

Miljøgifter i norske fjorder

Ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG	3
1 INNLEDNING	5
2 MILJØPROBLEMET	7
2.1 INNLEDNING	7
2.2 TILFØRSLER AV MILJØGIFTER OG AKKUMULERING PÅ SJØBUNNEN	7
2.3 PÅVIRKNING AV LIVET I SJØEN	9
2.4 HELSERISIKO	10
2.5 KARTLAGT FORURENSNING	12
2.6 KUNNSKAPSMANGLER	13
3 ALTERNATIVE AMBISJONSNIVÅER OG KONSEKVENSENE AV DISSE	15
3.1 BAKGRUNN	15
3.2 ALTERNATIVE AMBISJONSNIVÅER	15
3.3 TILTAK	19
3.4 ANSLAG FOR TOTALE KOSTNADER	20
3.4.1 Anslag for kostnader for tiltak i sedimentene	20
3.4.2 Anslag for kostnader for reduksjon i utslipp fra kilder på land	21
3.4.3 Usikkerhet i kostnadsanslagene	22
3.4.4 Forutsetninger for kostnadsanslagene	22
3.5 ARBEIDET INTERNASJONALT	23
3.5.1 Arbeidet i andre land	23
3.5.2 Regionalt havmiljøsamarbeid	23
4 VIRKEMIDLER	25
4.1 INNLEDNING	25
4.2 JURIDISKE VIRKEMIDLER - FORURENSNINGSLOVEN	25
4.2.1 Hovedprinsippene	25
4.2.2 Særegne forhold ved forurensede sedimenter	26
4.3 ØKONOMISKE VIRKEMIDLER	27
4.3.1 Miljøavgifter og forurensede sedimenter	27
4.3.2 Statlige tilskudd til miljøtiltak i sedimenter	27
4.3.3 Finansiering av miljøtiltak mot oppvirvling av sedimenter	28
4.4 INFORMASJON SOM VIRKEMIDDEL	28
4.5 BEHOV FOR UTVIKLING AV VIRKEMIDLER	29
5 VIDERE SATSNING	30
5.1 HOVEDUTFORDRINGER	30
5.2 TILTAK MOT UTSLIPP FRA KILDER PÅ LAND	31
5.3 HINDRE FORURENSNING FRA SEDIMENTENE	33
5.4 GJENNOMFØRING AV PILOTPROSJEKT KNYTTET TIL OPPRYDDING I FJORDOMRÅDER	35
5.5 UTARBEIDING AV TILTAKSPLANER FOR OPPRYDDING I DEN ENKELTE FJORD	36
5.6 KARTLEGGING AV PROBLEMOMFANG OG -BETYDNING	36
5.7 ADMINISTRATIVE KONSEKVENSER	37

VEDLEGG 1. LANDBASERTE KILDER TIL FORURENSNINGEN	40
VEDLEGG 2. MILJØGIFTENE	44
VEDLEGG 3. MARINE SEDIMENTER SOM POTENSIELL FORURENSNINGSKILDE	50
VEDLEGG 4. VURDERING AV ULIKE TYPER TILTAK I FORURENSEDE SEDIMENTER	57
VEDLEGG 5. GRUNNLAG FOR KOSTNADSOVERSLAG	68
VEDLEGG 6. BESTEMMELSER OM FORURENSNING FRA HAVNER	77
VEDLEGG 7. ARBEIDET TIL NÅ.....	78

Sammendrag

Miljøgifter representerer et betydelig forurensningsproblem i norske fjordområder. Det er vanlig å finne høye konsentrasjoner av en eller flere alvorlige miljøgifter i bunnsedimentene i nærheten av større befolkningskonsentrasjoner og industrivirksomhet. Miljøgifter avsatt på sjøbunnen utgjør sammen med dagens utslipp en betydelig belastning på organismer og økosystem.

I flere fjordområder inneholder fisk eller skalldyr så høye konsentrasjoner av enkelte stoffer at myndighetene fraråder folk å spise denne sjømaten. Per i dag er det gitt kostholdsråd for 24 havner og fjordområder i Norge. Selv om det ikke foregår næringsfiske i områdene hvor det er påvist forurensning, innebærer dette en innskrenkning av muligheten for oppdrett, og for fritidsfiske i folks nærområder.

Dersom ambisjonsnivået er å kunne oppheve kostholdsråd i alle fjorder med unntak av de innerste områdene (by og havneområder) og å hindre ytterligere spredning av miljøgiftene slik at situasjonen ikke forverres noe sted, er dette anslått å koste 8 milliarder kroner. Dersom ambisjonsnivået heves slik at det kan drives fiske og fangst også i de indre fjordområdene og at det i ytterområdene heller ikke forekommer risiko for skade på økosystemet, anslås kostnadene til å bli i størrelsesorden 25 milliarder kroner. Hva det vil koste å gjennomføre tiltak slik at det ikke lenger foreligger risiko for skade på økosystemer eller begrensninger på fiske og fangst i noen deler av fjordene har det ikke vært grunnlag for å anslå. Generelt er det betydelig usikkerhet knyttet til kostnadsanslagene, særlig fordi det er usikkerhet om hvilke tiltak i sedimentene som gir størst effekt under ulike forhold.

Forutsatt at nye tilførsler stanses, vil forurensningsproblemene i fjordene over tid kunne bli vesentlig redusert som følge av naturlig sedimentering. