og bygningsloven. Spørsmål om arealbruk, vern og biologisk mangfold bør sjekkes ut med kommunen. Kommunen er en viktig informasjonskilde knyttet til kommuneplaner, kommunedelplaner, arealplaner (utbyggings- og reguleringsplaner), kystsoneplaner og verneplaner, og kan dessuten gi informasjon om bl.a. pågående aktiviteter, utslipp og utslippsarrangementer i sjø (rør m.m.) og resipientforhold.	www.****.kommune.no
Lokalt havnevesen	Lokale havnevesen gi relevant informasjon om havneaktiviteter og lokale forhold (dybder, planer, tilstand, hva som har vært gjort tidligere). Lokale havnevesen har mange steder fått delegert myndighet fra kommunen etter havne- og farvannsloven, innenfor området hvor kommunen har planmyndighet.	
Lokalt friluftsråd	Lokale friluftsråd kan ha nyttig informasjon om rekreasjon og andre aktiviteter i området.	
Industri	Lokal industri kan ha nyttig informasjon om egne utslipp og utslippspunkter, og om resipientforhold på stedet. I forbindelse med utslippstillatelse har det ofte vært stilt krav om at spredningen av utslippet skal dokumenteres. Slike utredninger og rapporter	

	kan ofte også finnes hos miljøvernmyndighetene (FM/Miljødirektoratet).	
Lokale fiskerlag	Lokale fiskerlag kan ha nyttig informasjon om gyte- og beiteområder. "De vet hvor fisken er" og ofte mye om hvordan forholdene er i dag i forhold til tidligere (endring i tilstanden over tid).	
Kystverket	Kystverket er en nasjonal etat for kystforvaltning og samferdsel. Etaten er organisert med Kystdirektoratet i Ålesund og fem kystdistrikter med distriktskontor i Arendal, Haugesund, Ålesund, Kabelvåg og Honningsvåg samt ca. 50 operative enheter langs hele kysten. Kystverkets distriktskontorer behandler søknad om tillatelse etter havne- og farvannsloven, med unntak av de områdene der kommunene har planmyndighet.	www.kystverket.no
Riksantikvaren (RA)	RA er direktorat for kulturminneforvaltningen og Miljøverndepartementets rådgivende og utøvende faginstans for forvaltning av kulturminner og kulturmiljøer.	www.ra.no
Sjøfartsmuseene	Sjøfartsmuseene har forvaltningsansvar for kulturminner på sjøbunnen. Ansvar er geografisk inndelt i følgende fem regioner: <ul style="list-style-type: none"> • Norsk Maritimt Museum, Oslo • Stavanger maritime museum • Bergens Sjøfartsmuseum • NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim • Tromsø Museum, Universitetsmuseet 	Norsk Maritimt museum Stavanger maritime museum Bergen sjøfartsmuseum NTNU vitenskapsmuseet Tromsø museum
Norges vassdrags og energidirektorat (NVE)	NVE har først og fremst en rolle i forhold til vassdrag og i mindre grad i forhold til kystområder og marine sedimenter. Det kan imidlertid være overgangssoner mellom vassdrag og sjø hvor NVE har viktig informasjon, i tillegg til at de har forvaltningsansvar for inngrep i vassdrag.	www.nve.no
Fiskeridirektoratet	Direktoratet er Fiskeridepartementets fremste rådgivende og utøvende organ i fiskeri-, havbruks- og havmiljøspørsmål. Som fagorgan har direktoratet fått delegert en lang rekke forvaltningsoppgaver. Fiskeridirektoratet har delt inn virksomheten i 7 regioner.	www.fiskeridir.no

<p>Mattilsynet (Statens tilsyn for planter, fisk, dyr og næringsmidler)</p>	<p>Mattilsynet gir kostholdsråd om å begrense eller la være å spise visse typer matvarer fordi de kan inneholde helseskadelige mengder av et fremmedstoff eller smittestoff. Noen av matvarene det gis råd om kommer fra forurensede områder eller de er kjent for å kunne inneholde helseskadelige mengder av et fremmedstoff.</p> <p>Mattilsynets råd om å ikke spise fisk og skalldyr fra spesielle havner, fjorder og innsjøer er samlet på nettstedet Matportalen.no.</p>	<p>http://www.mattilsynet.no/</p>
--	--	--

Databaser på nett som kan være informasjonskilder for arbeid med sedimentsaker

Databaser på nett	Tema	Lenke
Miljøstatus i Norge	<p>Miljøstatus i Norge gir informasjon om miljøets tilstand og utvikling. På de fleste temaside finnes tilleggsinformasjon om gjeldende lover og avtaler, hvilke miljømål som er vedtatt og referanser som kan gi utfyllende informasjon</p> <p>Innholdet på miljøstatus er produsert og kvalitetssikret av det direktoratet som har det formelle og faglige ansvaret innenfor miljøforvaltningen.</p> <p>Miljøstatus har også en egen kartløsning hvor man kan velge mellom forskjellige karttema og sammenstille sitt eget miljøkart for et valgt område.</p>	<p>www.miljostatus.no http://www.miljostatus.no/kart</p>
Forurenset sjøbunn	Miljødirektoratet har opprettet en egen side som gir oversikt over prosjekter, publikasjoner og aktiviteter knyttet til forurensete sedimenter.	http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Forurensning/sjorbunn/
Grunnforurensning	Miljødirektoratet har opprettet en søkbar database over registrerte forurenset grunn lokaliteter	<p>https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/ http://www.klif.no/grunn/</p>
Mareano	Forskningsprogrammet Mareano kartlegger dybde, bunnforhold, naturtyper og forurensning i norske havområder. Resultatene gjøres tilgjengelig på nettsidene og visualiseres ved hjelp av kart. I tillegg leverer en rekke samarbeidspartnere data og kart fra sin virksomhet	http://www.mareano.no/
Marine data	Internettbasert karttjeneste som inneholder en samling karttjenester fra ulike dataleverandører. Her kan du se datasettene Marine sektorer, Fjordkatalogen og datasett fra Naturbase.no. Miljødirektoratet forvalter disse datasettene sammen med andre institusjoners og etaters data.	https://kartkatalog.miljodirektoratet.no

Matportalen	Forbrukerrettet informasjon om mat og helse og fysisk aktivitet fra offentlige myndigheter, blant annet kostholdsrad. Drives av Mattilsynet i samarbeid med Helsedirektoratet, Nasjonalt folkehelseinstitutt, Veterinærinstituttet, Bioforsk, Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens strålevern.	http://matportalen.no/
Naturbase	Gir oversikt over data om natur og friluftsliv. Dataene er samlet inn av kommunene, fylkesmennene, Sysselmannen på Svalbard, sektormyndigheter, Norsk Polarinstitutt (NP) og Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har ansvaret for databasen.	http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/
Norske utslipp	Miljødirektoratet har opprettet en søkbar database over utslipp til luft og vann og generert avfall fra ulike samfunnssektorer, inkludert årlige utslipp fra virksomheter med rapporteringsplikt til Miljødirektoratet og Fylkesmannen. Her kan man finne utslippstillatelser og rapporter fra tilsyn.	http://www.norskeutslipp.no
Vannmiljø	Overvåkingsdata, registrering og analyse av tilstand i vann. Databasen driftes av Miljødirektoratet.	http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/
Vann-nett	Viser miljøtilstanden for elver, innsjøer, grunnvann og kystvann, basert på tilgjengelig miljøinformasjon og påvirkningsfaktorer i vannforekomstene. Vann-nett eies av miljøforvaltningen og Norges Vassdrags- og energidirektorat (NVE) og driftes av NVE.	https://vann-nett.no/portal/
Vannportalen	Informasjon om arbeidet med å gjennomføre forskrift om rammer for vannforvaltning i Norge (vannforskriften), og annet arbeid knyttet til EUs rammedirektiv for vann (vanndirektivet). Miljødirektoratet har redaktøransvaret for nettsiden på vegne av direktoratsgruppen for gjennomføring av vanndirektivet i Norge.	http://vannportalen.no

Tabell IX-2. Databaser på nett som kan være informasjonskilder for arbeid med sedimentsaker

Vedlegg X – Forurensningskilder

Deponier og forurenset grunn

Områder med deponier eller forurenset grunn kan være kilder til sedimentforurensning, særlig der deponiet eller det forurensete området er lokalisert i strandsonen/nær sjø. En del lokaliteter er registrert i Miljødirektoratets grunnforurensningsdatabase, se lenke til databasen i [Vedlegg IX](#).

Galvanoindustri

Bransjen preges av mange mindre virksomheter som kan ha hatt eller har utslipp av tungmetaller.

Kjemisk industri

Kjemisk industri antas å ha begrenset betydning som kilde til tilførsler til havner og fjorder i dag, selv om det finnes noen unntak. Historisk sett har denne bransjen vært en viktig kilde til forurensning av sedimenter.

Metallurgisk industri

Metallurgisk industri har vært en viktig kilde til forurensning av sedimenter. Typen miljøgifter avhenger av hvilke metaller som er produsert og hvilke råstoffer som er benyttet i prosessen.

Tankanlegg

Uhellsutslipp ved tankanlegg kan ha medført forurensning av sedimentene.

Skipsverft og båtslipper

Skipsverft og båtslipper har vært og kan fortsatt være kilde til utslipp av miljøgifter. Sandblåsing, høytrykksspyling og påføring av bunnstoff kan være kilder til utslipp og omfanget avhenger av hvilken teknologi som benyttes for oppsamling.

Småbåthavner

Forurensning til vann og sediment fra aktiviteter i småbåthavner kan komme fra oljesøl, bunnstoff og drivstoff.

Skipstrafikk / havnevirksomhet

Forurensning fra bunnstoff vil som regel finnes i havneområder og områder med stor skips/båttrafikk.

Kommunalt avløpsvann

Utslipp fra avløpsrenseanlegg kan være av betydning spesielt for større tettsteder/byer. Utslipp fra renseanlegg med enkel renseprosess (mekanisk rensing) vil kunne være av større betydning enn utslipp fra renseanlegg med mer avanserte renseprosesser. Utslipp fra spredt bebyggelse antas å være av liten betydning.

Overvann og avrenning

Diffuse kilder som overvann fra tettbygde strøk og avrenning fra nedbørsfeltet kan være viktige kilder til forurensning. Overvann vil særlig inneholde veistøv og forurensning fra trafikk.

Tabell X-1 Aktuelle forurensningskilder fordelt på bransje og type forurensning*

Aktuelle forurensningskilder fordelt på bransje og type forurensning	
Bransje	Typiske forurensninger
Akkumulatorindustri	Metaller (Pb, Cd, Ni)
Asfaltverk	Olje, bitumen, løsemidler
Avfallsdeponier	Tungmetaller, klorerte og ikke klorerte løsemidler, klorerte hydrokarboner, fenoler, olje og næringsalter
Bilopphugging	Olje, metaller, aromater, klorerte løsemidler, glykoler, PAH og PCB
Bilverksteder	Olje, aromater, tungmetaller, PAH, klorerte løsemidler og glykoler
Elektronisk industri	Metaller, aromater, klorerte og ikke klorerte løsemidler og PCB
Ferrolegeringsindustri	Metaller (Cr, Mo, V)
Flyplasser	Avisningsmidler (urea, glykol), olje
Forbrenningsanlegg	Metaller, aske, slag
Forsvarsaktivitet	Metaller, ammunisjonsrester, kjemikalier, petroleumsprodukter
Fotografisk industri	Metaller (Ag, Cr, Cd) nitrogenforbindelser
Garverier	Krom, kvikksølv, og hydrokarboner
Gassverk (nedlagte)	PAH, aromater, fenoler og cyanider
Glassindustri	Metaller (Pb, As)
Grafisk industri	Metaller, løsemidler
Grafitelektrodeindustri	Metaller, PAH, tjærestoffer
Gruver og opplag	Metaller, cyanider, aromater og olje
Gummiproduksjon	Metaller, cyanider, aromater, fenoler, PAH, klorerte hydrokarboner, uorganiske S - forurensninger, reaktive N-, P- og O-
Havbruk	Næringsalter, organisk materiale, legemidler, metaller (Cu)
Kloralkali	Kvikksølv, dioksiner
Kloratindustri	Grafittslam, Krom VI, dioksiner/furaner
Malingsindustri	Metaller, metallorganiske forbindelser, aromater, klorerte og ikke klorerte løsemidler, ftalater og fenoler
Mineralindustri	Mineralavfall
Mineralullindustri	Fenoler
Oljeraffinerier	Metaller, olje m.m.

Overflatebehandling av metaller	Metaller, cyanider, fluorider, aromater, klorerte løsemidler, fenoler, PAH, PCB og olje
Overflatebehandling av tre	Løsemidler, lim- og fargerester inkl. tungmetaller
Overflatebehandling med lakk, farge eller lim	Løsemidler, tungmetaller
Papirindustri, treforedling	Kvikksølv, tungmetaller, klororganiske forurensninger, PCB
Plantevernmiddelproduksjon	Klorerte hydrokarboner, organiske N- og P- forurensninger, aromater, organiske og uorganiske Hg-, Sn- og As- forurensninger
Plast- og polyuretanproduksjon	Isocyanater, organiske løsemidler
Plywood- og sponplateproduksjon	Karbamid, formaldehyd, fenoler
Primære- og sekundære metallverk, jern-, stål- og manufaktur	Metaller, fluorider, cyanider, klorerte og ikke-klorerte løsemidler, fenoler, PAH
Rengjøringsmiddelproduksjon	Stort antall kjemikalier, f.eks tensider
Renseanlegg (kommunalt avløp)	Metaller, fosfor, nitrogen, organiske forbindelser
Renserier	Polykloretylen
Sagbruk	Pentaklorfenol, kvikksølv, fluorider, oxinkobber, azoler, acetater
Skipsverft	Tungmetaller, TBT, PCB
Sprengstoffproduksjon	Metaller, nitrogenforbindelser, TNT, RDX
Støperier	Metaller, fenoler
Sykehus	Legemidler
Tekstilindustri	Tungmetaller, aromater, klorerte og ikke klorerte løsemidler, fenoler, cyanider, PAH og olje
Trefiberplateproduksjon	Metaller, klorerte og ikke klorerte løsemidler, aromater, fenoler og olje
Treimpregnering	Cr, Cu, As, kreosot
Trykkeri	Metaller, aromater, klorerte og ikke klorerte løsemidler, olje, PAH
Veitrafikk	Metaller (Pb), PAH, veisalt
Verksteder og verkstedindustri	Olje, fett, løsemidler, fargeavfall, metaller
Øvrig uorganisk kjemisk industri	Metaller, cyanider, avfallsgips m.m.

* Basert på Naturvårdsverket 1999. Rapport 4918.

Vedlegg XI - Sjekkliste for arbeidet med opprydding i forurenset sjøbunn

Prosjektets faser	Oppgaver/dokumenter	Nødvendig kunnskap og vurderinger dokumentene bør inneholde
Oppstart	Forankre prosjektet	Bakgrunn for undersøkelser
	Søke midler til undersøkelser	Formålet med undersøkelsene Begrunne behov for tiltaksplan
	Etablere miljømål	Overordnede miljømål på kort og lang sikt, jf. forurensningsloven, vannforskriften og naturmangfoldloven
Beskrive problemet	Beskrive området, kilder og forurensningstilstand	Beskrive forurensningskilder og arealer påvirket av spredning, f.eks. industriutslipp, forurenset grunn, deponier, områder med skipstrafikk inkl. antall anløp, skipstrafikkmonster og størrelser på skip, tap fra lossing (type og mengde), landbruk, overvann og kloakkutslipp (angis i kart)
		Påvirkninger på vannforekomsten (bruk Vann-Nett)
		Bunnforhold, hydrografi og sedimentenes sammensetning
		Spesielle lokale naturforhold (bruk rødliste for naturtyper og arter, og naturbase)
		Dele inn i mindre, hensiktsmessige områder og angi størrelse på areal som berøres
		Områdets bruksverdi (fiske, rekreasjon, friluftsliv) og oppdatert advarsel mot salg og konsum av sjømat (tidl. kostholdsrad)
		Resultater fra sedimentprøver, biotaundersøkelser og naturkartlegging (angis i kart)
		Vurdere kvalitet og omfang i kunnskapsgrunnlaget
	Evt justere miljømål	Realistisk vurdering av det er mulig å oppnå
	Risikovurdering	Trinn 1, 2 og/eller 3 ift vedtatte miljømål
		Anbefale ytterligere prøvetaking dersom det er behov for å avgrense risikoområder eller kvalitetssikre beregninger
		Vurdere behov for å modellere faktisk skipsoppvirvling

Tabellen fortsetter på neste side

Prosjektets faser	Oppgaver/dokumenter	Nødvendig kunnskap og vurderinger dokumentene bør inneholde
Vurdere tiltak	Tiltaksplan	Mulige tiltaksløsninger og forutsetninger
		Disponeringsløsning for muddermasser basert på omtrentlige mengder og forutsetninger/muligheter for transport eller lokal disponering
		Fremtidig aktivitet i tiltaksområdet og krav til seilingsdyp
		Løsning for mottak og mellomlagring av tildekkingsmasser
		Behov for tiltaksrettede undersøkelser
		Risiko for rekontaminering av tiltaksområdet etter tiltak
		Logistikkplan for anleggsarbeidet
		Kostnadsoverslag for mulige tiltak, inkl. behov for tiltaksrettede undersøkelser og evt. deponering
		Prioriteringsliste og anbefalt rekkefølge for gjennomføring i flere delområder
Forankre og finansiere	Budsjett og fremdriftsplan	Budsjett (se rutiner for oppryddingspostene på statsbudsjettet) for detaljprosjektering og entrepriser
		Fremdriftsplan med realistisk tid til alle nødvendige anskaffelser
		Kuttliste
		Forslag til finansieringsløsninger for tiltakene
		Eventuell nytte av samordning med andre tiltak/etater
	Eksisterende planer	Forhold til reguleringsplaner evt. andre kommune-/fylkesplaner
Konklusjon/anbefaling i politisk sak	Oppsummere forurensningstilstand, tiltaksanbefalinger og kostnader til politisk behandling i kommunestyret	

Tabellen fortsetter på neste side

Prosjektets faser	Oppgaver/dokumenter	Nødvendig kunnskap og vurderinger dokumentene bør inneholde
Detaljprosjektere tiltakene	Kommunikasjonsplan	Oversikt over private interessenter som båtforeninger, bedrifter, miljøorganisasjoner etc
		Oversikt over offentlige interessenter/myndigheter som Sjøfartsmuseet, Riksantikvaren, Kystverket, Fiskeridirektoratet og havnemyndighetene
		Tidspunkter/faser for medvirkning
		Kanalvalg
	Oppgave- og mengdebeskrivelse til konkurransegrunnet for entreprisen	Undersøkelser av kulturminner og evt. sikring av disse.
		Geotekniske forhold som kan påvirke tiltaksmetoder og fremdrift
		Forventet mengde skrot på sjøbunnen
		Sannsynlighet for å finne eksplosiver
		Strømmålinger og bakgrunnsverdier for turbiditet
		Vurdere spredning fra dimensjonerende skipstrafikk
		Volum mudring og disponering
		Areal og mektighet tildekning
		Krav til metodikk og avbøtende tiltak
		Tiltaks mål: miljømål umiddelbart etter tiltak med dokumentasjonskrav
		Krav til metode for å dokumentere oppnådd teknisk kvalitet
	Søknad om tillatelse	Beskrive tiltak og foretrukne metoder
		Beskrive konsekvenser for omgivelsene
		Miljøeffekt ved tiltak på kort og lang sikt
		Plan for å overvåke før tiltak (referansestasjoner/bakgrunnsmålinger)
		Plan for å overvåke under tiltaksgjennomføring
		Vurdere avbøtende tiltak for å verne om naturmangfold og hindre forurensning
		Miljøgiftbudsjett (Kan benyttes)
		Beregne mengde miljøgifter som fjernes fra det biologisk kretsløp

Tabellen fortsetter på neste side

Anleggsfase	Dokumenter i forbindelse med oppstart	Detaljert beskrive valgt entreprenør sin metode
		Plan for kontroll og overvåking av anleggsarbeidene
		Beredskapsplaner
	Periodiske rapporter	Faktisk fremdrift, prosentvis areal utført
		Overvåkingsdata
		Avviksbehandling
		Tekniske endringer eller bytte av metodikk
Prosjektavslutning	Etterkontroll og sluttrapport	Mengder mudret, tildekket og disponert areal/materiale
		Dokumentasjon på miljømål/tiltaksmål
		Overvåkingsdata
		Avviksbehandling
		Oppsummere tekniske eller metodiske endringer
	Registrere data	Oppdatere databaser (Vannmiljø, Vann-Nett, Naturbase)
		Registrere tiltaksområder som hensynssoner i kommuneplanens arealdel
	Overvåke tiltakene	Plan for å overvåke sjøbunn/disponeringsløsning i min. 3-12 år

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.



VEILEDER

M-409 | 2015

Risikovurdering av forurenset sediment

Veileder



KOLOFON

Utførende institusjon

Norges geotekniske institutt, Norsk institutt for vannforskning

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Gijs Breedveld, NGI og Anders Ruus, NIVA

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Harald Solberg, Jeanette Beckius

M-nummer

409

År

2015

Sidetall

106

Miljødirektoratets kontraktnummer

5012029

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Gijs Breedveld (NGI), Anders Ruus (NIVA), Torgeir Bakke (BE), Anne Kibsgaard og Hans Peter Arp (NGI)

Tittel - norsk og engelsk

Veileder for risikovurdering av forurenset sediment
Guidelines for risk assessment of contaminated sediments

Sammendrag - summary

Miljødirektoratets veileder for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment 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 systemet for klassifisering av forurenset sediment.

The Norwegian environment agency guidelines for environmental risk assessment of contaminated sediments focus on the risk of release of hazardous compounds from contaminated sediments, the impact on human health and on the ecosystem. The assessment is carried out in a tiered approach in three levels, with increased complexity and demand for local data. With an increasing amount of local data the risk assessment becomes less conservative. The guidelines are harmonized with the system for classification of contaminated sediments

4 emneord

Risikovurdering, miljøgifter, sedimenter, tiltak

4 subject words

Risk assessment, hazardous substances, sediments, remedial action

Forsidefoto

Dag L. Hansen, Stavern Dykkesenter for NGI

Innhold

1. Innledning	5
2. Bakgrunn	5
2.1 Hva er risiko?	5
2.2 Mål for risikovurderingssystemet - sammenheng med miljømål og vannforskrifter	6
2.3 Systemets struktur	7
2.4 Begrensninger i anvendelse av risikoveilederen	8
2.5 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen	9
2.6 Risikovurdering er avhengig av tiltak og areal	10
2.7 Usikkerhet i vurderingene	11
3. Risikovurdering Trinn 1	12
3.1 Generelt	12
3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1	12
3.2.1 Områdeinndeling og prøvetakingsprogram	12
3.2.2 Parametervalg	13
3.2.3 Toksisitetstester	14
3.3 Grenseverdier	15
3.4 Resultatvurdering og konklusjoner	21
3.4.1 Friskmelding av området	21
4. Risikovurdering Trinn 2	22
4.1 Generelt	22
4.2 Vurdering av risiko for spredning av miljøgifter (Trinn 2A)	26
4.2.1 Transport av oppløste stoffer fra porevannet	26
4.2.2 Transport av stoffer som er bundet til sedimentpartikler	27
4.2.3 Transport av miljøgifter gjennom næringskjeden	28
4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2	29
4.2.5 Vurdering av spredningsmengde	33
4.3 Vurdering av risiko for human helse (Trinn 2B)	34
4.4 Vurdering av risiko for effekter på økosystemet (Trinn 2C)	36
5. Risikovurdering Trinn 3	38
5.1 Målsetningen med Trinn 3	38
5.2 Lokalforankrede verdier erstatter sjablongverdier fra Trinn 2	39
5.3 Supplerende undersøkelser til hjelp i tolkninger	39
5.3.1 Spredning fra sedimentene	39
5.3.2 Risiko for human helse	41
5.3.3 Risiko for økologiske effekter	42
6. Sammenhengen mellom Trinn 2 og Trinn 3	43

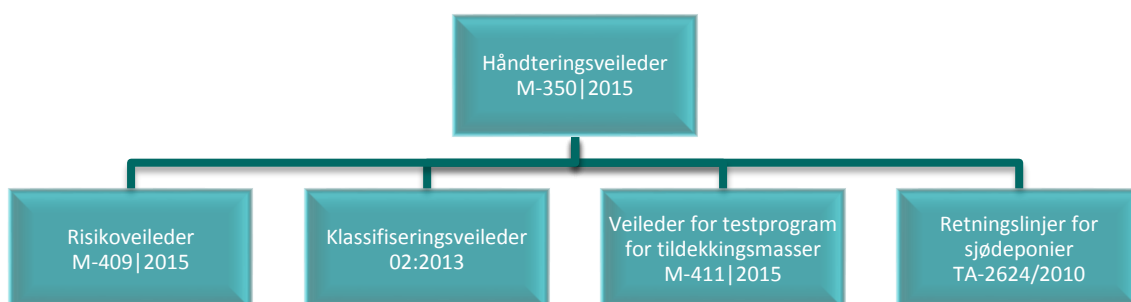
7. Rapportering fra risikovurderingen	44
Vedlegg	45
Vedlegg I - Stoffliste fysisk/kjemiske data.....	45
Vedlegg II - Grenseverdier for økologisk risiko	47
Vedlegg III - Grenseverdier for human risiko	49
Vedlegg IV - Beregningsmåter for human eksponering til sedimentforurensning	51
Vedlegg V - Sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og Trinn 2.	56
Vedlegg VI - Struktur på rapport fra risikovurderingen	58
Vedlegg VII - Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold	60
Vedlegg VIII - Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter	65
Vedlegg IX - Transport som følge av skipsoppvirvling	85
Vedlegg X - Teoretisk grunnlag for risikovurderingsmetodikk	101

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. Miljødirektoratet har utarbeidet flere veileder for håndtering av sedimenter (se *Figur 1*). For bakgrunnen til grenseverdier som håndteres i risikovurderingen henvises til Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Veilederen for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment gir retningslinjer for kvantitativ vurdering av 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 systemet for klassifisering av forurenset sediment.

Som hjelp til beregningene av risiko er det utarbeidet et eget regneverktøy i EXCEL som omfatter alle stoffdata og formelverk omtalt i denne veilederen (M-409). Det omtales heretter bare som regnearket.



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	Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko
Stor		Høy risiko	Høy risiko

Figur 2 Risikomatrix som vurderer sannsynlighet for en hendelse og konsekvensen

Den formelle definisjonen av risiko anvendes oftest i en analyse av hendelser der både sannsynlighet og konsekvens er variabel. 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 dermed lik 1. Sannsynligheten for spredning via propellerosjon er avhengig av vanddyp. Sannsynligheten regnes som 1 der det er skipstrafikk over sedimenter som ligger grunnere enn 20 m og 0 for sedimenter dypere enn dette. Risikovurderingen blir derfor først og fremst en konsekvensvurdering. Vi bruker likevel begrepet risikovurdering for å bedømme behovet for å gjennomføre avbøtende tiltak slik at risikoen reduseres til et akseptabelt nivå.

2.2 Mål for risikovurderingssystemet - sammenheng med miljømål og vannforskrifter

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 Miljødirektoratets veileder for håndtering av sedimenter (M-350/2015) er slik risikovurdering ett ledd i saksgangen for opprydning i forurensede sedimenter.

Alle potensielle tiltaksområder skal ha etablert miljømål og tiltaks mål (ved behov for tiltak), som beskriver den miljø- og helsemessige tilstand som man ønsker å oppnå i området. For at man skal kunne bedømme måloppnåelse, bør tiltaks målene være mest mulig realistiske, operative og etterprøvbare. Alle forurensningskildene i området bidrar i større eller mindre grad til at tiltaks målet ikke allerede er nådd. Eventuelle tiltak i sedimentene må derfor også veies mot gevinsten av tiltak overfor andre forurensningskilder i området.

Miljømål vil kunne ha ulike ambisjonsnivåer og ulik vektning. De 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 inkluderer alle disse aspektene.

Forskrift om rammer for vannforvaltning (Vannforskriften) trådte i kraft i 2007 og innfører EUs rammedirektiv for vann i norsk rett. Vannet skal etter denne forskriften forvaltes som en helhet fra fjell til fjord, og det skal lages forvaltningsplaner for alle vannområder. Forvaltningsplanene skal beskrive hvordan miljømål om "god økologisk" og "god kjemisk tilstand" skal oppnås i alle vannforekomster innen 2021. Tiltak rettet mot sedimenter vil kunne være aktuelt for å oppfylle denne målsettingen, særlig i forhold til kjemisk tilstand.

Miljømålene i vannforskriften vil i stor grad være førende for arbeidet med forurenset sjøbunn fordi:

- Forurenset sjøbunn er én av flere kilder til spredning av miljøgifter til vannforekomsten, og det kan være nødvendig å kreve tiltak i sjøbunnen for å oppnå miljømålet.
- Miljømålet om god økologisk tilstand gjelder både organismer som lever i vannet og organismer som lever på/i sjøbunnen. Spesielt de siste vil påvirkes av forurensningsnivået i sedimentene.
- Miljøtilstanden i vannforekomsten vil i svært mange tilfeller bli overvåket ved prøvetaking i sedimentene.

Miljødirektoratet anbefaler å bruke grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III i sedimentene (ingen kroniske eller akutte effekter på biota) som mål i områder der kilder er sanert, tilførselsvurderinger viser at denne klassegrensen er hensiktsmessig å oppnå og kan forsvares utfra at kost-/nyttevurderinger og eksisterende tiltaksmetoder muliggjør måloppnåelse.

Grenseverdi mellom tilstandsklasse III og IV kan benyttes som tiltaks mål dersom tilførsler fra landbaserte kilder ikke er stoppet og næring og industri skal kunne opprettholdes. Dette tiltaks målet vil kunne medføre behov for utsettelse av tidspunkt for oppnåelse av miljømål.

Lavere ambisjonsnivå (aksept for høyere tilstandsklasse) eller utsatt tiltaksgjennomføring kan aksepteres dersom følgende er oppfylt:

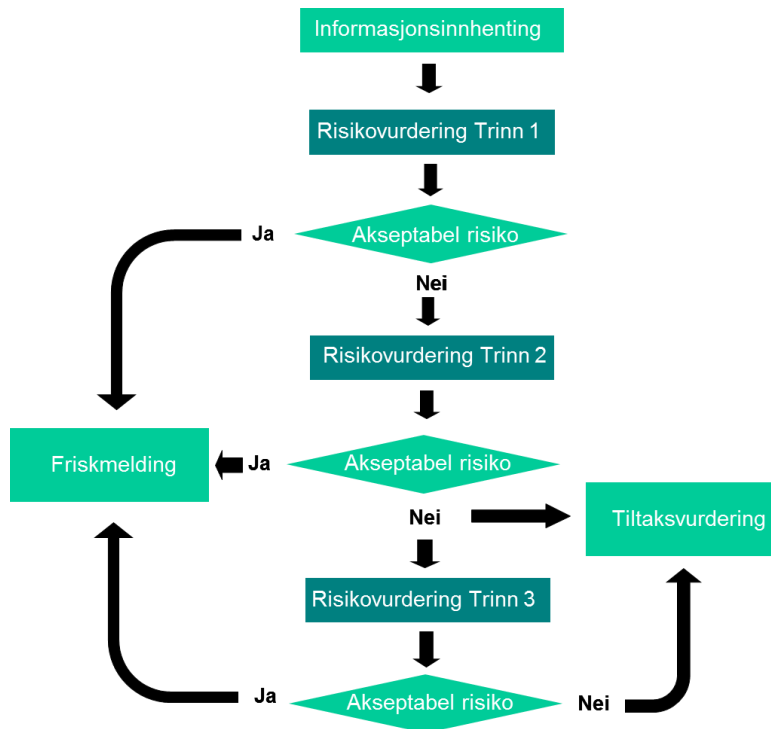
- Risikovurderingen viser at det er lav risiko selv med relativt høye miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene.
- Trinn-3-risikovurdering er gjennomført for å verifisere trinn-2-risikovurderingen og opptak av miljøgifter i biota viser ubetydelige effekter.
- Områdets økologiske tilstand er god i henhold til vannforskriftens klassifiseringssystem.

Ved valg av et lavere ambisjonsnivå skal dette legges inn i regnearket som brukes i risikovurderingen.

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 sjekkliste over gangen i arbeidsprosessen med å gjennomføre risikovurderingen.

2.4 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, for eksempel ved at risikoanalysen gjentas på basis av forventet tilstand etter et tenkt tiltak.

2.5 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen

Før gjennomføring av risikovurdering må det gjøres en hensiktsmessig geografisk avgrensning av det totale sedimentområdet som vurderingen skal omfatte. Dette er typisk forvaltningsbestemte avgrensninger som for eksempel kostholdsrådområder, eller områder som utpeker seg på grunnlag av stedlig informasjon om:

- Avtalte/potensielle tiltaksområder
- Antatte forurensningskilder,
- Skipstrafikkbelastning,
- Topografi,
- Gradienter i forurensningskonsentrasjoner i sjøbunnen

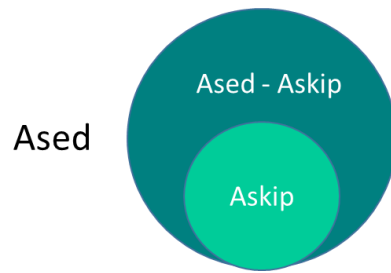
Dersom det totale sedimentarealet er stort, eller den stedlige informasjonen tilsier det (se over), kan det være hensiktsmessig å dele arealet inn i mindre delområder. Risikovurderingene skal danne grunnlaget for en tiltaksanalyse hvor det gjøres en vurdering av tiltaksbehov i hvert delområde. Vurderingene bør derfor gi grunnlag for å rangere den forurensningsmessige viktigheten av tiltak mellom de ulike delområdene.

Nye sedimentdata generert som del av risikovurderingen kan noen ganger føre til at delområdene bør redefineres dersom det for eksempel avdekkes et mindre, spesielt høyt forurenset område (en "hotspot"). Arealet til hvert enkelt delområde tilsvarer arealet A_{sed} i *Figur 4*. Dersom deler av sedimentområdet/delområdet påvirkes av erosjon som følge av skipsbevegelser (propellstrøm eller vannjet), må dette underområdet også avgrensnes og behandles særskilt i risikovurderingen. Valg av sedimentarealer som inngår i risikovurderinger skal begrunnes.

Følgende arealer defineres for et område/delområde som skal risikovurderes (*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

Begge de to delområdene av A_{sed} vist i *Figur 4* skal risikovurderes separat.



Figur 4. Arealet som utsettes for oppvirvling av skipstrafikk (Askip = lyst areal) utgjør et delareal av hele sedimentarealet (Ased = hele arealet innenfor den store sirkelen) som inngår i risikovurderingen.

2.6 Risikovurdering er avhengig av tiltak og areal

Veileder for håndtering av sedimenter (M-350/2015) tar utgangspunkt i en størrelsesinndeling for områder basert på areal og sedimentvolum som berøres av et tiltak (Tabell 1)

Tabell 1. Størrelsesinndeling av områder etter areal og volum som berøres av tiltak.

Kategori	Volum	Areal
Små tiltak	< 500 m ³	< 1 000 m ²
Mellomstore tiltak	> 500 m ³ og < 50 000 m ³	> 1 000 m ² og < 30 000 m ²
Store tiltak	> 50 000 m ³	> 30 000 m ²

Denne risikoveilederen er først og fremst utviklet med tanke på områder som faller inn under de fylkesvise tiltaksplanene, dvs middels store fjord- og havneområder. Ved alle store sedimenttiltak (arealet er større enn 30 000 m² eller omfatter mer enn 50 000 m³ sediment) anbefaler miljømyndigheten at en trinn 3 risikovurdering gjennomføres for å sikre at risikovurderingen er mest mulig tilpasset de lokale forhold.

Det kan også være behov for vurdering av sedimenter i småbåthavner, utenfor private bryggeanlegg og i andre mindre og mellomstore områder (< 30 000 m²), der en full risikovurdering kan bli for omfattende. I slike situasjoner bør man kunne utøve et visst skjønnet mht omfanget av vurderingen, og bare bruke veilederens prinsipper som en rettesnor. Tabell 2 gir en oversikt over i hvilken grad det er aktuelt å iverksette risikovurdering avhengig av tiltak og areal.

Tabell 2. Oversikt over hvilke sjøbunntiltak som typisk utløser behov for undersøkelser og risikovurdering. I enhver sak må det likevel gjøres en spesifikk vurdering og utøves et faglig skjønn fra myndighetenes side (X = undersøkelser/risikovurdering kan være nødvendig, XX = undersøkelser/risikovurdering må gjennomføres)

Tiltak		Risikovurdering
Mudring	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	X
	Store (> 30 000 m ²)	XX
Dumping	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	
	Store (> 30 000 m ²)	X
Tildekking	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	X
	Store (> 30 000 m ²)	XX
Utfylling	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	
	Store (> 30 000 m ²)	X

For områder < 30 000 m² bør det 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 3*.

Toksisitetstesten bør kunne sløyfes. Dette vil i mange tilfeller være tilstrekkelig for å få begrep om risiko og gi grunnlag for eventuell tiltaksplanlegging. Behovet må bedømmes ut fra områdets antatte miljøbetydning og bruksform. Dersom området brukes som badeplass bør man gjennomføre vurdering av risiko for human helse 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 usikkerheten 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 akseptabel 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, se M-241/2014). De samme prinsippene er brukt ved fastsettelse av grenseverdiene for økologisk risiko ([Vedlegg II](#)) og risiko for 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 ([Vedlegg VIII](#)).
- Øvrige foreslåtte tall for sjablongverdier, og størrelser i beregningsverktøyet ([Vedlegg VII](#)) er også av samme grunn satt konservativt, men kan erstattes av mer realistiske verdier (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). 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 Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann¹.

3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1

Gjennomføring av Trinn 1 setter et minimumskrav til informasjon om sedimentenes miljøgifttilstand og toksisitet. I noen tilfeller finnes informasjonen allerede i form av tidligere sedimentundersøkelser, men som oftest må man gjøre nye analyser og toksisitetstester. Informasjonsbehovet vil være avhengig av områdets topografi, forurensningskildenes kompleksitet, sedimenttype (fin- eller grovkornet), vanddyb 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 VIII](#).

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 prøver 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 A_{skip} og $A_{\text{sed}}-A_{\text{skip}}$. Dersom A_{sed} 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 rutenett. For områder med variabelt dyp, kompleks topografi (for eksempel flere bassenger), varierende

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.

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

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

Analyser av sediment, vann og biota skal foretas av laboratorier som er akkreditert for de spesifikke analysene.

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 VIII](#). 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 3 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 forureningskilden(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 3 *Anbefalt minimumsliste over analyseparameter for å karakterisere sedimentprøver i forundersøkelser til Trinn 1 i risikovurderingen.*

Gruppe	Parameter
Fysisk karakterisering	Vanninnhold, innhold av silt (< 63µm) og leire (< 2µm)
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 analyseparametere	TOC, TBT
Toksisitetstester	<i>Skeletonema</i> , <i>Tisbe</i> og <i>Crassostrea</i> (porevann) DR CALUX (ekstrakt)

² For nærmere informasjon om aktuelle miljøgifter knyttet til bestemte bransjer og forurensningstyper henvises til Miljødirektoratet Veileder for håndtering av sedimenter, M-350/2015, vedlegg X, tabell X-1.

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 området grunnere enn 20 m og på en blandprøve fra området dypere enn 20 m. Dette vil gi en "gjennomsnittlig" toksisitet som er tilstrekkelig til å fastslå om sedimentet i hvert delområde oppfyller kriteriet for akseptabel risiko i Trinn 1.

Fra hvert område som skal testes er det behov for å samle minimum 15 liter sediment. Dette vil også være tilstrekkelig mengde til å dekke en eventuell helsedimenttest i Trinn 2. Prøvene bør tas slik at man ikke får med dypere liggende anoksiske lag. Normalt vil prøvene dekke de øvre ca. 10 cm av sedimentet. Det kan også være praktisk (men ikke et krav) at prøvene tas fra de samme stasjonene som prøvene for kjemiske analyser. Ved behandling av prøven må man sikre at porevannet ikke dreneres ut (spesielt viktig for sandige sedimenter). Porevannet bør ekstraheres ut av sedimentet innen 1-2 uker for å unngå utvikling av bl.a. ammoniakk. Porevannet filtreres gjennom 0,2 µm før testing. Dersom testene ikke kan gjennomføres umiddelbart etter ekstraksjon, må porevannet fryses ned.

Toksisitetstestene utføres på minimum to av tre ulike organismetyper: mikroalger (den marine algen *Skeletonema costatum*), bunnlevende krepsdyr (f.eks. hoppekrepsen *Tisbe battaglia*) og evertebratlarver (f.eks. østerslarver *Crassostrea gigas*). Metodene er alle standardiserte screeningtester som kan gjennomføres i løpet av en uke.

Dersom det er mistanke om tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinliknende miljøgifter i sedimentene anbefales gjennomføring av en test (DR CALUX) for spesifikk påvisning av dette. Testen gjennomføres på et organisk ekstrakt av sedimentet.

Testene er kort beskrevet i [Faktaboks 1](#). En mer inngående beskrivelse finnes i [Vedlegg VIII](#).

Faktaboks 1. Toksitetester i Trinn 1 risikovurdering

Porevannets toksisitet undersøkes ved bruk av 3 standardiserte tester som dekker tre ulike typer organismer:

1. 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 (EC_{50}) beregnes. Fra EC_{50} beregnes $TU=100/EC_{50}$ for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten.
2. Dødelighetstest med den bentiske marine hoppekrepsen (copepoda) *Tisbe battagliai*. Testen gjennomføres på tilsvarende måte som algetesten på en fortyningsserie av porevannet. Konsentrasjonen (i %) som gir 50 % dødelighet (LC_{50}) beregnes. TU regnes ut som $100/LC_{50}$.
3. Dødelighetstest med larver av amerikansk østers *Crassostrea gigas*. Testen utføres på samme måte som hoppekrepstesten.

Som minimum gjennomføres to av de tre testene.

Sedimentekstrakt i et organisk løsningsmiddel undersøkes med DR CALUX *in vitro* biotest for 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. Dersom det ikke er mistanke om tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinliknende stoffer kan denne testen sløyfes.

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 toksisitetstestvurderinger blir stadig mer standardisert og harmonisert internasjonalt. Grenseverdiene i Trinn 1 tilsvarer grensen mellom Klasse II og Klasse III i Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 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 har man tatt 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 konservative.

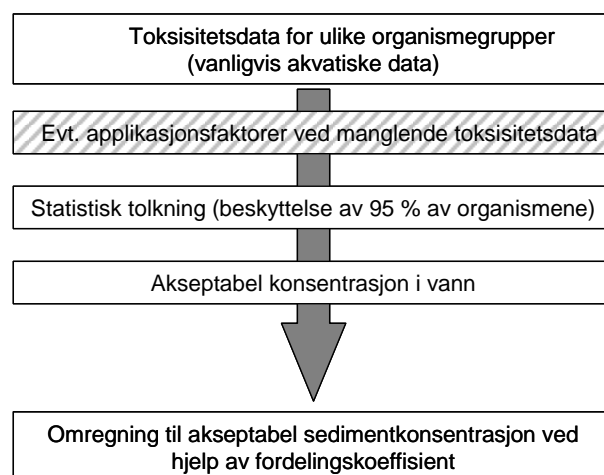
En formell fastsettelse av økologiske grenseverdier ut fra EU TGD vil derfor for mange nye og lite undersøkte stoffer lede til urealistisk lave verdier. Dels havner de i det konsentrasjonsområdet som betegnes som bakgrunnsnivå i norske kystfarvann; for noen blir de også liggende under deteksjons-grensene 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. Miljødirektoratets M-241/2014 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 er grenseverdiene for Trinn 1 så høye at sedimenter som tilfredsstillt disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2. Det er derfor nødvendig å gjennomføre Trinn 2 dersom risiko for human helse skal vurderes.

[Faktaboks 2](#) viser gangen i hvordan grenseverdiene for økologisk risiko er utledet. For nærmere detaljer henvises til Miljødirektoratets rapport M-241/2014. [Faktaboks 3](#) viser de anbefalte grenseverdiene for Trinn 1.

Faktaboks 2 Utledning 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 forurensede 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 (Miljødirektoratets rapport M-241/2014).

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 som en del av Trinn 2 og 3 risikovurdering. Prosedyre for en slik normalisering er beskrevet i [Faktaboks 10](#).

Metylkvikksølv

Det er ikke etablert en egen grenseverdi i sediment for metylkvikksølv. I større områder hvor tiltak skal gjennomføres, og det er påvist høye konsentrasjoner av kvikksølv, bør en Trinn 3 risikovurdering gjennomføres for å kartlegge hvilken risiko metylkvikksølv utgjør. Det bør da gjennomføres målinger av metylkvikksølv i biota, og resultatene må vurderes opp mot grenseverdien i vannforskriften. De valgte tiltaksmetodene bør også vurderes opp mot potensiell risiko for spredning og nydannelse av metylkvikksølv.

Total mengde hydrokarboner (THC)

THC er ikke egen parameter siden giftvirkningen av THC er ansett dekket gjennom vurderingen av risiko fra PAH.

PCB

Grenseverdier i Trinn 1 er bare oppgitt for sum PCB₇, ikke for hver enkelt kongener. Det samme gjelder klassifiseringen. Dette er fordi det kun finnes toksisitetsdata for et fåtall kongener.

PAH

Grenseverdier er oppgitt både for enkeltstoffer og for sum PAH₁₆. Ved vurdering av risiko og overskridelse av grenseverdien skal dette vurderes for enkeltforbindelser og ikke for sum PAH₁₆. I større områder hvor tiltak utredes og det er påvist høye konsentrasjoner av PAH, bør det gjennomføres en Trinn 3 risikovurdering for å kartlegge hvilken risiko enkeltforbindelsene utgjør. Dette er viktig for å sikre at lokale forhold som for eksempel biotilgjengelighet blir vurdert.

Dioksiner og dioksinlignende stoffer

Både DR CALUX-testen og kjemisk analyse av dioksiner og dioksinlignende forbindelser resulterer i angivelse av konsentrasjon (som toksisitetsekvalenter). 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) og Trifenyлтinn (TFT)

TBT og TFT utgjør et spesifikt problem i risikovurderingen. Det er godt grunnlag for å si at TBT og TFT er meget giftig overfor flere typer marine organismer, og grenseverdien for økologiske effekter

er derfor satt så lavt som 0,002 resp. 0,036 µg/kg i sediment (Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann). 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 og TFT i det marine miljøet og det er derfor i svært mange tilfeller liten nytte i å gjennomføre sedimenttiltak bare på grunn av TBT eller TFT. Grenseverdien i Trinn 1 på 35 µg TBT/kg beholdes derfor inntil videre, selv om dette avviker fra grensen mellom Klasse II og III i klassifiseringssystemet (5 µg TBT/kg og 5 µg TFT/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 eller TFT (Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann).

Beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC

For enkelte av stoffene vil regnearket kunne vise at et sediment som akkurat tilfredsstillere grenseverdiene i Trinn 1 likevel gir en teoretisk porevannskonsentrasjon som overskrider grenseverdiene i vann i Trinn 2 ($PNEC_w$) for de samme stoffene. I slike tilfeller bør resultatene fra Trinn 2, ikke Trinn 1, være styrende for risikovurderingen.

Faktaboks 3 Grenseverdier for Trinn 1 (dekker kun økologisk risiko)

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Metaller		mg/kg
Arsen	7440-38-2	18
Bly	7439-92-1	150
Kadmium	7440-43-9	2,5
Kobber	7440-50-8	84
Krom totalt (III + VI)	7440-47-3	660
Kvikksølv	7439-97-6	0,52
Nikkel	7440-02-0	42
Sink	7440-66-6	139
PAH		µg/kg
Naftalen	91-20-3	27
Acenaftylene	208-96-8	33
Acenaften	83-32-9	96
Fluoren	86-73-7	150
Fenantren	85-01-8	780
Antracen	120-12-7	4,6
Fluoranten	206-44-0	400
Pyren	129-00-0	84
Benzo(a)antracen	56-55-3	60
Krysen	218-01-9	280
Benzo(b)fluoranten	205-99-2	140
Benzo(k)fluoranten	207-08-9	135
Benzo(a)pyren	50-32-8	183
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	63
Dibenzo(a,h)antracen	53-70-3	27
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	84
Sum PAH ₁₆		2000
Andre organiske		µg/kg
DDT	se fotnote A	15
Tributyltinn (TBT-ion, fotnote B)	688-73-3; 366643-28-4	35
Lindan	608-73-1	0,074

- A. DDT sum er 1,1,1-trichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethane (CAS number 50-29-3; EU number 200-024-3); 1,1,1-trichloro-2 (o-chlorophenyl)-2-(p-chlorophenyl) ethane (CAS number 789-02-6; EU Number 212-332-5); 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethylene (CAS number 72-55-9; EU Number 200-784-6); og 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethane (CAS number 72-54-8; EU Number 200-783-0)
- B. Forvaltningsbasert grense som ikke er sammenfallende med grense mellom Klasse II/III (5 µg/kg).

Fortsetter

Faktaboks 3 (fort.) Grenseverdier for Trinn 1 (dekker kun økologisk risiko)

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Andre organiske		µg/kg
Heksaklorbenzen	118-74-1	17
Pentaklorbenzen	608-93-5	400
Triklorbenzen	12002-48-1	5,6
Hexaklorbutadien	87-68-3	49
Pentaklorfenol	87-86-5	14
Oktylfenol	140-66-9 (1806-26-4)	0,27
Nonylfenol	84852-15-3	16
Bisfenol A	80-05-7	1,1
Tetrabrombisfenol A	79-94-7	108
Pentabromdifenyleter (sum BDE 28, 47, 99, 100, 153 og 154)	32534-81-9	62
Heksabromcyclododekan	se fotnote C	34
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	1763-23-1	0,23
Diuron	330-54-1	0,71
Irgarol	28159-98-0	0,036
PCB ₇ (sum PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180)	1336-36-3	4,1
Trifenylytin	892-20-6, 900-95-8, 76-87-9, 639-58-7	35
Dodecylfenol med isomere	121158-58-5, 27193-86-8	4,4
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7	10000
Perfluoroktansyre (PFOA)	3825-26-1. flere	71
C10-13 kloralkaner	85535-84-8	800
Klorparafiner (mellomkjedete)	85535-85-9	4600
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser (sum TEQ)	se fotnote D	0,00086
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	541-02-6	44
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	115-96-8	72
Diflubenzuron	35367-38-5	0,2
Teflubenzuron	83121-18-0	0,0004
Trikloran	3380-34-5	9,3
Alaklor	15972-60-8	0,3
Klorfenvinfos	470-90-6	0,5
Klorpyrifos	2921-88-2	1,3
Endosulfan	115-29-7	0,073
Trifluralin	1582-09-8	1600

Toksisitetstester

Porevann	<i>Skeletonema</i>	TU < 1,0
	<i>Tisbe</i>	TU < 1,0
	<i>Crassostrea</i>	TU < 1,0
Org. Ekstrakt	DR CALUX	TEQ < 50 ng/kg

- C. Sum 1,3,5,7,9,11-Hexabromocyclododecane (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10- Hexabromocyclododecane (CAS 3194-55-6), α-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-50-6), β-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-51-7) og γ-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-52-8)
- D. Dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

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, ikke nivået fra den mest forurensede stasjonen (maksimumsnivå). 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 sette inn halvparten av deteksjonsgrensen i regnearket som aktuell konsentrasjon.

Sedimentene ansees å utgjøre en akseptabel 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 forurensset (en «hotspot»), mens resten "friskmeldes". Dette krever at man har analysert de samme stoffene på alle stasjonene. 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 forurensningsgraden er rimelig homogen over alle stasjonene, og godt representert ved gjennomsnittskonsentrasjonen. 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 Miljødirektoratets 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, oppvirling primært som følge av 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 helsedimenttesten i Trinn 2 legges også til grunn.

De aktuelle transportveiene fra sedimentet er forenklet vist i *Figur 5*. Forenklet mønster for spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet.. I Trinn 2 gjøres beregninger for å anslå betydningen av disse transportveiene. Veilederen foreslår å anta 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 VIII.4](#).

For sedimentområder der det bare er TBT eller TFT og ingen andre stoffer som overskrider grenseverdien i Trinn 1, gjennomføres en Trinn 2- vurdering som normalt, men ved tolkningen legges vekten på eventuell helserisiko, og spesielt der spesifikke miljømål er knyttet til human helse. Grunnen er at den reelle grenseverdien for økologiske effekter av TBT og TFT 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 eller TFT alene blir derfor ikke noe egnet praktisk verktøy for å skille mellom områder som skal gå videre til tiltaksplanlegging. Dette er likevel ikke til hinder for at områder som utpeker seg med særskilt høye forekomster av TBT eller TFT kan bli vurdert for tiltak.

Tolkningen av resultatene fra Trinn 2 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 tiltak vurderes. 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).

Regneverktøyet i Excel-format dekker gjennomføringen av Trinn 1 og 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

Regnearket er utarbeidet for å kunne utføre regneoperasjonene i henhold til risikoveilederen. I tillegg gir regnearket sammenligninger med gitte grenseverdier i veilederen. Regnearket skal også sørge for at beregningsgrunnlaget synliggjøres.

Nedenfor følger en kort forklaring om funksjonen til de ulike arkene. Grønne ark angir ark hvor brukeren skal legge inn data, gule ark angir beregninger som utføres, og blå ark angir resultatarket. Grå ark inneholder stoffdata.

1 a. Stedsspesifikke data	<p>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. Dette må i tillegg begrunnes i kommentarfeltet. Nbl Korreksjonsfaktoren (celle C15), kan ikke endres. Denne sørger for riktig benevning for spredning som følge av bio-diffusion.</p>
1 b. Konsentrasjoner sediment	<p>I dette arket skal målte sedimentkonsentrasjoner legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Disse verdiene benyttes videre av regnearket. I tillegg beregnes forholdet mellom høyeste verdi og medianverdi for hver av stoffene det er lagt inn konsentrasjoner for. Dersom forholdet er lavere enn 2, tyder det på at datasettet gir en god beskrivelse av området og at det ikke skiller seg ut en prøve som kunne indikere en "hotspot".</p>
1 c. Konsentrasjoner sjøvann	<p>I dette arket skal målte sjøvannskonsentrasjoner legges inn. 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 det ikke er målt sjøvannskonsentrasjoner, vil regnearket benytte beregnet sjøvannskonsentrasjon jmfør Faktaboks 9 i veilederen (dersom de nødvendige inngangsparametrene finnes) eller målte eller beregnede porevannskonsentrasjoner.</p>
1 d. Konsentrasjoner porevann	<p>I dette arket skal målte porevannskonsentrasjoner legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon, maksimumskonsentrasjon og fordelingskoeffisient (K_d) for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, beregner regnearket verdier ut i fra sedimentkonsentrasjon og fordelingskoeffisienter.</p>
1 e. Vevskonsentrasjon i bunnfauna	<p>I dette arket skal målte vevskonsentrasjoner i bunnfauna (C_{bio}) legges inn. 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_{bio} ikke er målt, beregner regnearket konsentrasjonen ut i fra sedimentkonsentrasjon, biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk og fordelingskoeffisienter.</p>
1 f. Vevskonsentrasjon i fisk	<p>I dette arket skal målte vevskonsentrasjoner i fisk (C_{fisk}) legges inn. 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}), se forklaring til ark 1e.</p>
1g . Økotoksisitet	<p>I dette arket skal resultater fra økotokstestene legges inn. Navn på prøvene kan også legges inn. Basert på det som legges inn, genereres en resultattabell i ark 4 som sammenligner resultater med grenseverdier for trinn 1.</p>
2a. Mellomberegning	<p>Dette arket inneholder diverse mellomberegninger som må til for å beregne spredning og human helseisiko. Her kan du blant annet finne hva sjøvannskonsentrasjonen basert på Faktaboks 9 i veilederen blir, hvilken porevannskonsentrasjon som benyttes og hvordan innholdet av organisk karbon påvirker fordelingskoeffisientene. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
2b. Beregnet stedsspesifikk K_d	<p>Dette arket beregner stedsspesifikke fordelingskoeffisienter (K_d) dersom målt porevannskonsentrasjon er lagt inn i regnearket. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, benyttes K_d lik standard eventuelt justert for innholdet av TOC (må legges inn i ark 1a). <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
2c. Beregnet tillatt spredning	<p>Dette arket beregner hva spredningen vil være dersom sedimentene tilfredsstiller grenseverdi for trinn 1. Antall skipsanløp (N_{skip}) fra ark 1a er det eneste som ikke er standardverdi i denne utregningen. Resultatet benyttes i resultatark 4 for sammenligning med beregnet spredning basert på sedimentkonsentrasjoner som er lagt inn i ark 1b. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
3a. Beregnet spredning	<p>Dette arket viser hva spredningen blir ut i fra de konsentrasjoner og stedsspesifikke data som brukeren har lagt inn. Det er i alt tre spredningsmekanismer som kan være aktuelle: spredning som følge av biodiffusjon (F_{diff}), spredning som følge av oppvirvling fra skip (F_{skip}) og spredning som følge av transport via organismer (F_{org}). F_{tot} angir summen av de tre spredningsmekanismene. Regnearket beregner maksverdier og snitt-verdier for spredning, samt tiden det vil ta å tømme det bioaktive sedimentlaget for det gitt stoffet (t_{om}). Resultatene oppsummeres i ark 4. I tillegg viser arket prosentvis fordeling mellom de ulike spredningsmekanismene, slik at man raskt ser hvilken mekanisme som dominerer. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket</i></p>

Faktaboks 4. Informasjonsbehov for gjennomføring av Trinn 2

Nødvendig informasjon for å gjennomføre Trinn 2 er uthevet (se også regnearket del 1a). Øvrig øvrige punkter brukes ikke i beregningene, men kan være nyttig for en bedre tolkning av resultatene og forståelse av de lokale forhold og vil ofte inngå i Trinn 3.

Fysiske forhold:

- **vanddyb** (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)
- 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)
- areal av eventuell hardbunn innenfor sedimentområdet (kartlegges evt. visuelt, vurdering av reell spredning til vannmassene)

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 evt. måles (Trinn 3), inngår i fluksberegningene av biodiffusjon og transport via organismer)
- miljøgifter i sjøvannet (beregnes evt. måles (Trinn 3)), 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)
- sedimentasjon av organisk materiale (måles, revidert beregning av transport i næringskjeden)

Biologiske forhold:

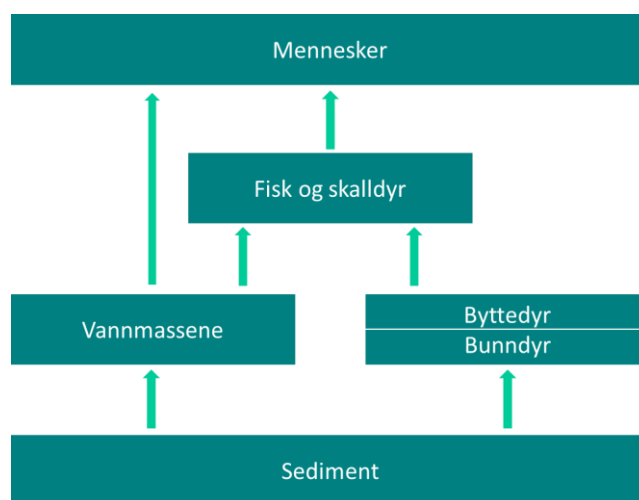
- **toksitetstester** (måles i Trinn 1)
- **helsedimenttest** (måles i Trinn 2)
- bunnfaunasammensetning (måles, tolkning av bioturbasjonsintensitet og økologiske effekter)
- forekomst av fisk og skalldyr egnet for konsum (data innhentes/måles, tolkning av risiko for human helse)
- miljøgifter i sjømat (måles, vurdering av hva bidraget fra sedimentene kan bety)
- kartlegging av spesielt verdifulle eller sårbare bestander (data innhentes, tolkning av økologiske effekters 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. Prosesser og beregning av miljøgifttransport fra sedimentet til vannmassene er nærmere beskrevet i kapittel 4.2.1 - 4.2.3.



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

4.2.1 Transport av oppløste stoffer fra 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 i sedimentet vil det være liten eller ingen bioturbasjon og i praksis ingen forskjell mellom fysisk diffusjon og biodiffusjon. Beregning utføres som vist i [Faktaboks 5](#).

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)

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. Partikler i leirfraksjonen ($\leq 2\mu\text{m}$) 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 vanddyp grunnere enn 20 m. Det finnes lite systematisk informasjon om effekten av vannjet i forhold til propeller. 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.

Faktaboks 6 Beregning av sedimenttransport generert av propelloppvirvling

Sedimenter som ligger på vanddyb 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 pluss avgang av båten

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

C_{sed} = sedimentkonsentrasjon innenfor A_{skip} (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 VIII](#))

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 (gjøres av regnearket). Sedimenttype skal velges ut fra målt kornfordeling.

$$m_{sed} = \frac{m_{oppvirvlet} \cdot T}{120}$$

T = trasélengde (m, sjablongverdien er 120 m)

Oppvirvlet mengde ($m_{oppvirvlet}$)	Havnekategori		
Sedimenttype	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 IX](#).

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 tas opp i bunnlevende dyr som spises av fisk og andre dyr. For noen stoffer vil det kunne skje en oppkonsentrering oppover i næringskjeden (biomagnifisering). Beregning utføres som vist i [Faktaboks 7](#). For nærmere informasjon henvises til [vedlegg X](#)

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 predatorerne. Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes ([vedlegg VII](#)).

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

- 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.

4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2

Ligningene ifølge faktaboks 5 - 7 gir grunnlag for å beregne total transport av miljøgifter ut fra sedimentet (faktaboks 8). Fra dette beregner man sedimentenes bidrag til miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentet ([Faktaboks 9](#)) og i biota/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 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:

$$F_{tot, skip} = F_{diff} + F_{skip} + F_{org}$$
$$F_{tot, sed-skip} = F_{diff} + F_{org}$$

- $F_{tot, skip}$ = total miljøgiftfluks fra sedimentarealet påvirket av skip ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 $F_{tot, sed-skip}$ = total miljøgiftfluks fra sedimentarealet ikke påvirket av skip ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 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 ($A_{sed-skip}$, 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:

$$U_{tot, skip} = F_{tot, skip} \cdot A_{skip}$$
$$U_{tot, sed-skip} = F_{tot, sed-skip} \cdot A_{sed-skip}$$

- $U_{tot, skip}$ = total årlig transport fra sedimentet påvirket av skip ($\text{mg}/\text{år}$)
 $U_{tot, sed-skip}$ = total årlig transport fra sedimentet ikke påvirket av skip ($\text{mg}/\text{år}$)
 A_{skip} = det sedimentarealet som er påvirket av skip (m^2)
 $A_{sed-skip}$ = det sedimentarealet som ikke er påvirket av skip (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 samt total mengde spredt fra hele området:

$$U_{tot} = U_{tot, skip} + U_{tot, sed-skip}$$

- U_{tot} = total årlig transport fra hele sedimentetarealet ($\text{mg}/\text{år}$)

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. Denne spredning er lik total flux ut av sedimentet (F_{tot}) minus det som tas opp i organismer (F_{org}) og er lik diffusjons flux plus spredning som følge av skipsoppvirvling ($F_{diff} + F_{skip}$, se [faktaboks 8](#)). 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 prøvene i et delområde. Den nye K_d beregnes da ved å multiplisere den oppgitte K_d med den målte 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 VIII.6](#).

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 VIII.5](#).

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 legges inn målte porevannskonsentrasjoner, vil regnearket beregne steds spesifikke K_d -verdier for de stoffene som er målt. Disse steds spesifikke K_d -verdiene benyttes da av regnearket fremfor K_d -verdier kun justert for TOC.

NB En må huske på at porevannskonsentrasjoner må legges inn i samme kolonne som tilhørende sedimentprøve i regnearket. Hvis ikke blir K_d feilberegnet.

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 tømningen 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. Beregnet tid det tar å tømme lageret av en bestemt miljøgift vil derfor indikere om fluksene er overestimert. Tømmetiden beregnes etter:

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

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_{tv} = 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 skaldyr. 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 tilfredsstiller grenseverdiene i Trinn 1. I dette tilfelle vil grenseverdien variere med finstoff-innholdet i sedimentet. Denne tilnærmingen er benyttet i regnearket. Det er også mulig å sammenligne spredning med andre grenseverdier. Når dette gjøres i regnearket, skal disse grenseverdiene 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 Miljødirektoratets 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. ($A_{\text{skip}}-A_{\text{sed}}$)

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 VIII.6](#)). I tilfeller der helsorisiko 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 VIII.5](#) og vil være del av Trinn 3. Man kan også bruke direkte analyse av miljøgifter i lokal sjømat som validering av beregningene av risiko for human helse. Slike analyser vil også fange opp eksponering til andre miljøgiftkilder enn sedimentene. De vil derfor ikke belyse risikobidraget fra sedimentene separat, bare vise en øvre grense for dette risikobidraget.

Inntak av fisk og skaldyr vil i de aller fleste tilfeller være den dominerende risikofaktor for human helse. Men en fullstendig risikovurdering må også omfatte andre relevante eksponeringsveier knyttet til nåværende og fremtidig aktuelt arealbruk. Aktuelle eksponeringsveier for forskjellig arealbruk er angitt i *Tabell 4*. 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. Derfor kan grenseverdiene i Trinn 1 for enkelte stoffer (bl.a. benzo(a)pyren) være så høye at sedimenter som tilfredsstillende disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2.

Tabell 4 Eksponeringsveier for vurdering av risiko for human helse 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 (livslangt tolerabelt daglig/ukentlig inntak, cf [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, kommer fra sedimentene. Et unntak er TBT og TFT der det er antatt at 100 % av eksponeringen kommer fra sediment relatert eksponering.

Konsum av fisk og skalldyr og rekreasjonskontakt med sedimentet vil variere fra sted til sted i landet. Det kan derfor noen ganger være til hjelp for tolkningen å anslå nærmere hvor mye lokal sjømat utgjør av totalt matkonsum. I beregningene er det lagt inn en antakelse at 50 % av den sjømaten som spises har den beregnede miljøgiftkonsentrasjonen (C_{fisk}). 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 TDI/TWI grenser 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, ev brukes $C_{bio}/5$, 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:

$$DOSE = \frac{6 \cdot IEI_{fb} + 64 \cdot IEI_{fv}}{70}$$

IEI_{fb} = total daglig indirekte eksponering av barn (mg/kg/d)

IEI_{fv} = 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 (M-241/2014). 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 VIII.4.5](#)). Denne gir grunnlag for direkte bedømmelse av risiko for de organismer som har vedvarende kontakt med sedimentet. Bedømmelse av risiko for skade på organismer som ikke lever i sedimentet, 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 på biota av direkte kontakt med sedimentet på grunnlag av målte sedimentkonsentrasjoner og målte eller beregnede porevannkonsentrasjoner, i forhold til grenseverdiene mellom Miljødirektoratets Klasse II og III for henholdsvis sjøvann og marine sedimenter i [Vedlegg II](#), og på grunnlag av resultatene fra helsedimenttesten 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 Miljødirektoratets Klasse II og III for sjøvann i [Vedlegg II](#) og toksisitetstestene av porevann på *Skeletonema*, *Tisbe* og *Crassostrea*-larver 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 forurensningsstoffene 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 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 kunne omfatte:

- utvalgte elementer 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 beregningene etter Trinn 3 ikke skal være mer konservative enn Trinn 2, men om dette skulle skje bør man legge hovedvekten på konklusjonene fra Trinn 3
- supplerende informasjon for bedre å kunne tolke og vurdere resultatene fra Trinn 2..

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 gis 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 VIII](#).

5.2 Lokalforankrede verdier erstatter sjablongverdier 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 VII](#) 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).

Det er gjennomført en numerisk analyse av hvor følsomme resultatene fra risikovurderingen er for variasjon i de ulike sjablongverdiene (Saloranta et al. 2011³). Denne viste at fordelingskoeffisientene K_d og BCF var blant de variablene som hadde størst innflytelse og som det derfor er viktigst å få realistiske verdier for.

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 sedimentkarakterisering 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 mm.). 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.

³ Saloranta TM, Ruus A, Borgå K. 2011. Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7:657-667.

Storskalaoversikt over dyp, bunntopografi og eventuelle delområder med hardbunnen skaffes ved bruk av ekkolodd eller annen akustisk registrering (sidescanar, multistrålesonar) og ved videokartlegging. Fotografiske teknikker (stillbilder, video) kan også være nyttige for å få oversikt over sedimentoverflatens utseende og større organismer. Det siste kan f.eks. indikere om propellerrosjon er en viktig lokal faktor eller ikke.

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 ev 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 VIII.3.6](#). 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 mesokosmos-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 kamre 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 noen uker. Adveksjonsgenerert fluks kan estimeres ved manipulering av strømhastighet eller turbulens over forsøks sedimentet.

Biodiffusjon kan også måles *in situ* ved bruk av diffusjonskamre på sjøbunnen. Dette er lukkede enheter utstyrt med tilsvarende passive prøvetakere som i mesokosmos-forsøk. Kamrene 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 naboer.

Mesokosmos-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 IX](#). For beregning av slik storskalaerosjon anbefales å gjøre målinger direkte i risikoområdet under påvirkning av typisk skipstrafikk, fremfor å gjøre mesokosmos-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 skipstrasé 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 oppvirket 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 langsetter bunnen. Fellene står ute over en lengre periode, normalt 1-2 måneder, for å samle nok materiale for analyse og gir derfor et tidsintegrert bilde av mengde og kjemisk innhold av det som sedimenterer. Det finnes også instrumenter som settes på bunnen og måler sedimentasjon av partikler optisk i tilnærmet sann tid.

Måling av miljøgiftfluks ut av sedimentområdet

I Trinn 2 angis hvordan denne kan beregnes ut fra 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. Estimater 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 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. Hvordan er dagens areal bruk med hensyn på fangst av fisk og rekreasjon og hva er det langsiktige miljømålet for området?

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 kostholdsrad.

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 modelltilnærminger kan gi et mer pålitelig bilde enn Trinn 2-beregningene av risikoen for at miljøgiftene fra sedimentene fører til overskridelse av grensene for tolerabelt inntak, og i hvor stor grad sedimentene er med på å forårsake/opprettholde kostholdsrad. Tilpasning av slike modeller til et bestemt sedimentområde vil som oftest kreve et måleprogram for å fastsette viktige inngangsparametere, ev 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 bading (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.

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 K_d -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 Miljødirektoratets klasse II og III for sjøvann) eller i sedimentene (grense mellom Miljødirektoratets klasse II og III for marine sedimenter samt grenseverdiene for toksisitet) 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 biomarkøranalyser 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 for 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 multivariat dataanalyse. Ved sammenlikning med det man vet eller forventer er 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 at 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 eventuelt gjennomføres egnede tiltak for å redusere risikoen til et akseptabelt nivå.

7. Rapportering fra risikovurderingen

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

Vedlegg

Vedlegg I - 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 K_d 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	$D_{\text{molekylær}}$ cm ² /s	log K_{ow} L/L	log K_{oc} L/kg _{OC}	K_d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	BCF _{biota} L/kg v.v.
Metaller						
Arsen	74,9	9,1E-06		-	6607	4
Bly	207,2	9,5E-06		-	154882	424
Kadmium	112,4	7,2E-06		-	130000	623
Kobber	63,5	7,1E-06		-	24409	100
Krom totalt (III + VI)	52,0	6,0E-06		-	120000	20
Kvikksølv	200,6	8,8E-06		-	100000	100
Nikkel	58,7	6,6E-06		-	7079	270
Sink	65,4	7,0E-06		-	110000	1000
PAH						
Naftalen	128,2	8,6E-06	3,3	3,1	13	515
Acenaftylen	152,2	7,6E-06	4,0	3,4	26	509
Acenaften	154,2	7,6E-06	3,9	3,7	51	1000
Fluoren	166,2	7,2E-06	4,2	4,0	102	1658
Fenantren	178,2	6,8E-06	4,5	4,6	372	14893
Antracen	178,2	6,8E-06	4,7	4,5	295	1900
Fluoranten	202,3	6,2E-06	5,2	5,0	977	4800
Pyren	202,3	6,2E-06	5,0	4,8	589	88157
Benzo(a)antracen	228,3	5,7E-06	5,9	5,7	5012	33457
Krysen	228,3	5,7E-06	5,8	5,6	3981	6088
Benzo(b)fluoranten	252,3	5,3E-06	5,8	5,9	8319	11138
Benzo(k)fluoranten	252,3	5,3E-06	6,1	5,9	7943	11138
Benzo(a)pyren	252,3	5,3E-06	6,1	5,9	8318	11138
Indeno(1,2,3-cd)pyren	276,3	5,0E-06	6,7	6,4	23442	11138
Dibenzo(a,h)antracen	278,4	5,0E-06	6,6	6,3	19498	50119
Benzo(ghi)perylene	276,3	5,0E-06	6,6	6,0	10233	11138

Tabell I - fortsettelse fra forrige side.

Navn	Molvekt g/mol	D _{molekylær} cm ² /s	log K _{ow} L/L	log K _{oc} L/kg _{oc}	K _d ved TOC 1% L/kg t.v.	BCF _{biota} L/kg v.v.
Andre organiske						
DDT	354,5	4,2E-06	6,9	6,8	62159	50000
Tributyltinn (TBT-ion)	290,1	4,8E-06	3,8	3,0	11	6000
Lindan	290,8	4,8E-06	3,5	3,6	37	1300
Heksaklorbenzen	284,8	4,9E-06	5,7	5,1	1300	42000
Pentaklorbenzen	250,3	5,4E-06	5,2	4,6	400	5300
Triklorbenzen	181,4	6,7E-06	4,1	3,1	14	1140
Hexaklorbutadien	260,8	5,2E-06	4,8	4,0	112	17000
Pentaklorfenol	266,3	5,1E-06	3,0	3,5	34	770
Oktylfenol	206,3	6,1E-06	4,1	3,4	27	634
Nonylfenol	220,4	5,9E-06	4,5	3,7	54	1280
Bisfenol A	228,0	5,7E-06	3,4	2,9	7,2	67
Tetrabrombisfenol A	543,9	3,1E-06	5,9	4,7	497	1234
Pentabromdifenyleter	564,7	3,0E-06	6,5	5,8	5659	35000
Heksabromcyclododekan	641,7	2,7E-06	5,6	4,7	457	18100
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	500,1	3,3E-06	3,4	3,0	10	2790
Diuron	233,1	5,6E-06	2,8	2,6	3,55	2
Irgarol	253,1	5,3E-06	4,0	3,1	14	250
PCB7	375,7	4,0E-06	5,7	5,5	3211	24950
Trifenyltin	350,0	4,2E-06	3,4	3,3	19	1100
Dodecylfenol med isomere	262,4	5,2E-06	7,1	5,0	1100	823
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	390,6	3,9E-06	7,5	5,2	1650	840
Perfluoroktansyre (PFOA)	413,1	3,7E-06	4,3	2,1	1,3	4
C10-13 kloralkaner	337,0	4,3E-06	6,0	5,3	1995	1600
Klorparafiner (mellomkjedete)	529,5	3,1E-06	7,0	6,9	76168	1087
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	322,0	4,5E-06	6,8	6,7	48457	41540
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	370,8	4,0E-06	8,0	5,2	1500	7060
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	285,5	4,9E-06	1,8	2,0	1,1	5,1
Diflubenzuron	310,7	4,6E-06	3,9	3,7	46	320
Teflubenzuron	381,0	4,0E-06	5,4	4,4	261	640
Triklosan	289,5	4,8E-06	4,8	4,0	93	8700
Alaklor	269,8	5,1E-06	3,0	2,0	1,1	50
Klorfenvinfos	359,6	4,1E-06	4,0	2,7	4,8	170
Klorpyrifos	350,6	4,2E-06	5,0	3,6	44,4	1374
Endosulfan	406,9	3,8E-06	4,7	4,2	145	5000
Trifluralin	335,3	4,3E-06	5,3	3,9	86	5674

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy.

Vedlegg II - Grenseverdier for økologisk risiko

Grenseverdier i vann og sediment tilsvarende grensen mellom Miljødirektoratets tilstandsklasse II og III er dokumentert i Miljødirektoratets rapport M-241/2014. Tabellen omfatter bare grenseverdiene for konsentrasjon ikke for toksisitet (se [Faktaboks 3](#)).

Tabell II Grenseverdier for økologisk risiko i vann og sediment.

Navn	Klasse II/III Vann µg/L	K _{oc} L/kg _{oc}	K _d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	Bakgrunn Sediment mg/kg	Klasse II/III Sediment mg/kg
Metaller					
Arsen	0,6	-	6607	15	18
Bly	1,3	-	154882	25	150
Kadmium	0,2	-	130000	0,2	2,5
Kobber	2,6	-	24409	20	84
Krom totalt (III + VI)	3,4	-	120000	60	660
Kvikksølv	0,047	-	100000	0,05	0,52
Nikkel	8,6	-	7079	30	42
Sink	3,4	-	110000	90	139
PAH					
	µg/L			µg/kg	µg/kg
Naftalen	2,0	1300	13	2	27
Acenaftylene	1,3	2600	26	1,6	33
Acenaften	3,8	5100	51	2,4	96
Fluoren	1,5	10200	102	6,8	150
Fenantren	0,51	37200	372	6,8	780
Antracene	0,10	29500	295	1,2	4,6
Fluoranten	0,006	97700	977	8	400
Pyren	0,023	58900	589	5,2	84
Benzo(a)antracene	0,012	501200	5012	3,6	60
Krysen	0,070	398100	3981	4,4	280
Benzo(b)fluoranten	0,017	831900	8319	90	140
Benzo(k)fluoranten	0,017	794300	7943	90	135
Benzo(a)pyren	0,0002	831800	8318	6	183
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0027	2344200	23442	20	63
Dibenzo(a,h)antracene	0,00060	1949800	19498	12	27
Benzo(ghi)perylene	0,00082	1023300	10233	18	84
Sum PAH 16				< 300	2000

Tabell II Fortsettelse fra forrige side.

Navn	Klasse II/III µg/L	K _{oc} L/kg _{oc}	K _d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	Bakgrunn µg/kg	Klasse II/III µg/kg
Andre organiske					
DDT	0,025	6215900	62159	-	15
Tributyltinn (TBT-ion)	0,00020	1100	11	-	35
Lindan	0,0020	3700	37	-	0.074
Heksaklorbenzen	0,013	130000	1300	-	17
Pentaklorbenzen	0,001	40000	400	-	400
Triklorbenzen	0,4	1400	14	-	5.6
Hexaklorbutadien	0,0030	11200	112	-	49
Pentaklorfenol	0,40	3400	34	-	14
Oktylfenol	0,010	2700	27	-	0.27
Nonylfenol	0,30	5400	54	-	16
Bisfenol A	0,15	715	7,2	-	1.1
Tetrabrombisfenol A	0,25	49700	497	-	108
Pentabromdifenyleter	0,0000000024	565900	5659	-	62
Heksabromcyclododekan	0,00080	45709	457,09	-	34
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	0,00013	1000	10	-	0.23
Diuron	0,20	355	3,55	-	0.71
Irgarol	0,0025	1400	14	-	0.036
PCB7	-	321119	3211	-	4.1
Trifenyltin	0,0019	1900	19	-	35
Dodecylfenol med isomere	0,0040	110000	1100	-	4.4
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	1,3	165000	1650	-	10000
Perfluoroktansyre (PFOA)	9,1	125	1,3	-	71
C10-13 kloralkaner	0,40	199526	1995,26	-	800
Klorparafiner (mellomkjedete)	0,050	7616755	76168	-	4600
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	0,0000000019	4845739	48457	-	0.00086
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	0,17	150000	1500	-	44
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	6,5	110	1,102	-	72
Diflubenzuron	0,0040	4600	46	-	0.20
Teflubenzuron	0,0025	26062	260,62	-	0.0004
Trikloran	0,10	9300	93	-	9.3
Alaklor	0,30	112	1,12	-	0.30
Klorfenvinfos	0,10	480	4,8	-	0.50
Klorpyrifos	0,030	4440	44,4	-	1.3
Endosulfan	0,00050	14500	145	-	0.073
Trifluralin	0,030	8551	85,51	-	1600

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

Vedlegg III - Grenseverdier for 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 tilsvarer 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 for 10 % MTR/TDI.

Navn	MTR/TDI [µg/kg/d]	MTR/TDI 10 % [mg/kg/d]
Metaller		
Arsen	1	1,0E-04
Bly	3,6	3,6E-04
Kadmium	0,5	5,0E-05
Kobber	163	1,6E-02
Krom totalt (III + VI)	5	5,0E-04
Kvikksølv	0,71	7,1E-05
Nikkel	50	5,0E-03
Sink	500	5,0E-02
PAH		
Naftalen	40	4,0E-03
Acenaftalen	50	5,0E-03
Acenaften	500	5,0E-02
Fluoren	40	4,0E-03
Fenantren	40	4,0E-03
Antracen	40	4,0E-03
Fluoranten	50	5,0E-03
Pyren	500	5,0E-02
Benzo(a)antracen	5	5,0E-04
Krysen	50	5,0E-03
Benzo(b)fluoranten	5	5,0E-04
Benzo(k)fluoranten	5	5,0E-04
Benzo(a)pyren	0,5	5,0E-05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5	5,0E-04
Dibenzo(a,h)antracen	0,5	5,0E-05
Benzo(ghi)perylene	30	3,0E-03
Sum PAH 16	-	-

Tabell III Fortsettelse fra forrige side.

Navn	MTR/TDI [µg/kg/d]	MTR/TDI 10 % [mg/kg/d]
Andre organiske		
DDT	10	1,0E-03
Tributyltinn (TBT-ion)	2,5	2,5E-04
Lindan	1	1,0E-04
Heksaklorbenzen	0,16	1,6E-05
Pentaklorbenzen	0,65	6,5E-05
Triklorbenzen	8	8,0E-04
Hexaklorbutadien	0,2	2,0E-05
Pentaklorfenol	3	3,0E-04
Oktylfenol	0,000067	6,7E-09
Nonylfenol	50	5,0E-03
Bisfenol A	1000	1,0E-01
Tetrabrombisfenol A	1000	1,0E-01
Pentabromdifenyleter	1000	1,0E-01
Heksabromcyclododekan	100	1,0E-02
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	0,15	1,5E-05
Diuron	7	7,0E-04
Irgarol	23	2,3E-03
PCB7	0,02	2,0E-6
Trifenyltin	0,25	2,5E-05
Dodecylfenol med isomere	50	5,0E-03
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	48	4,8E-03
Perfluoroktansyre (PFOA)	1,5	1,5E-04
C10-13 kloralkaner	100	1,0E-02
Klorparafiner (mellomkjedete)	4	4,0E-04
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	0,00001	1,0E-09
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	250	2,5E-02
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	120	1,2E-02
Diflubenzuron	12	1,2E-03
Teflubenzuron	10	1,0E-03
Trikloran	250	2,5E-02
Alaklor	5	5,0E-04
Klorfenvinfos	0,5	5,0E-05
Klorpyrifos	10	1,0E-03
Endosulfan	6	6,0E-04
Trifluralin	24	2,4E-03

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

Referanser:

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. Zeilmaier, 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 sedimentforurensning

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:

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

- 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
- Definisjon av totalt sedimentområde for risikovurderingen
- Eventuell definisjon av delområder
- Avgrensning av områder påvirket av propellerrosjon
- 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 naboerområder
- Oversikt over eksisterende sedimentdata

→. Miljømål/Tiltaksmål

- 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

→. 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
 - Innhente den lokale informasjonen som er nødvendig for å gjennomføre beregningene (se Faktaboks 4)
 - Gjennomføre den påkrevde helsedimentttesten på toksisitet
- . Gjennomføre beregningene i Trinn 2
 - Lage datafiler for bruk i veilederens regneark
 - 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](#))
- . Evaluere risiko for spredning (Trinn 2A)
 - Hvis egne kriterier er satt: identifisere eventuell overskridelse av disse
- . Evaluere risiko 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
- . Evaluere risiko for økologisk skade (Trinn 2C)
 - Bedømme om resultatene fra Trinn 1 overskrider PNEC-verdiene for økologisk skade
 - Bedømme om resultatene fra helsedimentttesten tilsier at sedimentene gir økologisk skade
 - Beregne sannsynlig gjennomsnittsnivå av miljøgifter i vannmassene over sedimentet
 - Bedømme om disse nivåene overskrider grense mellom Miljødirektoratets Klasse II og III for sjøvann-verdiene for økologisk skade
- . Evaluere samlet risiko 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 naboer
 - Beskriv samlet risiko fra sedimentene i forhold til miljømål
 - Beslutte om sedimentområdet kan friskmeldes
 - Hvis ikke - velg om man skal gå til tiltaksvurdering 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 forureningskilder, miljøtilstand.
- Skipstrafikkmønster.
- Definisjon av totalt sedimentområde og ev delområder med estimat av totalt sedimentareal (A_{sed})
- Kartfesting av skipspåvirket område
- Estimat av skipspåvirket bunnareal (A_{skip})

Ønsket miljøtilstand

Følgende temaer skal dekkes:

- Eventuelle fastsatte miljømål og tiltaks mål
- Andre aktuelle miljøhensyn, ref veileder for håndtering av forurensete sedimenter

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 skal vises 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 for arealet påvirket av skip (A_{skip}) og arealet ikke påvirket av skip ($A_{sed}-A_{skip}$), (Regneark 4 tabell 2a og 2b).

- Evaluering av spredningsestimatene (Er tømme tiden 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 toksisitetstestene i trinn 1 og helsedimenttesten (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 dekkes i dette kapittelet:

- Samlet konklusjon av risikovurderingen
- Rangering av delområder for tiltaksvurdering
- 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 (angitt mellom klammer). 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 regnearket.

For mer utførlig informasjon om følsomhetsanalyse henvises til litteraturen (for eksempel: Saloranta TM, Ruus A, Borgå K. 2011). Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7:657-667).

Faktor 1	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$n = \text{porøsitet}$	0,7 (0,4-0,7)	Middels
Beregnes utefra bestemmelse av bulk tetthet (ρ_b) og korntetthet (ρ_s)		

Faktor 2	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$\tau = \text{tortuositet (krunglingsfaktor)}$	3 (2-5)	Middels
Kan verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in situ</i> diffusjonshastighet		

Faktor 3	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$a = \text{faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon}$	10 (1-500)	Stor
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		

Faktor 4	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$D_s = \text{molekylærdiffusjonskoeffisient (cm}^2/\text{s)}$	Vedlegg I Stoff avhengig	Liten
Hentes fra litteraturen eller estimeres ut fra stoffets molekylvekt og kjemisk struktur		

Faktor 5	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$C_{pv} = \text{porevannskonsentrasjon (mg/l)}$	$C_{pv} = C_{sed} [\text{mg/kg}]/K_d$ Stoff avhengig	Stor
Forslag til prosedyre, se vedlegg VIII.2.5 og VIII.6		

Faktor 6	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Δx = diffusjonslengde	1 cm (0,05-2)	Middels
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 For nærmere utdyping se: Boudreau og Jørgensen (2001).		

Faktor 7	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$f_{løst}$ = fraksjon løst, den delen av miljøgiftinnholdet som kan løses i vann etter oppvirvling	10/ K_d	Stor
Utlekkingstest ved L/S=10, se vedlegg VIII.3.1		

Faktor 8	Sjablongverdi Trinn 2				Variabilitet
m_{sed} = mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt, kg pr. anløp en veg (antatt 120 m veglengde)	Sedimenttype/-havnekategori	Stor havn	Industri-havn	Småbåt-havn	Stor
	Silt og leire	2000	1000	150	
	Sand	200	100	15	
	Grus og stein	20	10	1	
Dette må baseres på direkte målinger av turbiditet og mengde suspendert materiale under skipsmanøvrering i det aktuelle området, ev supplert med sedimentasjonsforsøk i laboratoriet. Se vedlegg IX .					

Faktor 9	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.), måles eller beregnes)	Beregning ved bruk av K_d og BCF	Stor
For de fleste formål bør en bioakkumuleringstest være tilstrekkelig. Alternativet er kjemisk analyse av biomasse av lokal bunnfauna. Innsamling med grabb vil som oftest gi for lite prøvemateriale. Bunnleder anbefales.		

Faktor 10	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{cbio} = mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse	0,25 g/g t.v. (0,2-0,3)	Liten
Variasjonen mellom ulike fauna er liten og det er neppe nødvendig med lokale målinger. Kan analyseres direkte på prøver av lokal sedimentfauna.		

Faktor 11	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{sed} = tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra	200 g/m ² og år (10-200)	Middels
Dette måles enkelt ved bruk av sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger. Analyse av TOC på fellemateriale, se vedlegg VIII.3.5		

Faktor 12	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
d = fraksjon av tilført organisk karbon som ikke omsettes i sedimentet	0,47 (0,3-0,6)	Middels
Kan beregnes ut fra forskjell mellom målt TOC i sedimentfeller og målt TOC i sedimentet like under bioaktivt lag. Kan også måles direkte gjennom nedbrytningsforøk.		

Faktor 13	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{resp} = organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet	31 g/m ² og år (10-70)	Middels
Gjøres ved måling av totalt oksygenforbruk eller CO ₂ -utskillelse over tid i nedbrytningsforsøk med lokale sedimenter, enten i mesokosmos-forsøk eller ved bruk av respirasjonskammer <i>in situ</i> .		

Faktor 14	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk (l/kg v.v.)	Vedlegg I Stoff avhengig	Stor
Beregnes sikrest ut fra å kombinere resultatene av 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.		

Faktor 15	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg)	Vedlegg I	Stor
<ol style="list-style-type: none"> 1. Justeres for målt innhold av organisk karbon (Faktaboks 10) 2. Direktemåling ved porevannsanalyse (se vedlegg VIII.2.5 og VIII.6). 3. Indirekte måling ved bruk av passive prøvetakere (se for eksempel vedlegg VIII.6) 		

Faktor 16	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$V_{sjø}$ = vannvolumet over sedimentet (m ³)	ingen	Stor
Beregnes enklest fra data for bunnareal, topografi og dyp		

Faktor 17	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
t_r = oppholdstid av vannet i sedimentområdet	0,02 år (0,003-0,1)	Stor
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.		

Faktor 18	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Maksimalt bioturbasjonsdyp (bioaktivt lag)	øvre 10 cm (0-20)	Middels
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 vertikallprofiler (seksjonerte kjerneprøver, standard ISO TC 147/SC6 2003) -Leses visuelt fra sedimentprofilbilder tatt med SPI-kamera -Måles ved sporstoff-forsøk i mesokosmoser		

Faktor 19	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
f_{tv} = fraksjon tørrstoff av vått sediment	0,35 (= 35 %) (0,3-0,6)	Liten
Regnes som 1- målt fraksjon vann		

Faktor 20	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Miljøgiftfordelingen med sedimentdyp	Konsentrasjon i hele bioaktivt lag samme som er målt i Trinn 1	Stor
Seksjonerte kjerneprøver (standard ISO TC 147/SC6 2003), analyser som overflateprøvene i Trinn 1		

Faktor 21	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
r_{sed} = sedimenteringsrate nytt sediment	3 mm/m ² /år	Middels
<p>Dette måles enklest ved bruk av sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger. Analyse av total tørrvekt på felle materialet.</p> <p>Kan også estimeres ved isotopdatering av sedimentkjerner. Denne viser gjennomsnittlig sedimenteringshastighet over flere år bakover i tid, men ikke dagens tilstand.</p>		

Faktor 22	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Miljøgiftkonsentrasjon i sedimenterende materiale	samme som målt i sedimentene i Trinn 1	Stor
Dette måles enklest ved analyse av materiale samlet i sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger.		

Faktor 23	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Andel av total human miljøgifteksponering som kommer fra sedimentene.	10 %, for TBT 100 % fra sjømat	Stor
Dette er i prinsipp en faktor som vil variere for hver forbindelse som funksjon av innholdet i de ulike typene næringsmidler. Nærmeste kilde til informasjon vil være Mattilsynet.		

Faktor 24	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_f = daglig inntak av fisk /skalldyr	Barn: 0,028 kg vv/d Voksen: 0,138 kg vv/d	Middels
Informasjon fra Mattilsynet, evt. lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn, ev egne spørreundersøkelser av lokale spisevaner		

Faktor 25	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
KF_f = kontaminert fraksjon av konsumert sjømat	0,5	Middels
Faktoren sier at 50 % av sjømaten kommer fra det forurensede området, resten kommer utenfra og er ikke forurensset. Lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn bør kunne bedømme betydningen av lokalt fanget sjømat, og derved holdbarheten av sjablongverdien.		

Faktor 26	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
af = absorpsjonsfaktor	1	Liten
Faktoren sier at all eksponering fører til opptak. Lokale forhold har liten innvirkning og supplerende undersøkelser er neppe nødvendig.		

Faktor 27	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
KV = kroppsvekt	Barn: 15 kg; Voksen 70 kg	Liten
Standardverdien er brukt ved risikovurdering av kjemikalier, og varierer ikke lokalt		

Faktor 28	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
C_{fisk} = miljøgiftkonsentrasjon i fisk (mg/kg vv)	ingen	Stor
Analyser av vevsnivå for eksempel etter retningslinjer gitt av OSPAR		

Faktor 29	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
f_{exp} = fraksjon eksponeringstid for rekreasjon	30d/år	Middels
Lokale verdier må baseres på befolkningsundersøkelse (levekår, rekreasjonsmønster)		

Faktor 30	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_{sed} = inntak av sediment	Barn: $1 \cdot 10^{-3}$ kg t.v./d, Voksen: $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg t.v./d	Liten
Lokal variasjon er neppe av betydning, og supplerende undersøkelser lite nyttig		

Faktor 31	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_{sv} = inntak av sjøvann	Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d	Liten
Lokal variasjon er neppe av betydning, og supplerende undersøkelser lite nyttig		

Vedlegg VIII - Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter

Innhold

1. Bakgrunn og målsetning	67
2. Felt- og prøvetakingsmetoder	68
2.1 Feltarbeid.....	68
2.2 Stasjonsplassering og antall stasjoner	68
2.3 Prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver.....	68
2.4 Prøvetaking for analyse av miljøgifter i biologisk materiale.	70
2.5 Ekstraksjon av porevann for toksisitetstester	70
2.6 Organisk ekstraksjon for DR CALUX testen	70
3. Fysisk-kjemiske analysemetoder	70
3.1 Prøvetaking og gjennomføring av utlekkingsstester.....	71
3.2 Måling av skjærstyrke	71
3.3 Kornfordeling.....	71
3.4 Vanninnhold	71
3.5 Organisk karbon	71
3.6 Redoksforhold.....	72
3.7 Metaller	72
3.7.1 Generelt	72
3.7.2 Kvikksølv (Hg).....	72
3.7.3 Kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As) og krom (Cr)	73
3.7.4 Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn; TBT og trifenylytinn; TFT)	73
3.8 Organiske miljøgifter	73
3.8.1 PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)	73
3.8.2 PCB (polyklorerte bifenyler)	73
3.8.3 DDT	74
3.8.4 Bromorganiske forbindelser (PBDE; HBCDD og TBBPA)	74
3.8.5 Dioksiner og dioksinliknende PCB	74
3.8.6 Heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen.....	74
3.8.7 Klorerte parafiner (C10-C13 kloralkaner og mellomkjedete klorparafiner)	75
3.8.8 Lindan (heksaklorsykloheksan)	75
3.8.9 Oktylfenol, Nonylfenol og Dodecylfenol	75
3.8.10 Dodecylfenol (med isomerer)	75
3.8.11 Klorfenoler (pentaklorfenol)	75

3.8.12	Heksaklorbutadien	75
3.8.13	Triklorbenzen	76
3.8.14	Alaklor	76
3.8.15	Klorfenvinfos	76
3.8.16	Klorpyrifos	76
3.8.17	Endosulfan	76
3.8.18	Triflualin	76
3.8.19	DEHP	76
3.8.20	Perfluoroalkylsubstanser (PFOS og PFOA)	76
3.8.21	Bisfenol A	77
3.8.22	D5 (decamethylcyclopentasiloxane)	77
3.8.23	Triklosan	77
3.8.24	TCEP	77
3.8.25	Diflubenzuron	77
3.8.26	Teflubenzuron	77
3.8.27	Irgarol (Cybutryn)	77
4.	Toksisitetstester	78
4.1	Toksisitet overfor <i>Skeletonema costatum</i>	78
4.2	Toksisitet overfor <i>Tisbe battagliai</i>	78
4.3	Toksisitet overfor larver av <i>Crassostrea gigas</i>	78
4.4	Dioxin Receptor CALUX test	79
4.5	Helsediment-tester	79
4.5.1	Test med <i>Arenicola marina</i>	79
4.5.2	Test med <i>Corophium volutator</i>	80
5.	Bioakkumuleringstest	80
6.	Måling av porevann	81
6.1	Organiske miljøgifter	81
6.2	Metaller	81
7.	Referanser	82
8.	Aktuelle standarder	83

1. Bakgrunn og målsetning

Målsetningen med vedlegget er å beskrive de prøvetakings- og analysemetodene som anbefales brukt for å fremskaffe data som er nødvendig for å kunne gjennomføre en risikovurdering etter Miljødirektoratets veileder. Metodeutvalget er så langt som mulig basert på Norsk Standard. Der Norsk Standard mangler er det lagt vekt på å bruke nasjonale og internasjonale standarder som enten er godkjente eller under utarbeidelse, eller metoder som er innarbeidet i større overvåkingsprogrammer eller som er godt dokumentert i internasjonal faglitteratur. Ved ønske om å bruke alternative metoder til de som er foreslått (se nedenfor), bør disse også følge norske eller internasjonale standarder og oppfylle de samme kravene til nøyaktighet og følsomhet. De anbefalte metodene er i stor grad allerede i bruk i norsk miljøovervåking.

Dokumentet omfatter analyser av de parametere som brukes for gjennomføring av Trinn 1 og 2 i risikovurderingen. Metoder som er aktuelle i et Trinn 3 er ikke utfyllende beskrevet, kun prosedyrer for gjennomføring av test på bioakkumulerbarhet og ekstraksjon av porevann, og forslag til fremgangsmåte for å bedre presisjonen av beregningsverktøyet i forhold til Trinn 2. Dette er fordi Trinn 3 vil måtte tilpasses den enkelte sedimentsituasjonen og metodevalget derfor i prinsippet er fritt. Der Trinn 3 kun omfatter en utvidelse av undersøkelsene som gjøres i Trinn 1 og 2 (flere analyser osv.) kreves imidlertid at man benytter de samme prøvetakings- og analysemetodene.

Både for prøvetaking og analyser er det ofte flere metoder som er i bruk for samme formål. Alternative prøvetakingsmetoder og innsamlingsredskaper vil kunne gi prøver som er ulike både i innhold og kvalitet, og alternative analysemetoder vil kunne variere i presisjon og nøyaktighet. Hvis man skal sammenlikne forskjellige sedimentområder både med hensyn på klassifisering av miljøkvalitet og på miljørisiko bør datagrunnlaget være generert ved bruk av de samme metodene og med samme kvalitetskrav.

I mange tilfeller finnes det flere likeverdige prøvetakings- og analysemetoder som vil kunne gi tilnærmet samme resultat, og det foregår også en kontinuerlig utvikling av både prøvetakingsmetoder og analysemetoder for miljøgifter. Det er derfor ikke et krav at man bruker de metodene som er gitt i dette vedlegget, såfremt laboratoriet kan dokumentere at alternative metoder gir tilfredsstillende nøyaktig resultat med tilfredsstillende følsomhet og presisjon, bla. gjennom interkalibreringer, bruk av sertifisert referansemateriale og andre kvalitetskontrollrutiner. Det legges vekt på at man bruker godt dokumenterte analysemetoder og laboratorier som gjør det godt i interkalibreringer og ringtester og som kan dokumentere resultatene sine på en god måte. Utførende analyselaboratorier bør være akkreditert for de metoder som brukes. Kvalitetskravene er i disse tilfeller nedfelt i akkrediteringen. For enkelte parametere kan det være få laboratorier med akkrediterte metoder. Det er i slike tilfeller viktig at analysene av disse gjennomføres med de samme QA/QS-prinsipper som laboratoriet har for sine akkrediterte analyser.

Dokumentet setter ikke spesifikke krav til kvantifiseringsgrenser for de kjemiske analysene, siden dette ligger implisitt i det at resultatene skal brukes til sammenlikning med de oppgitte grenseverdiene i klassifiserings- og risikosystemet, der overskridelse av tilstandsklassen II bør kunne kvantifiseres.

2. Felt- og prøvetakingsmetoder

2.1 Feltarbeid

Generelle retningslinjer for gjennomføring av feltarbeid i forbindelse med miljøkartlegging er gitt i Norsk Standard NS 9420 (se oversikt over aktuelle standarder i kapittel 8).

2.2 Stasjonsplassering og antall stasjoner

Valg av stasjoner for prøvetaking av sedimenter for risikovurdering skal gjøres i følge Norsk Standard NS-EN ISO 5667-19:2004. Prøvepunkter (stasjoner) skal plasseres slik at de er mest mulig representative for det området som skal vurderes. Dette gjøres skjønnsmessig ut fra den kunnskap man har om området, først og fremst bunntype (hardbunn/sedimenter), topografi og dybdeforhold (fra sjøkart). En forundersøkelse i form av ekkoloddregistrering, sonar, videokamera og eller sedimentprofilkamera kan være nyttig for å avgjøre om området bør deles i delområder som prøvetas hver for seg, og for å bedømme hvor dypt det biologisk aktive laget (bioaktivt lag) strekker seg i sedimentet.

Antallet stasjoner og plassering vil alltid bygge på et visst skjønn. I risikoveilederen kreves minimum 5 stasjoner fra hvert område, der hver stasjon maksimalt skal representere et areal på 10 000 m² (for områder dypere enn 20 m: 40 000 m²). For komplekse områder som må deles i delområder, kan det være nødvendig å øke antallet stasjoner ut over dette. Stasjonsantall og plassering må også sees i sammenheng med om det er finnes tidligere sedimentanalyser fra området som kan inngå i risikovurderingen. Hvis det ikke har skjedd store endringer i et område (tiltak, endringer i utslipp osv.) og så lenge tidligere analyser har tilfredsstillende kvalitet, bør man kunne bruke sedimentdata fra iallfall de siste 10 årene.

NS-EN ISO 5667-19 gir også veiledning med hensyn til behov for parallelle prøver. I risikoveilederen er det anbefalt at man for hver stasjon analyserer en blandprøve av 4 parallelle enkeltprøver (se [kapittel 3.2.1](#)). Man bør også vurdere å oppbevare en delprøve av hver av de parallelle prøvene for eventuelle senere individuelle analyser, blant annet hvis man ønsker informasjon om den flekkvise fordelingen av forurensningen innen stasjonen. For risikovurderingen er det imidlertid gjennomsnittsforskningene på hver stasjon som er av interesse. Det er sjelden at historiske data er tatt på samme måte, dvs. blandprøve av 4 paralleller. Såfremt slike data oppfyller kravene i avsnittet ovenfor, bør de kunne brukes sammen med nye data. Man må imidlertid være oppmerksom på at regnearket legger samme vekt på alle sedimentdata som legges inn, og det sier seg selv at en blandprøve gir et mer representativt bilde av et stasjonsgjennomsnitt enn en enkeltprøve. I en risikovurdering bør man kunne anta at denne forskjellen har liten betydning.

2.3 Prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver

Generelle krav til valg av prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver er gitt i NS-EN ISO 5667. Hvilke prøvetakere som er egnet ved forskjellige typer undersøkelser og sedimentforhold er også angitt her.

Risikoveilederen anbefaler at prøvetakingen dekker de øvre 10 cm. Dette vil i de aller fleste tilfeller omfatte det bioaktive laget, ofte også noe av sedimentet under dette. En standard 0,1 m² van Veen grabb vil samle ned til ca. 10 cm sedimentdyp i et mudderaktig sediment men bare til ca 5 cm i et sandig sediment. På sandig sediment må man derfor bruke kjerne- eller boksprøvetaker for å sikre 10 cm dype prøver.

For sedimenter som skal brukes til helsedimenttest er det viktig at man unngår sedimentlag som inneholder H₂S. Slike anoksiske sedimenter vil likevel ikke inneholde dyr, og miljøgifter herfra forventes derfor ikke å bli spredt videre gjennom næringskjeden.

Et viktig krav er at sedimentprøvene tas med minst mulig forstyrrelse av overflatesjiktet. Dette innebærer at prøvetakeren må være helt åpen (kjerneprøvetaker) eller senkes langsomt (grabb og boksprøvetaker) til den når sedimentet, slik at den ikke genererer en "frontbølge" som blåser vekk overflatesjiktet. Prøvekvalitet kan kontrolleres visuelt når prøven kommer opp. En god prøve bør ha uforstyrret sedimentoverflate og klart vann over prøven.

For bunnområder der det er mye stein i tillegg til finere sedimenter vil prøvetaking fra båt være vanskelig. I slike tilfeller kan prøvetaking ved dykking være fordelaktig siden en dykker kan se og velge ut områder med sediment. Normalt begrenser dette prøvetakingen til områder grunnere enn 30 meter vanddyp. Prøvetakingen gjøres praktisk ved bruk av åpne sylindere av 30 - 50 cm lengde, og diameter rundt 5-10 cm. Sylindrene bør være av klarplast for god kontroll av prøve kvalitet. De presses forsiktig ned i bunnen og lukkes oventil med gummikork før de trekkes opp. Så snart sylindren er fri fra bunnen settes en tilsvarende kork inn nedentil og prøven fraktes til overflaten uten å tippe over.

En blandprøve fra en stasjon lages ved at hver av de 4 enkeltprøvene homogeniseres hvoretter det tas ut lik mengde sediment fra hver prøve til blandprøven. Siden uttaket i noen tilfeller bare er noen gram, er det viktig at homogeniseringen er god.

En blandprøvestørrelse på 0,3 liter vått sediment er tilstrekkelig for det minimum av fysiske og kjemiske analyser som kreves for risikovurdering Trinn 1. For gjennomføring av toksisitetstestene som kreves i Trinn 1 og 2 er det behov for til sammen anslagsvis 10 liter vått sediment.

Prøvene for kjemiske analyser overføres til brente glass med (brent) aluminiumsfolie som foring under lokket. Alternativt kan de pakkes direkte i brent aluminiumsfolie som lagres individuelt i lukkede plastposer. Prøver for toksisitetstester oppbevares i rengjorte plastspann med lokk. Prøvene oppbevares frosset.

Krav til observasjoner og registreringer under feltinnsamlingen er gitt i NS-EN ISO 5667-19.

For enkelte kjemiske stoffer, slik som siloksaner, må man operere med skjerpede krav med tanke på personlige pleieprodukter og andre kontamineringskilder (se f.eks. rutiner ved Miljødirektoratets miljøprøvebank). Også ved opparbeiding av prøver, før analyse, er det viktig med fokus på kontamineringsfare. Alt personell som skal håndtere prøvene (prøvetakere, og analytikere på laboratoriet) må ikke benytte personlige pleieprodukter som kan inneholde de aktuelle kjemikaliene.

2.4 Prøvetaking for analyse av miljøgifter i biologisk materiale.

Uttak av vevsprøver fra fisk gjennomføres i henhold til OSPAR (1999).

2.5 Ekstraksjon av porevann for toksisitetstester

Uttak av porevann bør gjøres innen maksimum 1-2 uker etter innsamling. Det tas ut tilstrekkelig samlet porevannsvolum til å dekke behovet i alle testene i Trinn 1. Porevann ekstraheres fra sedimentene ved at homogenisert sedimentprøve sentrifugeres ved ca. 1000 g i 45 minutter. Supernatanten dekanteres av. Etter henstand i ca. 30 minutter for sedimentering av eventuelle suspenderte partikler suges porevannet av ved hjelp av fullpipette eller lignende og overføres til prøveflasker for videre bruk. Normalt vil det være nødvendig å filtrere porevannet gjennom 0,2 µm før testing for å bli kvitt mikroorganismer som kan påvirke testene, spesielt *Skeletonema*-testen. Hvis testene ikke kan gjennomføres med en gang kan porevannsprøven eventuelt oppbevares frosset ved ca. -20 °C.

Det gjøres en karakterisering av porevannet som grunnlag for å tolke resultatene. Følgende parametere anbefales: pH, salinitet, TOC, DOC, ammoniakk og H₂S, eventuelt også sulfid og næringssalter. Eventuell H₂S i porevannsprøven bør fjernes ved luftbobling før testene.

2.6 Organisk ekstraksjon for DR CALUX testen

Upolare miljøgifter (som løser seg i organisk løsemiddel) ekstraheres fra sedimentene ved Accelerated Solvent Extraction (ASE). Følgende prosedyre anbefales: To ganger 20 g sediment ekstraheres fordelt på 3-4 celler ved temperatur 100 °C og trykk 2000 psi. Ekstraksjonen skjer ved hjelp av sykloheksan og diklormetan (1:1 v/v-forhold) i 3 statiske sykler og aceton og diklormetan (1:1 v/v-forhold) i 1 statisk syklus. Ekstraksjonstiden per syklus er 5 minutter. Tre ml av ekstraktet dampes inn til tørrhet ved hjelp av N₂-gass og innholdet løses i 250 µl ultra ren dimetylsulfoksid (DMSO) ved hjelp av ultralyd. Dersom innholdet ikke blir løst, tilsettes nye 250 µl DMSO og prosessen blir gjentatt. De DMSO-løste ekstraktene benyttes i testen.

3. Fysisk-kjemiske analysemetoder

I det følgende gis eksempler på analysemetoder/prinsipper for aktuelle parametere. Som nevnt, er det ikke et krav at man bruker de metodene som er beskrevet her, såfremt laboratoriet kan dokumentere at alternative metoder gir tilfredsstillende nøyaktig resultat med tilfredsstillende følsomhet og presisjon, bla. gjennom interkalibreringer, bruk av sertifisert referansmateriale og andre kvalitetskontrollrutiner. Det legges vekt på at man bruker godt dokumenterte analysemetoder og laboratorier som gjør det godt i interkalibreringer og ringtester og som kan dokumentere resultatene sine på en god måte. Utførende analyselaboratorier bør være akkreditert for de metoder som brukes. Kvalitetskravene er i disse tilfeller nedfelt i akkrediteringen.

For enkelte parametere kan det være få laboratorier med akkrediterte metoder. Det er i slike tilfeller viktig at analysene av disse gjennomføres med de samme QA/QS-prinsipper som laboratoriet har for sine akkrediterte analyser.

3.1 Prøvetaking og gjennomføring av utlekkings tester

Testen anbefales som mål for potensialet for mobilisering av oppløste miljøgifter i forbindelse med resuspensjon av sedimenter. Prosedyrene er gitt i NS-EN (Norwegian Standard - European Norm) 12457 "Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam".

3.2 Måling av skjærstyrke

Slike målinger er beskrevet i Norsk Standard NS 8015.

3.3 Kornfordeling

Metodikken for bestemmelsen av kornstørrelsesfordelingen er beskrevet i Buchanan (1984). Først utføres en separasjon av sandfraksjonen fra silt og leire ved våtsikting av ubehandlet prøve gjennom en 63 μm sikt. Sandfraksjonen ($> 63 \mu\text{m}$) siktes på nytt i tørr tilstand ved bruk av en serie Wentworth-sikter med maskestørrelser fra 2000 μm til 63 μm (for eksempel størrelsene 2000, 1000, 500, 250, 125 og 63 μm) og hver fraksjon veies. Vekt av samlet fraksjon $< 63 \mu\text{m}$ bestemmes ut i fra tørrvekt etter frysetørring. Dette gir grunnlag for å beregne prosentandelen $< 63 \mu\text{m}$ (silt og leire). Kornfordeling innenfor denne finfraksjonen (2 - 63 μm) kan analyseres på alternative måter. I dag er analyse ved elektronisk partikkeltellere det vanligste.

Vekten av alle fraksjonene bestemmes til nærmeste 0,01 g, og en kumulativ vektprosentfordeling over hele størrelsesspekteret beregnes for hver stasjon. Beregningene benyttes videre for å bestemme median partikkeldiameter og standard avvik, samt skjevhet og kurtosis (hvor smal eller bred fordelingen er) for fordelingen.

3.4 Vanninnhold

Gjøres ved tørking av en veid våt sedimentprøve til full tørrhet ved 105 °C (ca 24 timer), hvoretter prøven veies på nytt. Vanninnhold kan også bestemmes ved frysetørring som i mange tilfeller er et ledd i forbehandlingen før andre analyser.

3.5 Organisk karbon

Uttaket pr prøve er fra 0,5 til 10 mg og innhold av karbonater fjernes ved å tilsette 1 M HCl dråpevis til det slutter å boble. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform. Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes fullstendig i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C i en CHN-analysator. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Forbrenningsgassene

passerer deretter en kromatografisk kolonne, og CO₂-gassen detekteres i en varmetrådsdetektor. Utregning av karboninnholdet gjøres på basis av integrert areal under toppene. Resultatene regnes normalt ut som prosent av tørrvekt sediment.

I mange sammenhenger er gravimetrisk analyse av totalt organisk innhold (glødetap) brukt som et tilnærmet mål for innhold av organisk karbon. Dette er ikke tilfredsstillende som grunnlag for risikoanalysen, siden det er behov for å kunne vurdere gyldigheten av fordelingskoeffisienten K_d opp mot innholdet av organisk karbon, ikke organisk stoff.

3.6 Redoksforhold

Måling av redoksforhold (Eh) i sedimentet kan gjøres med elektroder som føres direkte inn i en uforstyrret sedimentprøve (helst kjerneprøve) uten tilsetning av kjemikalier. En aktuell prosedyre er bl.a. beskrevet i Norsk Standard NS 9410:2007.

3.7 Metaller

3.7.1 Generelt

Prøvene analyseres etter oppslutning med salpetersyre i henhold til Norsk Standard NS 4770. Sedimentet frysetørkes eller tørkes til konstant vekt ved 105 °C, eller ved 40 °C hvis også Hg skal bestemmes. En innveid mengde tørket materiale siktes gjennom en 0,5 mm sikt. Fraksjonen < 0,5 mm oppsluttes med salpetersyre i autoklav i henhold til standarden. Alternativt veies 0,5 - 1,0 g tørket, homogenisert prøve eller ca. 2 g våt prøve inn i en oppslutningsflaske og tilsettes 20 ml 7 mol/l salpetersyre. Flasken lukkes godt og oppsluttes som angitt ovenfor i autoklav. Etter avkjøling fortynnes prøven direkte i flaskene ved å tilsette 80 ml avionisert vann, blandes og henses til uløst materiale bunnfeller. Analysen utføres på den klare væskefasen. Selve bestemmelsen utføres med ICP-AES, ICP-MS, FIMS (Hg) eller med atomabsorpsjon grafittovn.

3.7.2 Kvikksølv (Hg)

Denne metoden, kalddampeteknikk, er basert på Norsk Standard NS 4768, som er sammenlignbar med Norsk Standard NS-EN 1483. Prøver som ikke kan analyseres med en gang, må fryses eller frysetørres umiddelbart etter ankomst.

Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Et reduksjonsmiddel (tinnklorid - SnCl₂ eller natriumborhydrid - NaBH₄) blandes med prøven og omformer det ioniske kvikksølvet til metallisk kvikksølv (Hg). Kvikksølvdampen ledes inn i spektrofotometer der kvikksølv kvantifiseres ut fra absorbans ved 253,7 nm. En fordel med denne teknikken er at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale.

En alternativ metode er at man etter reduksjonstrinnet med tinnklorid eller natriumborhydrid fører kvikksølvdampen inn i et atomfluorescensspektrometer. Kvikksølvatomene blir eksitert ved stråling med bølglengde omkring 254 nm, og kvantifiseres på basis av intensiteten i fluorescensutstrålingen.

3.7.3 Kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As) og krom (Cr)

Prøver tilsettes suprapure salpetersyre og oppsluttes ved høyt trykk og temperatur i en mikrobølgebasert oppslutningsenhet (UltraClave). UltraClave har ett reaksjonskammer, noe som sikrer at alle prøvene oppsluttes ved nøyaktig samme temperatur. I tillegg er det lite prøvehåndtering, noe som minimerer faren for kontaminering.

Konsentrasjoner av metallene kan bestemmes ved bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer (ICP-MS).

Det foreligger også en metode for analyse av metaller vha. ICP-AES, basert på Norsk Standard NS-EN ISO 11885.

3.7.4 Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn; TBT og trifenyлтinn; TFT)

Analysen gjøres etter Norsk Standard, NS-EN ISO 17353. Denne metoden er basert på at tinnorganiske forbindelser i vann blir alkylert med natrium tetraetylborat og ekstrahert med heksan. Ekstraktet renses med silika. Etter oppkonsentrering separeres tetrasubstituerte organiske tinnforbindelser ved kapillær GC-MS, flammefotometrisk deteksjon (FPD) eller atomemisjons deteksjon (AED). Konsentrasjonen av butyl- og fenyl-tinnforbindelser bestemmes ved kalibrering av hele prosedyren med en intern standardblanding. Konsentrasjonene skal oppgis som µg/kg tørrvekt, ikke som µg Sn/kg tørrvekt (altså konsentrasjon av forbindelse, ikke konsentrasjon av tinn), for å kunne brukes i risiko- og klassifiseringssammenheng.

3.8 Organiske miljøgifter

3.8.1 PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)

Risikovurdering og miljøkvalitetsklassifisering baserer seg på analyse av de 16 forbindelsene som omfattes av US EPAs liste over prioriterte PAH-forbindelser (PAH₁₆). Konsentrasjonen skal oppgis for hver enkeltforbindelse (naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenso(ah)antracen, benzo(g,h,i)perylene) samt som summen av enkeltforbindelsene. Ved summering for klassifisering skal konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen regnes som 0. Metoden er dekket av Norsk Standard NS 9815. Prøvene tilsettes intern standard, fortrinnsvis i mengde som tilsvarer det som forventes i prøven og ekstraheres med organisk løsemiddel. Ekstraksjon i soxhlet utføres kun på frysetørket materiale og med diklormetan. Alternativt utføres ekstraksjon ved bruk av ASE 200 som brukes både på vått og tørt materiale. Ved ekstraksjon av våte prøver utføres tørrstoffbestemmelse på en delprøve. Alle ekstrakter renses for interfererende stoffer på GPC. Etter rensing analyseres ekstraktet ved bruk av GC/MSD. Kvantifisering utføres ved hjelp av eksternt og intern standard. Metoden er basert på GC-FID og er mindre egnet hvis prøven inneholder store mengder mineraloljer.

3.8.2 PCB (polyklorerte bifenyler)

Risikovurdering og miljøkvalitetsklassifisering baserer seg som minimum på analyse av de 7 kongenerene (PCBer 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) som normalt betraktes som mest miljøbetenkelige (PCB₇). Konsentrasjon av både enkeltkongenerene og summen av disse skal oppgis. Ved summering for klassifisering skal konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen regnes som 0.

Prøvene til PCB-analyse tilsettes interne standarder og ekstraheres med organiske løsemidler. Opparbeiding av prøvene, ekstraksjon og rensing av ekstrakt kan gjennomføres felles for PAH og PCB. Ekstraktene analyseres ved bruk av GC/ECD. Kvantifisering utføres ved bruk av intern og ekstern standard.

3.8.3 DDT

Denne og tilsvarende forbindelser ekstraheres og bestemmes sammen med PCB.

3.8.4 Bromorganiske forbindelser (PBDE; HBCDD og TBBPA)

Gjøres ifølge internasjonal standard ISO 22032. Standarden omfatter bestemmelse av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i sediment og slam ved hjelp av GC-MS i "electron impact" (EI) eller "negative ion chemical ionisation" (NCI) modus. Ved å benytte GC-EI-MS kan metoden brukes til å bestemme konsentrasjoner i området 0,05 - 25 µg/kg av tetra- og oktabromkongenerer, og 0,3 - 100 µg/kg av dekabromdifenyleter. Omtrent ti ganger lavere konsentrasjoner kan kvantifiseres når man benytter GC-NCI-MS.

Bromerte difenyletere ekstraheres fra den tørkede prøven ved hjelp av et organisk løsningsmiddel, for eksempel toluen eller blanding av aceton og heksan. Ekstraktet renses, for eksempel ved preparativ multilag silikagelkromatografi. Ekstraktet oppkonsentreres før analyse ved GC-EI-MS eller GC-NCI-MS. Konsentrasjonene bestemmes ved bruk av intern standard.

HBCDD kan analyseres ved at prøver tilsettes isotopmerket HBCDD-standard for kvantifisering. Deretter ekstraheres prøvene med organiske løsemidler under nitrogenstrøm, etterfulgt a opprensingsprosedyrer ved bruk av konsentrert svovelsyre og silika-kolonne for å fjerne fett og andre interferenser. Kvantifisering kan gjøres vha LC-ToF eller LC-QToF. HBCDD konsentrasjon som brukes for risikovurdering er den summ av alle isomere (α -HBCD, β -HBCD, γ -HBCD og andre).

TBBPA kan eventuelt analyseres sammen med bisfenol A. Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete fenoler som brukes i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene blir konsentrert under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre på en SPE-kolonne for å fjerne interferenser før analyse. Etter eluering fra SPE-kolonnen blir ekstraktene ytterligere konsentrert under nitrogen før de analyseres. Prøver kan analyseres med LC-QToF, eller LC-ToF. Bruk av høyopløsende massespektrometri gir best følsomhet samt en veldig liten fare for feilidentifisering pga. interferende forbindelser.

3.8.5 Dioksiner og dioksinliknende PCB

PCDF/PCDD og non-*ortho* PCB analyseres etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al (1993), Oehme et al (1994) og Schlabach et al (1995). Metoden går i korthet ut på å homogenisere prøvene i Na₂SO₄ før ekstraksjon ved direkte eluering med sykloheksan og diklormetan. ¹³C-merkede 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF tilføres som intern standard og prøvene renses vha. et multikolonnensystem med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så ved GC/MS. Resultatene oppgis som toksisitetsekvivalenter i henhold til WHO 2005 (Van den Berg et al. 2005).

3.8.6 Heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen

Disse forbindelsene ekstraheres sammen med PCB og bestemmes sammen med disse.

3.8.7 Klorerte parafiner (C10-C13 kloralkaner og mellomkjedete klorparafiner)

Sedimentprøven bør som regel tørkes før ekstraksjon, hvis ikke så må det tas av en homogen alikvot for en separat tørrvektsbestemmelse. I mangel av ¹³C-merkete forbindelser av klorerte parafiner tilsettes en ¹³C-merkete PCB-blanding som intern standard ved kvantifiseringen. Sedimentprøven soxhlet-ekstraheres først med aceton, så med sykloheksan. Etter ekstraksjon oppkonsentreres prøvene, behandles med konsentrert svovelsyre og gjennomgår en opprensning via en silika-kolonne. Før analyse med GC/MS tilsettes en gjenvinningsstandard. Bestemmelse utføres ved hjelp av gasskromatografi kombinert med henholdsvis høyoppløsende negative ionekjemisk ionisasjons-massespektrometri (GC/HRMS-NCI).

3.8.8 Lindan (heksaklorsykloheksan)

Denne forbindelsen kan ekstraheres og bestemmes sammen med PCB og rapporteres som ΣHCH (Σα-, β-, δ-, ε-, γ -HCH).

3.8.9 Oktylfenol, Nonylfenol og Dodecylfenol

Metoden er beskrevet av Meier et al. (2005). Prøven tilsettes intern standard (deutererte alkylfenoler), homogeniseres, ekstraheres med diklormetan og renses opp med GPC. Fenoler omgjøres til pentafluorbenzyl-derivater og ekstraheres ved GC/MS.

Alternativt kan alkylfenoler analyseres med andre fenoliske forbindelser (bisfenol A og/eller tetrabrom bisfenol A), hvor prøvene innledningsvis tilsettes en blanding av isotop-merkede fenol-standarder for kvantifisering. Deretter ekstraheres prøvene med organiske løsemidler og oppkonsentreres under nitrogen-strøm. Etter opprensning på SPE-kolonne analyseres prøvene vha. LC-QTOF.

3.8.10 Dodecylfenol (med isomerer)

Prøvene ekstraheres vha. løsemidelestraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensning for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.11 Klorfenoler (pentaklorfenol)

Klorfenoler ekstraheres fra sedimenter ved væske-væske ekstraksjon av den protonerte formen etter surgjøring, eller som det tilsvarende fenolationet i en alkalisk bufferløsning. Ekstraksjon med metanolisk alkali er mye brukt, selv om også andre løsningsmidler kan benyttes likeverdig. Ved bruk av gasskromatografi må de fenoliske forbindelsene først derivatiseres i alkalisk vandig løsning. Ved bruk av HPLC til kvantifiseringen er det ikke nødvendig med noen derivatisering.

3.8.12 Heksaklorbutadien

Prøvene ekstraheres vha. løsemidelestraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensning for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.13 Triklorbenzen

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.14 Alaklor

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.15 Klorfeninfos

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.16 Klorpyrifos

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.17 Endosulfan

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.18 Triflualin

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.19 DEHP

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.20 Perfluoroalkylsubstanser (PFOS og PFOA)

Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete PFAS. Prøvene ekstraheres med organiske løsemidler. Det benyttes buffere for pH kontroll. Ekstraktene renses ved hjelp av fastfase ekstraksjon (SPE). Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen før de analyseres. PFOS analyseres ved hjelp av LC/MS/MS (ESI negativ mode), eventuelt LCqTOF-MS.

3.8.21 Bisfenol A

Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete fenoler som brukes i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene blir konsentrert under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre på en SPE-kolonne for å fjerne interferenser før analyse. Etter eluering fra SPE kolonnen blir ekstraktene ytterligere konsentrert under nitrogen før de analyseres. Prøver kan analyseres med GC-MS, LC-QToF, eller LC-ToF. Bruk av høyopløsende massespektrometri gir best følsomhet samt en veldig liten fare for feilidentifisering pga. interfererende forbindelser.

3.8.22 D5 (decamethylcyclopentasiloxane)

Ekstraksjon og kvantifisering av siloksaner kan gjøres basert på væske/væske-ekstraksjon, i tillegg til headspace ekstraksjonsteknikker. Analyse av siloksaner kan utføres ved hjelp av gasskromatografi med massespektrometrisk deteksjon (GC-MS). Det gjøres igjen oppmerksom på den store kontamineringsfaren ved håndtering av prøver for siloksananalyse.

3.8.23 Triklosan

Prøver ekstraheres med organiske løsemidler og renses for å fjerne interferenser før gjentatt oppkonsentrering av ekstraktet. Deretter byttes det til metanol/vann. Ekstraherte prøver analyseres med LC/MS/MS.

3.8.24 TCEP

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.25 Diflubenzuron

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.26 Teflubenzuron

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.27 Irgarol (Cybutryn)

Før ekstraksjon tilsettes det intern standard til bruk i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene konsentreres under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre med fastfase ekstraksjons-kolonner for å fjerne interferenser før analyse. Irgarol kan kvantifiseres på LC/MS/MS.

4. Toksisitetstester

De fleste av testene anvender på en eller annen måte rent sjøvann. Det settes ikke spesifikke krav til sjøvannskvaliteten i dette dokumentet. Det forutsettes at laboratoriet kan dokumentere at sjøvannskvaliteten er under kontroll og tilfredsstillende de krav som er nødvendig for ikke å påvirke resultatene.

4.1 Toksisitet overfor *Skeletonema costatum*

Toksisitetstesten utføres i henhold til den internasjonale standarden ISO 10253. Porevannet (se ekstraksjon kapittel 2.5) tilsettes konsentrerte stamløsninger av næringsalter og fortynnes i rent sjøvann med de samme næringsalttilsetningene til ulike konsentrasjoner i området 10-100 % eller hvis nødvendig lavere. Kontroller i rent sjøvannmedium inngår også i oppsettet. Løsningene podes med alger fra en eksponensielt voksende kultur av *Skeletonema costatum* og inkuberes i konstant lys ved ca. 20 °C. Algenes vekst registreres ved telling eller andre indirekte målemetoder i 3 døgn og veksthastigheten beregnes. Veksthemming i de ulike kulturene beregnes som reduksjonen i veksthastighet i forhold til kontrollkulturene. Veksthemmingen plottes mot konsentrasjonen av porevann, og konsentrasjonen som gir 50 % veksthemming (EC₅₀) bestemmes. Dersom veksthemmingen fra uforynnnet porevann er < 50 % ansees risikoen for ubetydelig. Fra EC50 beregnes TU=100/EC50 for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten. Testen utføres med minst tre replikater for hver konsentrasjon av porevann.

4.2 Toksisitet overfor *Tisbe battagliai*

Toksisitetstesten utføres i henhold til ISO (1999). Water Quality - Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea) International Standard, ISO 14669. Standarden beskriver bestemmelse av akutt toksisitet overfor en av tre angitte arter av marine hoppekreps. For porevannstesten er copepoditt-stadiet av arten *Tisbe battagliai* anbefalt. Forsøksdyrene eksponeres for en fortyningsserie av porevann med filtrert sjøvann ved 20 °C og vekslende lys/mørke. Prosent dødelighet registreres etter 24 og 48 timer som grunnlag for å beregne 24 t LC50 og 48 t LC50. TU beregnes som 100/LC50. Et krav til gyldig test er at dødeligheten i kontrollsituasjonen (rent sjøvann) ikke er over 10 %.

4.3 Toksisitet overfor larver av *Crassostrea gigas*

Toksisitetstesten er basert på følgende standarder:

- Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1055 Bivalve Acute Toxicity Test (Embryo-Larval). EPA712-C-96-160 April 1996
http://www.epa.gov/ocspp/pubs/frs/publications/OPPTS_Harmonized/850_Ecological_Effects_Test_Guidelines/Drafts/850-1055.pdf
- ASTM (2004) [ASTM E724 - 98\(2004\) Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests Starting with Embryos of Four Species of Saltwater Bivalve Molluscs](http://www.astm.org/Standards/E724.htm)
<http://www.astm.org/Standards/E724.htm>

Testen måler akutt toksisitet av porevannet (48 t EC50) overfor utvikling av larver fra Stillehavsstøsters *Crassostrea gigas*. Denne arten har nå etablert seg også i Norge. Larvene produseres direkte for selve testen fra voksne hanner og hunner som stimuleres til gyting ved heving av temperaturen. Suspensjoner av egg og spermier blandes og suspensjonen av befruktede egg holdes ved 20 °C til de brukes. Suspensjonen tilsettes en fortyningsserie av porevannet med filtrert sjøvann og etter 48 timer tas prøver ut og fikseres. Normalt og unormalt utviklede larver identifiseres og telles i mikroskop. Prosent unormalt utviklede larver brukes for beregning av EC50. TU beregnes som 100/LC50. Et krav til gyldig test er at dødeligheten i kontrollsituasjonen (rent sjøvann) ikke er over 30 %.

4.4 Dioxin Receptor CALUX test

DR-CALUX-testen er en rapport-gen test som indikerer aktivering av AhR (aryl- hydrokarbon-reseptoren) som følge av binding til dioksinlignende stoffer (plane PCBer og dioksiner). Det dannede komplekset påvirker DNA i cellekjernen. Analysen konverterer denne påvirkningen til en proporsjonal produksjon av enzymet luciferase som måles i et luminometer gjennom lysutsendelse etter tilsetning av substratet luciferin. I testen benyttes en spesiell cellelinje (DR-CALUX celler) som er kommersielt tilgjengelig. Resultatet av testen angis som TCDD-ekvivalenter. For ytterligere informasjon om DR-CALUX testen henvises til <http://www.biodetectionsystems.com>

4.5 Helsediment-tester

Testene er ikke beskrevet i norsk eller internasjonal standard. I begge testene måles atferd og overlevelse av testorganismen i direkte kontakt med det aktuelle sedimentet. En dødelighet på over 20 % regnes som signifikant og brukes i Trinn 2 som grenseverdi for uakseptabel økologisk risiko.

4.5.1 Test med *Arenicola marina*

Arenicola marina (fjæremark) er børstemark som lever nedgravd i sedimentet og finnes fra fjæra og ned til 20 meter. Der ligger de i U-formede, slamkledde rør. De spiser løst organisk materiale og store mengder passerer tarmen daglig. Det ufordøyde materialet kan ses på toppen av sedimentet som små "spagettlignende" hauger. Arten er utbredt langs hele norskekysten og finnes fra Middelhavet til Arktis.

De aktuelle sedimentene homogeniseres for eksempel hjelp av en elektrisk drill påmontert en malingblander (kun til sediment-bruk). Prøver av helsedimentet fordeles i minst 7 cm tykkelse i 3 replikate kar (små kvadratiske, av plast). Et rent "referanse-sediment" benyttes som kontroll. Rent sjøvann tilsettes til minst 12 cm fra bunnen av karene. Oksygenforsyning besørages ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). Fjæremarken tilsettes karene påfølgende døgn, 5 individer i hvert akvarium. Forsøksdyrenes atferd og aktivitet observeres i løpet av forsøket ved å registrere antall dyr som ikke graver seg ned i sedimentet samt volumet av "ekskrement-hauger" på sedimentoverflaten. Ekskrementmengden i testakvariene klassifiseres i forhold til ekskrementmengden i kontrollsedimentet etter en enkel semikvantitativ skala: 2: lik kontrollen, 1: klart mindre enn kontrollen og 3: ingen ekskrementer. Eksponeringen avsluttes etter 10 dager. Individuelle mark siles forsiktig fra sedimentet og antall levende og døde individer registreres.

4.5.2 Test med *Corophium volutator*

Corophium sp. er små krepsdyr (amfipoder) som lever i rør i sedimentet, ofte i store tettheter. Ved hjelp av egne ekskrementer former den U-rør i sanden. Ved fjære trekker den ned i røret, og åpningen kan ofte ses på overflaten av sedimentet. *Corophium* sp. finnes fra Middelhavet til norskekysten.

De aktuelle sedimentene homogeniseres som i *Arenicola*-testen. Deretter overføres 250-300 ml prøver til 3 replikate begerglass for hvert sediment. Rent sjøvann tilsettes til et totalvolum på 800 ml. Oksygenforsyning blir besørget ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). 20 individer av amfipodene tilsettes i hvert begerglass påfølgende døgn. Tidspunkt for tilsetning av *Corophium* noteres for hvert begerglass. Amfipodenes evne til å grave seg ned registreres ved å observere antall individer på sedimentoverflaten og i vannsøylen etter 1 dag. Eksponeringen avsluttes etter 10 dager, og antall individer på sedimentoverflaten og i vannsøylen registreres. Individuelle *Corophium* siles forsiktig fra sedimentet/vannet og antallet levende og døde registreres.

5. Bioakkumuleringstest

Det er mest hensiktsmessig å estimere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering av spesifikke miljøgifter i sedimentlevende organismer.

Målingene gjøres i et standardisert testsystem for testing av biotilgjengeligheten av miljøgifter i marine sedimenter. Testsystemet er utviklet av US EPA (Lee et al. 1991) og tilpasset norske forhold (Hylland, 1996). Eksempler på bruk er gitt av Knutzen et al. (1995), Skei og Andersen, (1996), Johnsen et al. (1996), Skei et al. (2002) og Schaanning et al. (2002). To bunndyrarter, flerbørstemarken *Hediste diversicolor* og nettsnegl *Hinia reticulata* brukes. Begge artene er meget vanlige på grunt vann langs norskekysten og er tolerante overfor lave saltholdigheter. Ingen av artene lever direkte av sediment. *H. diversicolor* lever trolig hovedsakelig av mindre organismer. *H. reticulata* er åtseleter og rovdyr, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale fra sediment. Årsaken til at det benyttes to organismer er at det kan være til dels store artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter. Børstemark og bløtdyr representerer to viktige grupper i marine sedimentsystemer.

Forsøket utføres i glassakvarier med ca. 300 cm² bunnareal. De aktuelle sedimentene homogeniseres med hjelp av en elektrisk drill påmontert en malingblander (kun til sediment-bruk). Ca. 1,2 liter sediment tilsettes hvert av akvariene (3 akvarier per sediment/stasjon). Prøver av sedimentene blir samtidig tatt ut til kjemisk analyse. Akvariene plasseres i temperaturregulert vannbad og tilføres rent sjøvann over sedimentet. Vannfasen blir kontinuerlig skiftet ut gjennom forsøket. 20 børstemark og 10 snegl settes til i hvert akvarium. Etter 30 dagers eksponering siles dyrene ut og børstemarkene oppbevares i et begerglass med rent sjøvann i 6-12 timer for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen. Sneglene blir tatt ut av skallet ved hjelp av en nøtteknekker. Erfaring tilsier at det ikke er behov for at nettsnegl går seg tomme for tarminnhold (de spiser ikke sedimentpartikler). Deretter blir alle dyrene fordelt på prøveglass og oppbevares frosset før analyse. Kjemiske analyser av organismene blir utført etter standard prosedyre for analyse av biologisk materiale.

6. Måling av porevann

Erfaring tilsier at K_d -verdiene kan variere veldig mye i sediment med gammel forurensning eller der forurensningen er sterkt bundet til kullholdig partikulært materiale eller sotkarbon (opptil en faktor 100 eller mer). Istedenfor å bruke standard K_d -verdier kan det derfor være hensiktsmessig å bestemme fordelingskoeffisienter ved å måle porevannskonsentrasjon og beregne K_d -verdien, basert på fordeling mellom konsentrasjon av forurensning i sediment og vann:

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

6.1 Organiske miljøgifter

Vanligvis er porevannskonsentrasjonen for organiske miljøgifter målt ved å bruke en langtids ristetest, hvor sediment og vann blandes godt og ristes til likevekt er oppnådd mellom sediment- og vannfasen. Deretter måles konsentrasjonen i vannfasen. En ulempe med denne metoden er at det kreves relativt store mengder sediment for å oppnå en porevannskonsentrasjon over deteksjonsgrensen, i tillegg kan det være vanskelig å fjerne kolloidal partikler som dermed gir en tilsynelatende høyere porevannskonsentrasjon. Et alternativ er å blande et tredje faststoff inn i sediment/vann-blandingen, som også oppnår likevekt i forhold til sediment- og vannfasen. Aktuelle stoffer for fastfase ekstraksjon av PAH, PCBs, dioksiner og PBDE, og som er godt dokumentert i litteraturen er LPDE (low density polyethylene), POM (polyoxymethylene) og SPME (solid-phase micro-extraction) (fibre laget av polydimethylsiloxane - PDMS). Løste konsentrasjoner av organiske miljøgifter beregnes fra mengde stoff som er tatt opp i fastfasepolymeren og etablerte fordelingskoeffisienter mellom polymeren og vann:

$$C_{pv} = \frac{C_{polymer}}{K_{polymer}}$$

Fordelene med slike polymer baserte ekstraksjonsmetoder, er at de gir ingen sorpsjon til løst organiske karbon eller sotkarbon, samt at man kan måle lave porevannkonsentrasjoner. Fordelingskoeffisienten $K_{polymer}$ er både avhengig av hvilket stoff man ønsker å måle og type polymer man bruker.

6.2 Metaller

For uorganiske miljøgifter er variasjon i K_d -verdiene forårsaket av sedimentets egenskaper, pH, redoksforholdene, samt ligandkonsentrasjoner, som SO_4^{2-} , Cl^- , S^{2-} eller løst organisk karbon (DOM). Også andre kationer som Ca^{2+} eller Mg^{2+} vil påvirke K_d . Derfor er det svært vanskelig å måle porevannskonsentrasjon av metaller i en ristetest med blanding av vann og sediment uten å endre de naturlige sedimentforholdene. En fordel med analyse av tungmetaller er at det kreves relativt lite vann, slik at det er mulig å få tilstrekkelig stor vannprøve ved å sentrifugere sedimentprøven. Rene plastflasker fylles med sediment umiddelbart etter prøvetakingen og sentrifugeres. Vannfasen tas av og tilsettes syre og er deretter klar for analyse.

7. Referanser

- Boudreau, B. D. og Jørgensen, B.B. (2001). The benthic boundary layer Transport Processes and Biogeochemistry. Oxford University Press. Oxford.
- Buchanan, J.B., 1984. Sediment analysis. In: Holme, N.S. & A.D. McIntyre (Eds.) "Methods for the study of marine benthos". Second edition. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publications. Oxford, U.K. pp. 41-65.
- Hylland, K. 1996. Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment - etablering av et testsystem. NIVA-rapport 3537.
- Johnsen, T. M., Schaanning, M., Hylland, K. 1996. Kobberbelastning i forbindelse med vasking og impregnering av fiskenøter. NIVA-rapport lnr 3483.
- Knutzen, J., Skei, J., Johnsen, T. M., Hylland, K., Klungsøyr, J., Schlabach, M. 1995. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport lnr 3351.
- Lee, H., Boese, B.L., Pelletier, J., Winsor, M., Specht, D. T., Randall, R.C. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- Meier, K., Klungsøyr, J., Boitsom, S., Eide, T., og S. Svardal. 2005. Gas chromatography - mass spectrometry analysis of alkylphenols in cod (*Gadus morhua*) as pentafluorobenzoate derivatives. J Chromatogr A 1062: 255-268.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalenes in cod liver samples from Norway. Organohalogen Compounds 24:489-492.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.
- Skei, J., Andersen, L. 1996. Nedbryting av DDT i sedimenter og bioakkumulering i sedimentlevende dyr. NIVA-rapport lnr 3531.
- Skei, J., Olsgard, F., Ruus, A., Oug, E., Rygg, B. 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden. Miljødirektorat-rapport TA-nr 1864/2002. 106 s.
- Tollefsen, K.-E., Mathisen, R., Stenersen, J. 2003. Induction of vitellogenin synthesis in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) hepatocyte culture: A sensitive in vitro bioassay for the oestrogenic and anti-oestrogenic activity of chemicals. *Biomarkers* 8:394-407.

Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley F, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE. 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds, *Toxicol. Sci.* 93:223-241.

8. Aktuelle standarder

Norsk Standard NS-EN 1483. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 4764. Vannundersøkelse. Tørrstoff og gløderest i vannslam og sedimenter. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 4770. Vannundersøkelse. Bestemmelse av metaller ved atomabsorpsjonspektrofotometri i flamme. Generelle prinsipper og retningslinjer. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 5667-19:2004. Water quality - sampling - Part 19: Guidance on sampling in marine sediments (erstatte NS 9422)

Norsk Standard NS 8015 Geoteknisk prøving. Laboratoriemetoder. Bestemmelse av udrenert skjærstyrke ved konusprøving. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 9410:2007. Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine matfiskanlegg. Standard Norge.

Norsk Standard NS 9420. retningslinjer for feltarbeid i forbindelse med miljøovervåking og -kartlegging. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 9423. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna i marint miljø. Norges Standardiseringsforbund. (Erstattet av NS-EN ISO 16665 i februar 2006).

Norsk Standard NS 9815. Gasskromatografisk analyse for bestemmelse av PAH. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 11885. Water quality. Determination of 33 elements by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. International Organization for Standardization 11885:1998.

Norsk Standard NS-EN 12457 Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 16665. Water Quality - Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna. International Organization for Standardization 16665:2005.

Norsk Standard NS-EN ISO 17353 Bestemmelse av utvalgte organiske tinnforbindelser -
Gasskromatografisk metode. International Organization for Standardization 17353:2004.

OSPAR 1999. JAMP Guidelines for monitoring contaminants in biota. OSPAR Ref 1999/2.

ISO 10253. Water Quality - Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and
Phaeodactylum tricornutum. International Organization for Standardization 10253:2006.

ISO 22032. Determination of selected polybrominated diphenyl ethers in sediment and sewage
sludge - Method using extraction and gas chromatography/mass spectrometry.
International Organization for Standardization 22032:2006.

Vedlegg IX - Transport som følge av skipsoppvirvling

Innhold

1. Bakgrunn	86
2. Generelt om erosjon av sedimenter.....	86
3. Oppvirvling fra skipstrafikk	89
3.1 Modellering av vannstrøm ved propellfremdrift	89
3.2 Vannjet.....	90
3.3 Strømhastigheter generert av propelldrevne skip	91
3.4 Erfaringer fra feltstudier.....	94
3.5 Modelleringen versus feltstudier i Sandefjord	94
3.5.1 Beregninger basert på feltstudiene i Sandefjord.....	94
3.5.2 Beregninger basert på modellbetraktningene	95
3.5.3 Sammenlikning av beregningsmåtene	96
4. Beregningsverktøy og sjablongverdier	96
5. Konklusjoner og anbefalinger	98
6. Referanser	99

1. Bakgrunn

En av spredningsveiene for miljøgifter fra sedimenter er oppvirvling fra skipstrafikk. Felt observasjoner har vist at mengde sediment som virvles opp varierer mye og er lite forutsigbart. Denne utredningen gir et estimat av oppvirvling ved å benytte erfaringer fra feltundersøkelser samt litteraturstudier

Av litteraturstudier er mye samlet i Bjerknes (2002). Det foreligger mye litteratur fra flere tiår tilbake når det gjelder erosjon av sandige ikke-kohesive sedimenter. Materialet som omfatter kohesive, leirige sedimenter er mye mindre omfattende.

Hovedspørsmålet som søkes belyst i denne utredningen er hvilke strømhastigheter som genereres av skip som legger til og fra kai og i hvilken grad vil disse strømhastighetene kunne gi oppvirvling av bunnsedimentene. Videre hvilken betydning har vanddyp, sedimentbeskaffenhet og skipsstørrelse for oppvirvling.

2. Generelt om erosjon av sedimenter

Erosjon av bunnsedimenter oppstår når kraften (skjærspenningen) i overliggende vannmasser (løft og drag) er større enn motstanden i sedimentene som skyldes vekten av sedimentkornene og friksjon (van Rijn 1993).

Når partikler begynner å virvles opp fra sedimentoverflaten har skjærspenningen nådd en terskelverdi, kjent som "kritisk skjærspenning". Skjærspenningen τ (kraft/areal) uttrykkes ofte ved friksjonshastighet U_* (lengde/tidsenhet). Sammenhengen mellom skjærspenning og friksjonshastighet kan uttrykkes som:

$$U_*^2 = \frac{\tau}{\rho},$$

hvor ρ er vannets tetthet.

Bølger og turbulent strøm (ofte skipsgenerert) forårsaker skjærspenninger ved sedimentoverflaten og er de dominerende kreftene som gir erosjon. Steds spesifikke sedimentkarakteristika som partikkelstørrelsesfordeling, partikkeltetthet, kohesivitet, vanninnhold og biologisk aktivitet kontrollerer motstanden mot erosjon. Disse karakteristika har betydning for friksjonen mot bunnen som igjen skaper turbulens. Sammenhengen mellom skjærspenning og strømhastighet U ved turbulent strøm kan uttrykkes:

$$\tau_0 = \rho \cdot c \cdot U^2$$

Koeffisienten c er en funksjon av avstand z til sedimentoverflaten og ujevnheter eller ruheten i sedimentoverflaten.

$$c = \left(\frac{\kappa}{\ln(z/z_0)} \right)^2$$

κ er von Karmans konstant (0,4) og z_0 er et mål på ruheten, empirisk bestemt til $z_0 = D/30$ hvor D er typisk størrelse på ujevnheter som eks. formasjoner i overflaten eller partikkeldiameter (Bjerkeng 2002).

De fleste erosjonsstudier tar for seg ikke-kohesive (sandige) sedimenter, hvor sedimentene opptrer som enkeltkorn. Kritiske strømhastigheter for slike sedimenter er gjengitt i Tabell IX.1 etter Bjerkeng (2002).

Tabell IX.1. Sammenhengen mellom økende partikkelstørrelse (D) og kritisk hastighet (U_c) og skjærspenning (τ_c) for partikler med tetthet 2.6 ganger vannets tetthet (etter Bjerkeng 2002).

D μm	U_c m/s	τ_c Pa
0.5	0.004	0.01
2	0.005	0.02
15	0.007	0.05
62.5	0.010	0.09
300	0.013	0.17
<300	0.014	0.19
750	0.019	0.37
3 000	0.048	2.3
7 000	0.083	6.8
7 000	0.082	6.8
30 000	0.171	29.1
100 000	0.312	97

Sedimentene i norske fjorder og havner er imidlertid i de fleste tilfeller kohesive, dvs. sedimentpartiklene opptrer ikke som individuelle partikler, men kleber seg sammen og danner aggregater eller fnokker på grunn av de elektrokjemisk frastøtende og tiltrekkende kreftene som opptrer mellom partiklene. Naturlige sedimenter i norske fjorder og havner består som oftest av en blanding av leire, fin silt og sand. Kohesjon begynner å gjøre seg gjeldende når et sediment inneholder mer enn 5 - 10 % leire (vekt %) (Dyer 1986).

De sterke bindingene i kohesive sedimenter gjør at sedimentkornene ikke eroderes på samme måten som ikke-kohesive (sand) sedimenter. Erosjonen av kohesive sedimenter beskrives gjerne som to hovedtyper: Type I overflateerosjon og Type II masseerosjon (Mehta et al 1982). Type I erosjon forekommer når kritisk skjærspenning øker nedover i sedimentet som følge av konsolidering. Ved Type I erosjon er erosjonsraten høy i starten og avtar etter hvert. Type II erosjon kan også være høy i starten, men avtar ikke etter hvert, sedimentene fortsetter å eroderes. Dette skjer når skjærspenningen overskrider kritisk skjærspenning betydelig (Paterson & Black 1999).

Fra eksperimentelle erosjonsstudier med kohesive sedimenter er det ved de helt lave strømhastighetene observert at aggregater forsiktig blir løftet opp fra bunnen, De danner tynt, nærmest "tåkeaktig" lag (fluff-laget), men de blir ikke transportert bort (Lintern et al 2002). Etter hvert som strømhastigheten øker, øker størrelsen på aggregatene som løftes. Ved kritisk hastighet løsner lag av sedimentene. Hvis hastigheten øker ytterligere blir overflaten flytende og lag av sedimentene fortsetter å eroderes. Ved svært høye hastigheter kollapser overflaten og erosjonen går flere cm dypt. Dette forløpet har også vært observert under forsøk med sedimenter fra Oslo Havn (upubliserte data og observasjoner fra erosjonsforsøk ved NIVAs Marin forskningsstasjon Solbergstrand 2002).

I litteraturen anslås kritisk strømhastighet for fluff-laget i overflatesedimenter til 0,5 cm/s (Ziervogel og Bohling 2003) og $< 0,3$ m/s (Amos et al. 1997). Gjentatte hyppige forstyrrelser av sedimentene forhindrer konsolidering og øker derved erosiviteten. Erosjonseksperimenter av kohesive sedimenter *in situ* har viste en kritisk strømhastighet for erosjon på 30 cm/s ved første gangs oppvirvling og en halvering til 15,7 cm/s ved annengangs oppvirvling (Widdows et al 1998a). Ved gjentatte oppvirvlingsforsøk med en ukes mellomrom sank kritisk hastighet ytterligere ned til 14 og 12 cm/s.

Litteraturgjennomgang av Bjerkeng (2002 og referanser i denne) viser at kritisk strømhastighet for erosjon av kohesive sedimenter varierer fra 0,1 - 1 m/s. Variasjonene i erosivitet er avhengig av ulike sedimentegenskaper:

- Noen undersøkelser viser at en viss innblanding av sand i leire reduserer erosiviteten. Det antydes at kritisk skjærspenning kan være 30 - 40 ganger større for sandblandet leire enn for ren leire eller ren sand (Mitchener og Torfs 1996).
- Ut i fra kjennskapen til at leirmineralefnokker ved introduksjon av salt kan man forvente at saltholdigheten i porevannet har betydning for erosjon av kohesive sedimenter. Forsøk av Gularte og medarbeidere (1980) har vist at kritisk skjærspenning for erosjon av kohesive sedimenter øker opp til en saltholdighet på 10. Dette forholdet kan være av betydning for havnesedimenter ved utløpet av elver.
- Biologisk aktivitet i sedimentene eller på sedimentoverflaten kan virke både stabiliserende og destabiliserende. Benthiske diatomeer er ansett å være en av de viktigste organismene for stabilisering av sedimenter ved at de skiller ut ekstracellulære polymere substanser (Holland et al 1974 og Grant et al 1986). Benthisk makrofauna kan også virke stabiliserende ved at sedimentpartikler kittes sammen av sekretet som benyttes til å lage rør på og i sedimentet (Yingst og Rhoads 1978). I de fleste tilfeller fører den biologiske aktiviteten til destabilisering av sedimentene ved pelletsproduksjon, beiting og bioturbasjon (Gerdol og Huges 1994, Widdows et al 1998b, Andersen 2001)

Kritisk skjærspenning eller terskelverdien for erosjon er et mål for å kvantifisere erosiviteten av en sedimentoverflate og sier noe om stabiliteten i det helt øvre sedimentlaget. Et annet mål er erosjonsraten, som definerer mengde materiale erodert per tidsenhet og areal for en gitt skjærspenning (Amos et al. 1997). Sistnevnte beskriver stabiliteten av overflatesedimentene under det helt øvre laget. Undersøkelser av Amos (1997) viser at gjennomsnittlig erosjonsrate varierer mellom $1,4 - 7,4 \times 10^{-4}$ kg/m²/s uavhengig av strømstyrke og skjærstyrke for sedimentet.

3. Oppvirvling fra skipstrafikk

I havneområder er strøm og bølger generert av skip en av årsakene til oppvirvling av bunnsedimenter. I denne sammenhengen er spørsmålet hvilke strømhastigheter som oppstår langs bunn når skip legger til og fra kai viktig. Dette vil være avhengig av skipstørrelse, hvor dypt skipet går, fremdriftsform (propell eller vannjet), motorkraft og propellstørrelse og -utforming. Skipsbevegelser kan tenkes å medføre erosjon og oppvirvling av sedimenter på tre forskjellige måter (Bjerkeng 2002):

- Utstrømming fra fremdriftsenhet (propell eller vannjet).
- Innsugning til propell eller vannjet.
- Strømning rundt skip i bevegelse for å kompensere forflytningen av det nedsenkede volumet.

3.1 Modellering av vannstrøm ved propellfremdrift

Basert på tilgjengelige modeller (Liou og Herbich 1976, Blaauw og van de Kaa 1978) tilpasset og bearbeidet i Bjerkeng (2002) og i Klingenberg Holme (2002) er det mulig å beregne

økningen i strømningshastighet ΔV_{prop} rett bak en propell som en funksjon av propelldiameter (D) og tilført kraft (W). Beregningene er basert på at foran en propell i arbeid er det et overtrykk og bak propellen er det et undertrykk. Trykkforskjellen driver båten fremover. Bak propellen der vanntrykket er utlignet vil hastigheten i vannstrømmen (ΔV_{bak}) være 2 ganger større enn økningen i vannhastigheten gjennom propellen (ΔV_{prop}):

$$\Delta V_{bak} = 2 \cdot \Delta V_{prop}$$

Videre vil diameteren på strålen (D_0) bak propellen der trykket er utlignet være redusert:

$$D_0 = \frac{D}{\sqrt{2}}$$

Vannet ut fra en propell går ut som en roterende turbulent stråle. Strålen river med seg omkringliggende vann pga viskositeten i vannet, og vokser i omkrets i økende avstand fra propellen samtidig som bevegelsesenergien gradvis tapes ved overgang til virvler og turbulens (Bjerkeng 2002). Hastighetsfordelingen i strålen endres da gradvis til en Gauss- eller normalfordeling (Klingenberg Holme 2002). Innenfor en avstand x fra utgangspunktet vil kjernen av strålen ha den opprinnelige hastigheten, men denne kjernen har en lineært avtagende radius:

$$r_0(x) = \frac{D_0}{2 - cx}$$

I følge Blaauw og van de Kaa (1978) er etableringssonen for en propellstråle ca 2,8 ganger strålediameteren D_0 . Dette gir koeffisienten $c = 0,18$.

Rundt kjernen hvor hastigheten er normalfordelt vil en ha en hastighet for $x < x_0$ gitt ved:

$$V(x, r) = \Delta V_{bak} \exp \left(-\frac{1}{2} \left(r - \frac{D_0}{2} + cx \right)^2 / (cx)^2 \right)$$

I avstanden $x_0 = \frac{D_0}{2c}$, vil hele strålen være normalfordelt, og senterhastigheten vil avta med økende stråleradius. For $x > x_0$, blir hastigheten gitt ved:

$$V(x, r) = \Delta V_{bak} \cdot \frac{D_0}{2cx} \exp \left(-\frac{r^2}{2(cx)^2} \right)$$

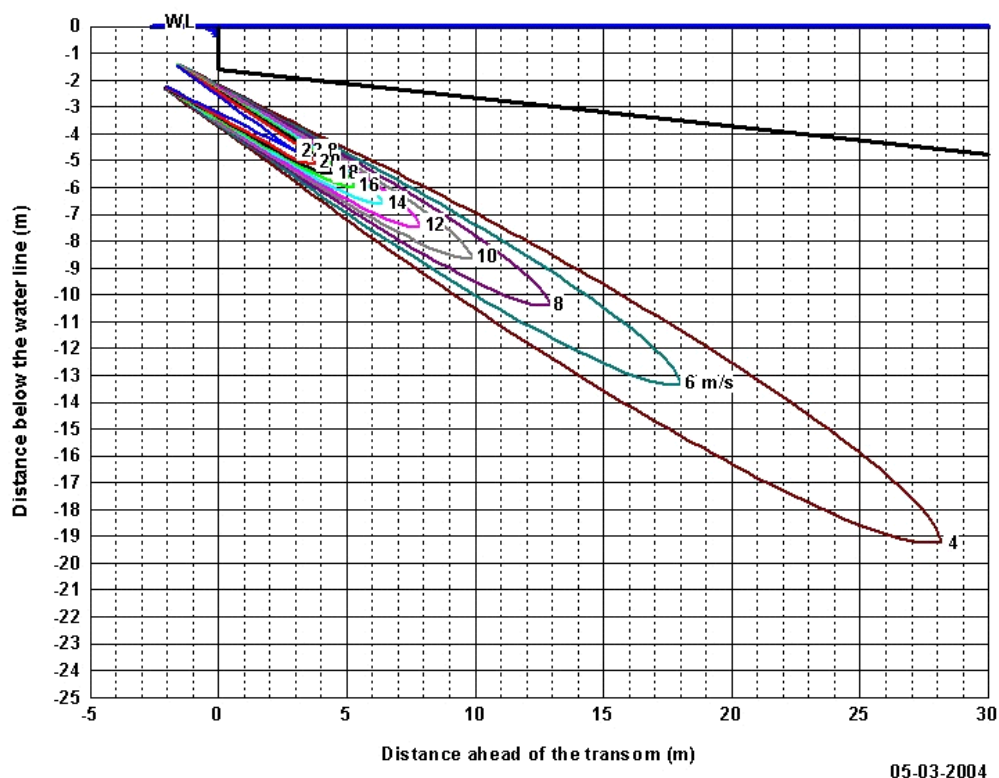
3.2 Vannjet

Dagens hurtigbåter, både passasjerbåter og enkelte bilferger, drives i stor grad av vannjet. Kunnskapen om erosjonspåvirkning fra skip stammer i stor grad fra propellfremdrift og modellbeskrivelsen ovenfor er basert på slik fremdrift.

Det finnes forskjellige typer vannjet og konstruksjonsmåten kan være noe forskjellig hovedsakelig på hvordan reverseringsskjoldet er utformet og fungerer. På skip med vannjet suges vannet inn gjennom et hull i bunnen på skroget hvoretter det passerer en "skovl" som pumper vannet ut med høy hastighet i en jetstråle. En vannjetstråle med en diameter på 1 meter kan ha en motoreffekt bak seg på for eksempel 20.000 HK. Et propelldrevet skip med en slik motoreffekt vil kunne ha en propelldiameter på 4-8 meter. Vannhastigheten i en vannjet er også mye høyere enn for propeller. Vanlig vannhastighet fra en propell er 8-10 m/s mens en vannjet fort kommer opp i 25 m/s.

Vannjetutløpet er montert i vannflaten og ligger derfor langt over skipet bunn til forskjell fra en propell. Derfor er ikke erosjonsfaren fra en vannjet noe problem under fart forover. Det er først når skipet skal bremse opp og manøvrere at erosjonskraften blir stor. Normalt når motoren går og båten ligger stille er vannjetten aktiv. For at båten ikke skal bevege seg står skjoldet i en slik posisjon at vannstrålen er retta nedover. Dette kan gi kraftig erosjonseffekt. Det samme skjer når skipet bremser opp eller bakker, da rettes strålen på skrå nedover, ofte rundt 45 grader og motorkraften økes. Figur IX.1 viser strømhastigheter i ulike avstander fra en større vannjetmotor med utgangshastighet på jetstrålen på 25 m/sek. Figuren indikerer at en slik vannjet vil kunne erodere sedimenter også på dypere vann enn 20 m, men at området som eroderes i en hendelse kan være relativt begrenset. Erosjonsproblemet er kjent i fagkretser og en ser derfor på utforming av reverseringsskjoldet for å begrense den vertikale farten uten at det i vesentlig grad går på bekostning av reverseringsevnen.

Inntil man får bedre grunnlag for å estimere effekter av vannjet anbefales det at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propeldrevne båter og beregner erosjonen deretter.



Figur IX.1 Vertikal og horisontal utbredelse av strømhastigheter under en Kamewa vannjet med utgangshastighet på jetstrålen på 25 m/sek. (T. Lundestad, pers medd.)

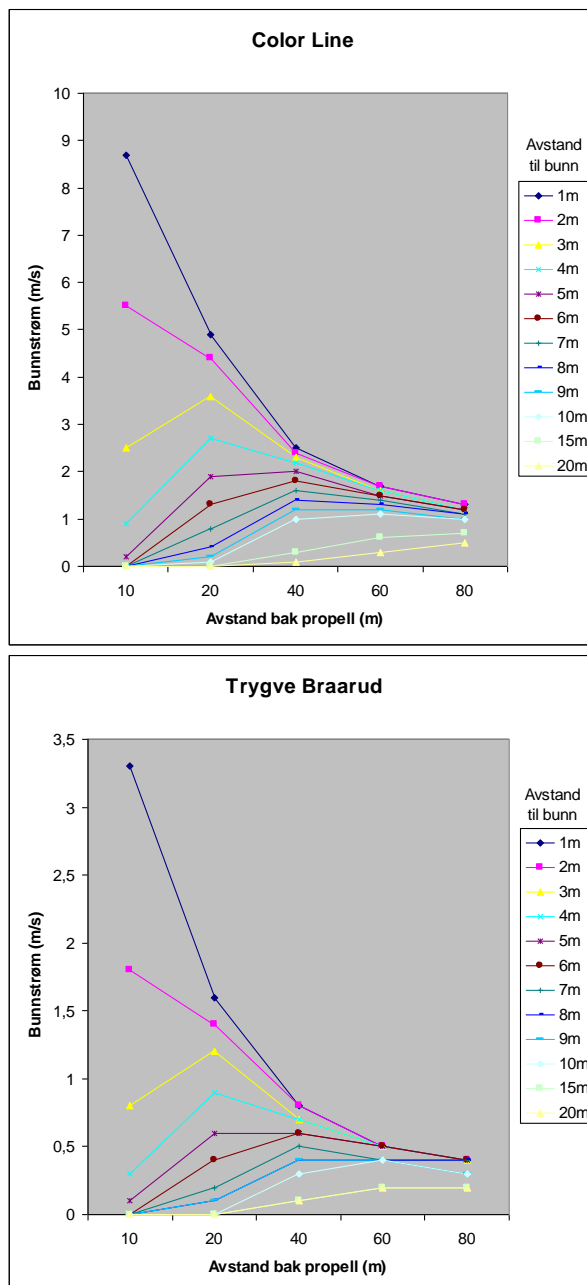
3.3 Strømhastigheter generert av propeldrevne skip

Når skip er i fart vil strømhastigheten i vannet generert av propellen bli mindre enn hvis skipet ligger stille eller manøvrerer ved kai. Når propellen brukes til å akselerere, bremse eller dreie skip som ligger stille eller har lave hastigheter kan det ved innsug av vann mot propellen oppstå en ”skypumpe”-effekt (Bjerkeng 2002). For slike tilfeller er det vanskelig å beregne hvor store hastigheter som kan oppstå ved bunn, men vi antar at den ligger innenfor hastighetene gitt i Figur IX.2.

I det følgende er det beregnet hastigheter som kan oppstå ved bunn ut i fra spesifikke skipsdata for to typer skip, M/S Color Line Christian IV (heretter kalt Color Line) og F/F Trygve Braarud (Universitetet i Oslo) (Tabell IX.2). Skipene er av to forskjellige størrelser og representerer kanskje ytterpunktene av propeldrevne skip som normalt legger til i norske havner. Resultatene er vist i Figur IX.2.

Tabell IX.2. Skipsspesifikke data for M/S Color Line og F/F Trygve Braarud

Båttype	Brutto tonn	Bredde / Lengde (m)	Dypgang (m)	Motorkraft (kW)	Propell-diam (m)	Propelldyp (ytterkant blad) (m)
M/S Color Line	22000	24,7 / 153,4	5,8	7750	3,6	5,3
F/F Trygve Braarud	106	7,2 / 22	3	610	1,52	2,7



Figur IX.2. Bunnstrøm som funksjon av avstand bak propell og økende vanddyb under propell, for Color Line og Trygve Braarud.

Beregningene er basert på ligningene i innledningen og det er tatt utgangspunkt i at skipene har så godt som ingen hastighet ved anlegg mot kai. Dette er valgt konservativt fordi det vil gi de største hastighetene på vannmassene. Beregningene er presentert i Figur IX.2 og viser at Color Line kan generere strømhastigheter ved bunnen opp til 8,7 m/s når det bare er 1 m

klaring fra propell til underliggende sjøbunn. Tilsvarende for Trygve Braarud er 3,3 m/s. Figuren viser at ved en klaring på 5 m mellom propell og sjøbunn reduseres strømhastigheten betydelig, hhv. til 2 m/s og 0,6 m/s for de to skipstypene.

Med en klaring på 5 m mellom propell og sjøbunn oppstår største strømhastighet fra 20 - 40 m bak propellen. Når klaringsdypet er mindre oppstår de største strømhastighetene fra 10 - 20 m bak propellen. Forskjellen i strømhastighet mellom de ulike klaringsdypene avtar med økende avstand bak propellen. For Color Line vil strømhastigheten ved bunn være redusert til 1,3 - 0,5 m/s 80 m bak propellen ved vanddyb mellom propell og bunn fra 1 til 20 m. Tilsvarende for Trygve Braarud vil strømhastigheten være redusert til 0,2 - 0,4 m/s.

Vanddypet ved kai er i de fleste havner mellom 10 og 15 m. Dette betyr at i de fleste tilfeller vil det inne ved kaia være <1 - 5 m klaring mellom propell og bunn. Selv mindre båter som Trygve Braarud vil altså kunne generere strømhastigheter ved bunnen som overskrider kritisk hastighet for oppvirvling og erosjon av kohesive sedimenter. Kritisk hastighet kan en regne med ligger mellom 0,1 - 1 m/s. Det er altså vanddypet under propellen som er mest utslagsgivende for hvor stor strømhastigheten blir ved bunnen.

Disse beregningene anslår hastigheten i senterstrålen bak skipet. Som nevnt avtar radius av senterstrålen med økende avstand til skipet. Ut til sidene er det også en svekking av vannhastigheten, og hastigheten er normalfordelt. Hvor bratt eller slak denne kurven er, bestemmer influensområdet til propellen. For å kunne beregne hvor mye sediment som virvles opp totalt per skipsanløp er det også nødvendig å kjenne til influensområdet. I det følgende antar vi et influensområde tilsvarende ca skipets bredde.

For å kunne beregne hvor mye sediment som virvles opp per skipsanløp er det også nødvendig å kjenne til erosjonsraten eller hvor dypt ned i sedimentet erosjonen går. I følge Amos (1997) kan en forvente en erosjonsrate på mellom $1,4 - 7,4 \times 10^{-4} \text{ kg/m}^2/\text{s}$ uavhengig av strømstyrke og skjærstyrke for sedimentet. Visuelle observasjonene gjort av Lintern et al (2002) viste at høy strømhastighet kan erodere flere cm ned i sedimentene. Basert på disse observasjonene og egne observasjoner fra eksperimentelle erosjons-studier på NIVAs marine forskningstasjon Solbergstrand (upubliserte data) antar vi følgende erosjonsdyp, avhengig av hvor stor klaring det er mellom propell og bunn (Tabell IX.3). Ved sterk erosjon, rives sedimentene av i flak, erosjonen går da flere cm ned i sedimentet, anslagsvis maksimum 5 cm. Ved reduserte hastigheter vil bare det fluffy overflatelaget eroderes (0,3 cm). Dette antas å skje ved ca 10 m klaring mellom propell og sjøbunn. Flufflaget er normalt noen mm.

Tabell IX.3. Forslag til erosjonsdybde som funksjon av klaring mellom propell og bunn og tilhørende mengde masse som eroderes.

Klaring under propell (m)	Erosjonsdybde (cm)	Masse erodert (kg v.v./m ²)	Masse erodert (kg t.v./m ²)
1	5	65	22,8
2	2	26	9,1
5	1	13	4,6
8	0,5	6,5	2,3
10	0,3	3,9	1,4
15	0,2	2,6	0,9
20	0,1	1,3	0,5

3.4 Erfaringer fra feltstudier

Feltstudier i Sandefjord (DNV 2005), Bispevika (Magnusson 1995), utløpet av Skienselva (Molvær 2002) samt i Kristiansand utenfor kaianleggene til Falconbridge og Elkem (Bjerkeng 2002) har vært basert på strømmålinger og måling av turbiditet. Total mengde partikler oppvirvlet pr skipsanløp er estimert ut i fra influensområdet til partikkelskyer og mengden partikler i skyene som er generert ved ett enkelt anløp. Disse studiene viser at mengde oppvirvlet sediment varierer mye, fra 2800 kg i Sandefjord, mellom 40 og 165 kg i Bispevika, 400 kg ved utløpet av Skienselva, 60 - 100 kg ved Elkem og 100 - 200 kg ved Falconbridge.

Årsaken til variasjonen er sammensatt, men beliggenhet (åpenhet), vanddyb og type sediment har stor betydning. Innseilingen til Sandefjord havn er lang og grunn og det er sedimenter til stede hele veien, selv om det her også er rapportert erodert / avblåst sjøbunn utenfor kaiene (DNV, 2005). Kontrasten er området utenfor Elkem som til dels består av hardbunn i de grunneste områdene og sedimenter, for en stor del sand, på dypere vann. Som nevnt vil gjentatt erosjon øke erosiviteten i sedimentene. Avhengig av oppholdstiden på vannmassene i det aktuelle område kan området også tappes for eroderbare sedimenter, evt. vil bare grovfraksjonen eller fast leire bli liggende igjen.

3.5 Modelleringen versus feltstudier i Sandefjord

I det følgende ønsker vi å kontrollere om det er overensstemmelse mellom beregninger basert på feltmålinger og beregninger basert på grunnlaget for risikoverktøyet som skissert i foregående kapitler. Feltstudiene som benyttes til sammenligningen er fra DNVs (2005) målinger av turbiditet og beregninger av mengde sediment som virvles opp ved skipsanløp fra fergetrafikken i Sandefjord.

3.5.1 Beregninger basert på feltstudiene i Sandefjord

Rederiet Color Line seiler skipene Color Viking og Bohus i regulær rute i Sandefjord. Color Viking er den største av de to med en lengde og bredde på hhv 137 og 24 m. DNV (2005) anslår propellvannets influensområde til en bredde på 25,5m ved full motorkraft (17200hk = 12642 kW). DNV (2005) har estimert oppvirvlingen av sediment til ca 2800 kg ved avgang av Color Viking. Beregningene er basert på en målt forhøyet partikkelkonsentrasjon i vannmassene over et areal med diameter på 150 m hvilket tilsvarer et areal på 17663 m² (DNV 2005).

Hvis vi antar at 2800 kg er virvlet opp fra 17663 m² tilsvarer det en midlere oppvirvling av de øvre 0,3 mm av bunnen. Det er da tatt utgangspunkt i at 1 mm/m² tilsvarer 0,57 kg/m²⁴.

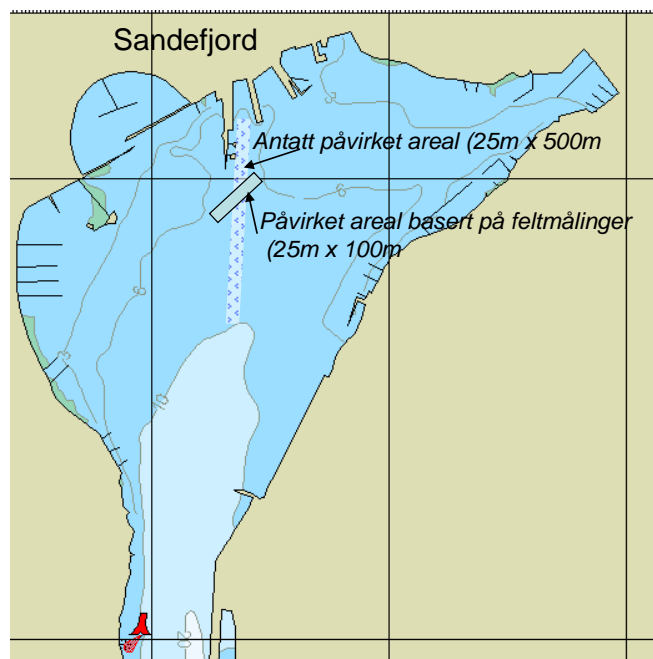
⁴ Dette er tall hentet fra en ¹³⁷Cs datert kjerne fra kaiområdet til Jotun Fabrikker lenger ut i fjorden. Dette var en god datering hvor maksimum konsentrasjonen av ¹³⁷Cs, tilsvarende utslippene fra Tjernobyl i 1987, ble funnet 8,5 cm ned i sedimentet, noe som gir en tilvekst på 4 mm/år. Videre ble det beregnet at årlig tilvekst av sedimenter var 2,3 ± 1 kg/m²/år (Bakke og Helland under utarbeiding).

En oppvirvling av 0,3 mm eller 0,17 kg/m² innenfor influensområdet gir en konsentrasjon av partikler i hele vannmassen på ca 20 mg/l hvilket er i overensstemmelse med målingene til DNV (2005).

Sandefjord havn har ikke mer enn 8 m vanddyb, dvs. det er en klaring mellom propell og bunn på ca 2 m. I følge beregningsverktøyet ([kapittel 3.3](#)) vil strømhastighetene i de grunne partiene utenfor kaiområdet ligge langt over kritisk hastighet for oppvirvling av kohesive sedimenter. Ved tilstedeværelse av slike sedimenter vil erosjonen i følge [Tabell IX.3](#) virvle opp de øvre ca 2 cm, og ikke bare de øvre 0,3 mm. Dette betyr enten at influensområdet er sterkt overestimert (skyen på 150 m diameter representerer ikke arealet som ble oppvirvlet) eller at mengde materiale anslått oppvirvlet er underestimert (mer ble virvlet opp enn det som ble målt i vannmassene) eller en kombinasjon av disse.

3.5.2 Beregninger basert på modellbetraktningene

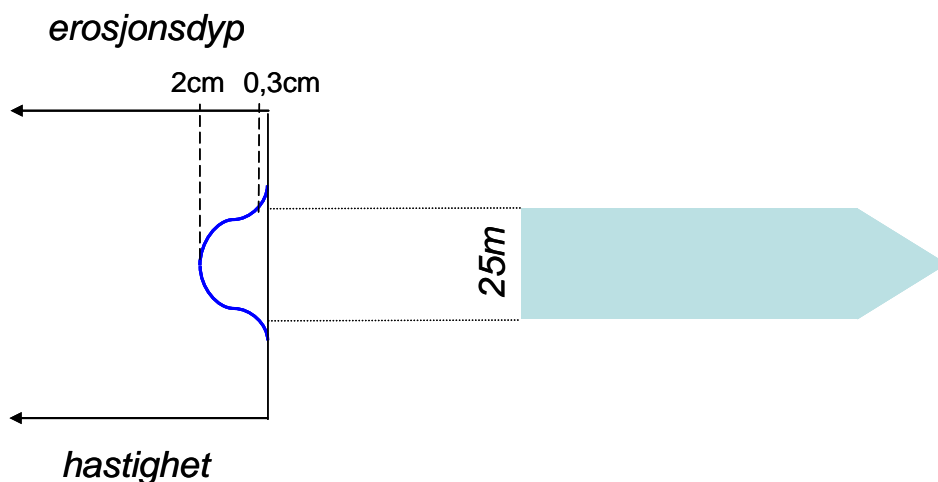
Vi forsøker å estimere influensområdet av propellbruk på Color Viking. DNV (2005) anslår bredden på senterstrålen til å være 25,5 m 100 m bak Color Viking. Skipet har to propeller akter, de to strålene vil derfor overlape hverandre. Vi antar at influensområdet til propellstrålen tilsvarende bredden på skipet. Hvis vi videre antar at skipet påvirker bunn fra 500 m unna kai, får vi et influensområde på 12500 m² ([Figur IX.3](#))



Figur IX.3. Sandefjord havn med skraverte felt for antatt skipsoppvirvling, jfr. tekst for utfyllende opplysninger

Vi vet videre at hastigheten i senterstrålen har en normalfordeling og at det er ca 2 m klaring mellom propell og bunn. Basert på [Tabell IX.3](#) antar vi at senter av strålen eroderer ned til 2 cm sedimentdyb, og at ytterkant av strålen eroderer ned til 0,3 cm ([Figur IX.4](#)). Dette gir et gjennomsnittlig erosjonsdyb på 0,85 cm i influensområdet. For hver meter skipet beveger seg virvles det da opp ca 0,2 m³ sediment (25 m² * 0,0085m). Regner vi en egenvekt av vått sediment på ca 1,3 g/cm³ ved et vanninnhold på ca 65 % gir dette 260 kg vått og 90 kg tørt sediment for hver meter skipet beveger seg. Vi regnet influensområdet til 500 m langt. Langs

denne strekningen virvles det da opp 130 tonn vått og 45 tonn tørt sediment. Dette er langt over anslaget til DNV (2005) på 2800 kg.



Figur IX.4. Skjematisk fremstilling av hastighet- og erosjonskurve i propellstråle bak et skip

3.5.3 Sammenlikning av beregningsmåtene

Avhengig av hvor grovkornet bunnsedimentene er, vil mye av den groveste fraksjonen, sand og grus sedimentere raskt etter oppvirvling. Målingene som er utført i de ulike havnene er gjort både ved faste installasjoner og ved håndholdt utstyr. I begge tilfeller er målingene gjort i en avstand fra oppvirvlingsområdet og litt etter oppvirvlingen. Vi kan derfor anta at målingene reflekterer silt og leirfraksjonen av sedimentene som blir hengende igjen i vannmassene. Vi har ikke konkrete opplysninger om kornfordelingen i sedimentene utenfor kaiene i Sandefjord. Antar vi samme fordeling som utenfor kaiene ved Jotun Fabrikker består sedimentene av ca 10 % leire og 10 % silt. Hvis DNV i 2005 fanget opp både silt og leirfraksjonen ble det totalt virvlet opp nærmere 14 tonn partikler og hvis det bare var leirfraksjonen som hang igjen i vannmassene var det nærmere 28 tonn som totalt ble virvlet opp totalt. Oppvirvlet mengde partikler basert på feltmålinger er således i samme størrelsesorden som beregningene basert på risikoverktøyet.

Sammenligningen tilsier at det er viktig å ta hensyn til kornstørrelsesfordeling av sedimentene ved beregning av oppvirvling. I spredningssammenheng er det miljøgifter knyttet til finfraksjonen som er av betydning. Ved feltmålinger er det denne fraksjonen som er gjenstand for registrering siden de grovere fraksjonene sedimenterer raskt.

4. Beregningsverktøy og sjablongverdier

Sammenhengen mellom klaringsdyp og total mengde sediment som virvles opp kan ut fra [Tabell IX.3](#) beskrives med likningen

$$F_{\text{ero}} = 24,78 \cdot D_{\text{sjø}}^{-1,24}$$

Der F_{ero} er oppvirvlet mengde sediment (kg tørrvekt/m²), og $D_{sjø}$ er klaringsdypet (m), dvs avstand mellom propell og bunn. Kjenner man klaringsdypet og forutsetter at erosjonen virker til sidene i en bredde tilsvarende fartøyets bredde, kan man estimere den totale vekten av det materialet som virvles opp for hver meter båten beveger seg. Kjenner man også lengden av traséen fartøyet følger og fraksjon av fint sediment (silt og leire) i denne traséen, kan man beregne den mengde finmateriale som totalt virvles opp i en anløpshendelse. Dette materialet kan man anta blir værende i vannmassene en stund før det resedimenterer, og det kan spres til andre områder. I risikosammenheng er dette av størst betydning.

Siden det finnes alle grader av fartøystørrelser, klaringsdyp og fraksjon finmateriale, foreslår vi en forenklet kategorisering til bruk i en risikovurdering.

Farledsområdet fra 20 m vanddyb og innover i en havn kategoriseres i 3 dybdeintervaller: 5 til 10 m (snitt 7,5 m), >10 til 15 m (snitt 12,5 m) og >15 til 20 m (snitt 17,5 m). For hver kategori anslår man lengde av skipstraseen og typisk fraksjon finmateriale i sedimentene (< 63 µm).

Vi foreslår videre at fartøystørrelsen deles inn i tre kategorier (Tabell IX.4)

Tabell IX.4 Inndeling av fartøystørrelse.

Fartøyskategori	Skroglengde (m)	Skrogbredde (m)	Propelldyp (m)
Stort	>150	> 20	6
Middels	50 - 150	10	4,5
lite	< 50	< 5	3

Mengde oppvirvlet finfraksjon pr anløps- eller avgangshendelse beregnes da for hver av disse fartøyskategoriene samlet for de tre dybdekategoriene som

$$m_{sed} = \sum_{i=1}^3 (24,78 \cdot (D_i - Pd)^{-1,24}) \cdot Br \cdot f_{si} \cdot T_{ri}$$

m_{sed} : kg finmateriale virvlet opp pr anløp for hver fartøyskategori (kg tørrvekt)

D_i : gjennomsnittlig vanddyb i dybdekategori i (m)

Pd : propelldyp (m)

Br : skipsbredde (m)

f_{si} : fraksjon < 63 µm i dybdekategori i

T_{ri} : trasélengde i dybdekategori i (m)

Total oppvirvling pr dag eller år kan så beregnes ut fra trafikkmonster. Dette vil være et aktuelt beregningsverktøy til bruk i Trinn 3 i risikovurderingen.

Vi har brukt beregningsverktøyet til å komme fram til sjablongverdier for noen typiske skipstrafikksituasjoner som er lagt inn i Risikoveilederens Trinn 2 ([Faktaboks 6](#)). Med en antatt farledsstrekning for hvert av dybdeintervallene ovenfor på 40 meter, og et innhold av finfraksjon (silt/leire) i sedimentet på henholdsvis 60 %, 40 % og 20 % fra dypeste til grunneste intervall, vil beregnet totalmengde oppvirvlet finfraksjon pr anløp være 3000 kg, 900 kg og 350 kg for henholdsvis stort, middels og lite fartøy.

Så har vi satt opp 3 kategorier av havner: stor havn (ferger, cruiseskip, taubåter osv), middels havn (lastebåter, supplybåter osv) og liten havn (småbåthavn). Ut fra at disse havnene vil bli besøkt av varierende størrelse båter, har vi avrundet totalmengde oppvirvlet finfraksjon pr anløp ovenfor til henholdsvis 2000 kg, 1000 kg og 150 kg for de tre havnetypene ([tabell IX.5](#)). Dette er for havner med vesentlig silt og leir-sedimenter. For havner med vesentlig sandsedimenter har vi satt oppvirvlet finfraksjon til 10 % av disse og for havner med grus og stein til 1 % av disse. Sjablongverdiene i risikoveilederen blir da (kg tørrvekt oppvirvlet finfraksjon pr anløp):

Tabell IX.5 Sjablongverdier for oppvirvlet finfraksjon pr anløp i tre typer havner

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) ferge, cruiseskip, taubåter, m.m.

2) lastebåter, supplybåter, m.m.

5. Konklusjoner og anbefalinger

Gjennomgang av tilgjengelig litteratur og data har sannsynliggjort at skipstrafikk kan generere strømhastigheter ved bunn som langt overskrider hastigheten for erosjon av kohesive sedimenter. Hvor stor strømhastigheten langs bunnen blir, er sterkt avhengig av klaringsdyp mellom propell og bunn. Selv det som er ansett som mindre båter i skipstrafikksammenheng kan generere høy strømhastighet langs bunnen hvis klaringsdypet er lite.

Det er klart behov for å skaffe informasjon om erosjonsmønsteret for vannjet-motorer. Dette vet man lite om i dag. Vannjet-virkningen bør utredes innen neste revisjon av risikoveilederen. Inntil videre anbefales det at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propelldrevne båter og beregner erosjonen deretter.

Litteratur og egne observasjoner sannsynliggjør at erosjonen kan gå flere cm ned i sedimentet ved store strømhastigheter. Her er det imidlertid behov for *in situ* erfaringsdata for å kunne anslå erosjonsdypet mer presist.

Erosjon som følge av skipstrafikk er best undersøkt i Sandefjord havn (DNV 2005). Overslagsberegninger sannsynliggjør at influensarealet for selve propellersosjonen er langt mindre enn influensområdet for partikkelskyen som ble observert i vannmassene i etterkant. Overslagene tilsier at influensområdet er ca to ganger lengden av skipet (L) ganger bredden (B): (2LxB).

Overslagsberegningene fra Sandefjord sannsynliggjør også at målinger av turbiditet som til nå er utført i forskjellige havner i tilknytning til skipstrafikk representerer finfraksjonen som henger igjen i vannmassene en stund etter oppvirvling. I havneområder kan silt/leir-

fraksjonen typisk utgjøre ca 20 %. Vi kan videre anta en sedimentasjonshastighet på 0,5 cm/s for den middels grove sedimentfraksjonen (grov silt / fin sand - 75µm). Forutsatt 8 m dyp og stillestående vann vil partikler av denne størrelsen sedimentere i løpet av ca 30 minutter og derfor lokalt.

Sammenlikningen mellom modellbetraktningene og beregningene fra Sandefjord havn viser rimelig samsvar mht estimat av mengde finfraksjon sediment virvlet opp i en anløpshendelse, og modellbetraktningene er brukt til å utlede et formelverk for forenklet beregning av oppvirvling på basis av stedlige forhold og trafikktype. Dette vil være en aktuell Trinn 3 vurdering. Formelverket er så igjen brukt til å utlede anbefalte sjablongverdier for 3 havnetyper (stor, middels, liten (småbåt)) og 3 sedimenttyper i disse havnene (silt og leire, sand, grus og stein) til bruk i Trinn 2 ([Faktaboks 6](#)).

6. Referanser

- Amos, CL, Daborn, GR, Christian, HA, Atkinson, A, and Robertson, A, 1992. In situ erosion measurements on fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Marine Geology* 108, 175 - 196.
- Amos CL, Feeney E, Sutherland TF and Luternauer JL, 1997. The stability of fine-grained sediments from the Fraser river delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 507-524.
- Andersen TJ, 2001. Seasonal variation in erodibility of two temperate, microtidal mudflats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 1 - 12.
- Austen I, Andersen TJ, & Edelvang K. 1999. The influence of benthic diatoms and invertebrates on the erodibility of an intertidal mudflat, the Danish Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49, 99-111.
- Bjerkeng, B 2002. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. MILJØDIREKTORATET-rap. TA 1869/2002, 144 s.
- Blaaw HG and van de Kaa EJ 1978. Erosion of bottom and sloping banks caused by the screw race of manoeuvring ships. 7th International harbour Congress, Antwerpen 22-28 May 1978.
- DNV 2005. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment fra Color Line sin fergetrafikk i Sandefjordsfjorden. Rapport nr. 2005-0656, 56 s + vedlegg.
- Dyer, K.R., 1986. *Coastal and Estuarine Sediment Dynamics* (337 pp.). Chichester:Wiley.
- Gerdol V and Huges RG, 1974. Effect of *Corophium volutator* on the abundance of benthic diatoms, bacteria and sediment stability on two estuaries in southeastern England. *Marine Ecology Progress Series* 114, 109 - 115.
- Grant J, Bathman UV and Mills EL, 1986. The interaction between benthic diatom films and sediment transport. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23, 225-238.
- Gularte RC, Kelley WE and Nacci VA, 1980. Erosion of cohesive sediments as a rate process. *Ocean Engineering*, vol 7, 539-551.
- Holland AF, Zingmark RG and Dean JM, 1974. Quantitative evidence concerning the stabilization of sediments by marine diatoms. *Marine Biology* 27, 191 - 196.
- Klingenberg Holme J. 2002. Propellindusert strømhastighet. NGI-notat 20021244, 8 s

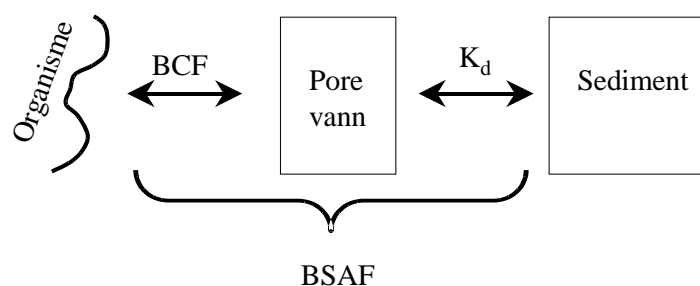
- Lintern DG, Sills GC, Feates N and Roberts W 2002. Erosion properties of mud beds deposited in laboratory settling columns. In: Eds. Winterwerp JC & Kraneburg C. Fine sediment dynamics in the marine environment. Elsevier Science BV, 343 - 357.
- Liou, Y og Herbich JB. 1976. Sediment movement induced by ships in restricted waterways. Texas A&M Univ. report NO TAMU-SG-76-209/98
- Magnusson J 1995. Vurdering av effekt fra propellstrøm fra fartøy på sedimenter I Oslo havn. NIVA-rap. 3218, 18 s.
- Mehta AJ, Parchure TM, Dixit JG and Ariathurai R 1982. Resuspension potential of deposited cohesive sediment beds: In V.S. Kennedy (ed.), Estuarine Comparisons. Academic press, 591-609.
- Mitchener H & Torfs H, 1996. Erosion of mud/sand mixtures. Coastal Engineering vol 29, 1-25.
- Molvær J, 2002. Oppvirvling og spredning av miljøgifter fra skipstrafikk ved kaiene langs Skienselva. NIVA-notat av 3 juni 2002, 4 s.
- Paterson DM and Black KS 1999. Water flow, sediment dynamics and benthic biology. Advances in Ecological Research 29, 155-193.
- Van Rijn, L.C., 1993. Principles of sediment transports in Rivers, Estuaries, and Coastal Seas. Aqua Publications, Amsterdam.
- Widdows J, Brinsley MD, Bowley N and Barret C. 1998a. A benthic annular flume for *In Situ* measurement fo suspension feeding/biodeposition rates and erosion potential of intertidal cohesive sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 46, 27-38.
- Widdows J, Brinsley MD, Salkeld PN and Elliott M, 1998 b. Use of an annular flume to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. Estuaries 21, 552 - 559.
- Yingst, J.Y. and Rhoads, D.C., 1978. Seafloor stability in Central Long Island Sound: Part II. Biological interaction and their potential importance for seafloor erodibility. In: Wiley, M.L. (ed.) Estuarine interaction. Academic Press, New York. pp. 245 - 260.
- Ziervogel K, and Bohling B. 2003. Sedimentological parameters and erosion behaviour of submarine coastal sediments in the south-western Baltic Sea. Geo-marine Letters 23: 43-52
- Williamson HJ and Ockender MC 1996. ISIS: An instrument for measuring erosion shear stress in situ. Estuarine, Coastal and Shelf Science 42, 1-18.

Vedlegg X – Teoretisk grunnlag for risikovurderingsmetodikk

Risikovurderingssystematikken er basert på likevektsfordeling mellom sediment, vann og organisme (figur X.1). Denne fordelingen er direkte avhengig av stoffenes kjemiske egenskaper inklusive fordelingskoeffisienter som anvendes.

I veilederen er følgende stoffdata for aktuelle stoffer inkludert:

- Molvekt
- Løselighet
- Oktanol/vann fordelingskoeffisient, K_{ow}
- Fordelingskoeffisienten korrigert for organisk innhold i sedimentet, K_{oc}
- Vann/sediment fordelingskoeffisient, $K_{d, sed}$, basert på 1 % TOC i sedimentet
- Molekylær diffusjonshastighet, $D_{molekylær}$
- Biokonsentrasjonsfaktor, BCF_{fisk}



Figur X.1. Skjematisk modell for fordelingen av miljøgifter mellom sediment, porevann og organismer.

I de følgende underkapitlene gis en mer utvidet beskrivelse av de viktigste parameterne.

Fordelingskoeffisienter, K_d

Fordelingskoeffisienter, K_d , beskriver fordelingen mellom stoffkonsentrasjon i sediment (C_{sed}) og porevann (C_{pv}) ved likevekt;

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

For organiske forbindelser er det vist at K_d er proporsjonal med innholdet av organisk materiale i sedimentet:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (X.2)$$

der K_{oc} er fordelingskoeffisienten korrigert for organisk innhold i sedimentet og f_{oc} er fraksjon organisk karbon i sedimentet (1 % TOC gir $f_{oc} = 0,01$). Det er utledet en empirisk sammenheng mellom K_{oc} og K_{ow} uttrykt ved (DiToro, 1985):

$$\log_{10} K_{oc} = 0.00028 + 0.983 \log_{10} K_{ow} \quad (X.3)$$

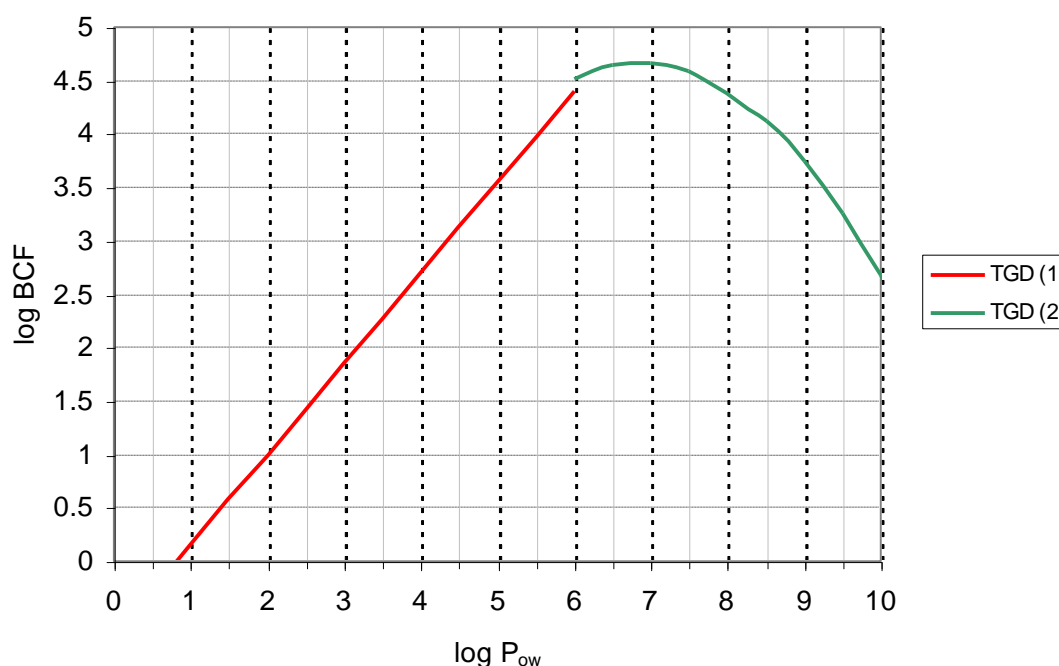
Denne ligningen kan anvendes dersom det ikke foreligger direkte målinger av K_{oc} .

Biokonsentrasjonsfaktor, BCF_{fisk}

Både BCF og K_d er funksjoner av stoffets løselighet i vann. Denne løseligheten kan uttrykkes ved fordelingskoeffisienten mellom vann og oktanol, K_{ow} , som er funnet for de fleste miljøgiftene. En høy K_{ow} betyr at stoffet er hydrofobt, lite løselig i vann og at stoffet har en tendens til å anrikes i fettvevet i organismer. BCF er relatert til vann/oktanol-fordelingskoeffisienten K_{ow} ved (EU TGD, 2003):

$$\log BCF = 0,85 \log K_{ow} - 0,70 \quad (X.4)$$

Denne sammenhengen gjelder imidlertid bare opp til en viss $\log K_{ow}$ (=6) der BCF når en øvre grense og så går ned igjen, X.2.



Figur X.2. Forholdet mellom hydrofobisitet ($\log K_{ow}$, her vist som $\log P_{ow}$) og bio-konsentrasjonsfaktoren BCF (etter EU TGD, 2003).

Diffusjon

For transport av stoffer fra sediment uten erosjon eller sedimentasjon vil følgende mekanismer være viktige:

- Molekylærdiffusjon (ren fysisk diffusjon)
- Biodiffusjon (forsterket diffusjon på grunn av bunnfauna-aktivitet)

Ifølge Næs et al. (2001) kan diffusjonshastigheter med ulike mekanismer oppsummeres med tallene i Tabell X.. Det viktigste i denne sammenhengen er at bioturbasjon kan øke diffusjonshastigheten med flere størrelsesordner i forhold til ren molekylærdiffusjon. Beregninger av diffusjon basert på utlekkingssteder og målinger av konsentrasjoner i porevann med ulike transportmodeller viser at molekylær diffusjon kan ha stor betydning for diffusjonsfluksen. Diffusjon er lagt inn som en av de tre spredningsmekanismene av

miljøgifter fra sediment. Det henvises til [kap. 4.2.1](#) vedrørende beregning av denne transporten.

Tabell X.1. Diffusjonshastigheter for ulike mekanismer (Næs et al., 2001).

Mekanisme	Diffusivitet (cm ² /s)
Molekylærdiffusjon uten retardasjon (bare hypotetisk)	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁵
Uten retardasjon og korrigert for tortuositet (krunglethet)	10 ⁻⁶
Molekylærdiffusjon med retardasjon (realistisk)	10 ⁻¹³ - 10 ⁻⁸
Biodiffusjon	10 ⁻⁸ - 10 ⁻⁶

Biotilgjengelighet

Det finnes en rekke forsøksbaserte tallverdier for fordelingskoeffisienter mellom vann, sediment og biota i litteraturen. Felles for empirisk utledete biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) og biota-sediment akkumulasjonsfaktorer (BSAF), er at de i stor grad er avhengig av de forhold som forsøkene er gjort under. Beregning av miljøgiftfluks fra et sediment til organismer ut fra fordelingskoeffisienter fra litteraturen må derfor være konservative.

Bruk av likevektsbetraktninger mellom sediment og organismer anbefales bare for å estimere vevsnivå i sedimentlevende organismer. For øvrige organismer bør estimatene baseres på:

- Estimat av miljøgiftfluks mellom sediment og overliggende vann
- Fortynningsbetraktninger i vannmassene
- BCF-verdier (for overgang mellom estimert vannkonsentrasjon og vevskonsentrasjon).

Litteraturverdier av BSAF er sammenstilt av FFI (2001), men verdiene varierer noe usystematisk med organisme, type og struktur av miljøgift og konsentrasjon og mellom ulike forsøk med samme art. Dette skyldes at forhold som ikke er beskrevet virker inn på faktoren.

For organiske og andre ikke-polare miljøgifter er BSAF omvendt proporsjonal med sedimentets organiske innhold (uttrykt som fraksjon eller vekt-prosent). Det er flere eksempler på at normalisering av miljøgiftkonsentrasjonen i sediment mot TOC og normalisering av konsentrasjonen i organismer mot fettinnhold reduserer variabiliteten av BSAF. Dette er lagt til grunn i veilederen.

Variabiliteten ovenfor tilsier at man ved bruk av litteraturverdier for BSAF i risikosammenheng hele tiden bør velge BSAF-alternativer som går i konservativ retning.

Under er det gitt noen nærmere vurderinger i forhold til BSAF for organiske miljøgifter og for metaller.

Organiske miljøgifter

Akkumulasjonsfaktoren fra sediment til organismer, BSAF, beskrives av fordelingskoeffisienten K_d fra sediment til vann, og av biokonsentrasjonsfaktoren BCF fra vann til organismer, på følgende måte:

$$BSAF = BCF/K_d \quad (X.5)$$

Vi får da at:

$$\log_{10}BSAF = \log_{10}BCF - \log_{10}K_d = (a-0,983)\log_{10}K_{ow} - \log_{10}f_{oc} + (b-0,00028) \quad (X.6)$$

I praktisk sammenheng er koeffisienten $a \sim 1$ og da blir:

$$BSAF \sim 10^b/f_{oc} \quad (X.7)$$

dvs. BSAF for en organisk forbindelse er i prinsippet uavhengig av stoffets hydrofobisitet (uttrykt ved K_{ow}) og omvendt proporsjonal med sedimentets innhold av organisk materiale. Dette er likevel en stor forenkling av virkeligheten, fordi fordelingskoeffisienten mellom sediment og vann ofte er mye større i forurensede sedimenter enn teoretiske beregninger basert på K_{ow} tilsier.

Metaller

Metallenes tilstandsform har fundamental betydning for biologisk opptak og toksisitet. Metaller som forekommer som rent metall, i utfellinger, i mineralers krystallstruktur og innbakt i leirpartikler eller mineraler regnes ikke for å være biotilgjengelige (Waldichuk, 1985). De mest tilgjengelige formene er metaller på ioneform og bundet til karbonat. Metaller bundet til sulfider og adsorbent til organisk materiale kan være svakt biotilgjengelige. Det er også sannsynlig at mye av metallene i porevannet forekommer som komplekser med organisk materiale. De har derved redusert biotilgjengelighet i forhold til frie metall-ioner. Dette innebærer at BSAF-faktorer fra litteraturen kun er gyldige dersom metallene har samme tilstandsform som i de forsøkene som BSAF-verdiene er basert på. Det er svært vanskelig å fastslå tilstandsformen av metaller i et bestemt sediment tilstrekkelig pålitelig til at man kan beregne biotilgjengeligheten. Rutinemessige analyser av sedimentene gir bare konsentrasjon, ikke tilstandsform. Også for K_d -verdier anbefales det at man bruker målte framfor litteraturbaserte verdier ved stedsspesifikk risikoanalyse av metaller i sediment (Lijzen et al., 2001).

Mye tyder på at metaller i sediment generelt er lite biotilgjengelige. I en omfattende gjennomgang av risiko for biologisk opptak av miljøgifter fra deponiene av boreavfall på bunnen av Nordsjøen, var en konklusjon at beregnet og sannsynlig utlekking av metaller var for liten til å kunne gi effekter (Hartley et al., 2003). Fra rene sedimenter er det eksempler på at 70 - 99 % av tilstedeværende metaller ikke er biotilgjengelige. Gjeldende kostholdsråd i norske fjorder er også med få unntak begrunnet i organiske miljøgifter, ikke metaller. Den mest direkte metoden for å få mål for biotilgjengelighet av metaller i et sediment, er følgelig å gjennomføre bioakkumuleringstester med de aktuelle sedimentene. Man kan også få et inntrykk av hvorvidt metallene er bundet som sulfider ved å bedømme/måle om sedimentene er anoksiske eller ikke.

Direkte analyse av miljøgiftkonsentrasjonene i porevann gir antakelig det beste målet for den biotilgjengelige fraksjonen.

Referanser

- DiToro, D.M. (1985). A particle interaction model of reversible organic chemical sorption. *Chemosphere* 14, 1503-1538.
- EU TGD (2003). Technical Guidance Document (TGD) for Risk assessment of new notified and existing chemicals under directive 93/67/EEC and Regulation (EC) No 1488/94. European Commission Joint Research Center, European Chemicals Bureau, EUR 20418 EN/2, 328 pp.
- FFI (2001). Risikovurdering av sjøforurensning. Ø. Voie og A. Storstenvik. FFI/Rapport - 2001/04130
- Hartley, J., Trueman, R., Anderson, S., Neff, J., Dando, P., and Fucik, K. (2003). Drill cuttings initiative. Food Chain Effects Literature Review. UKOOA, Drill Cuttings JIP Report January 2003. 134 pp.
- Lijzen J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. and van Wezel A.P. (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023. National Institute of Public Health and the Environment, the Netherlands
- Næs, K., Bakke, T., Sternbeck, J., Skei, J., Verta, M. (2001). Organochlorines in marine sediments mobility and bioavailability. TemaNord 2001:595. Nordisk Ministerråd
- RIZA (2000). Vurdering av aktuell risiko for spredning til overflatevann (på Nederlandsk). RIZA dokument 2000.100X, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandling, Rijkswaterstaat.
- RIZA (2001). Risiko ved eksponering av mennesker til forurensede sedimenter (på Nederlandsk) RIZA document nr. 2001.120/AKWA document nr. 01.002, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandling, Rijkswaterstaat.
- Warwick, RM. (1980). Population dynamics and secondary production of benthos. Pp 1-25 in Tenore, KR and Coull, BC (Eds). *Marine benthic dynamics*. Belle W Baruch Library in Marine Science No 11. Univ. South Carolina Press.

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljødirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.



18

277

300

Helskaret

390

355

258

158

Rapen

322

7470

80

Klungset

68

34

80

21

69

Klungsetvika

110

40

22

Knurvika

69

11

Fauske

Tiltaksområde

429

134

7480

169

Leivset

69

830

Vika

11

229

Storskar-

481

500

fjellet

498

244

Fjellnes

456

641

555

681

Breivik-

556

646

Middags-

tinden

275

299

227

272

Hjelbunes

32

0

1

2

3 km

Målestokk 1:50 000 i A4

Situasjonskart

Skysselevika, Fauske kommune

Målestokk 1:1000 (i A4) 20.02.2020, Norconsult

N7458400

X=7458301.3958
Y=517895.4226

83/15

N7458300

A = 1866 m²

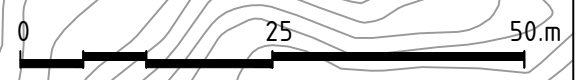
83/154

83/153

83/152

83/6

83/142



N7458200

Ø517800

Ø517900

Fra: Killie Barbro[Barbro.Killie@norconsult.com]
Sendt: 2. mar 2020 15:20:48
Til: FMNO Postmottak Fylkesmannen i Nordland
Kopi: Robert Strandås Blix; Frantzen Line Fornes
Tittel: Søknad om tillatelse til utfylling Skysselvika Fauske kommune

Fylkesmannen i Nordland v/Miljøvernavdelingen

Det søkes om tillatelse til utfylling i sjø i Skysselvika, Fauske kommune.
Søknaden er vedhengt.

Tiltakshaver er Wenberg Fiskeoppdrett AS.
Norconsult har utarbeidet søknaden for Indira AS.

Barbro Killie
Miljørådgiver
Mob: +47 97 70 73 92
barbro.killie@norconsult.com

Norconsult AS, Postboks 234, NO-8001 Bodø
Konrad Klausens vei 8, NO-8003 Bodø
Tel: +47 75 40 45 00 | www.norconsult.no

CONFIDENTIALITY AND DISCLAIMER NOTICE: This message is for the sole use of the intended recipients and may contain confidential information. If you are not an intended recipient, you are requested to notify the sender by reply e-mail and destroy all copies of the original message. Any unauthorized review, use, disclosure or distribution is prohibited. While the sender has taken reasonable precautions to minimize the risk of viruses, we cannot warrant the absence of, or accept liability for, any such viruses in this message or any attachment.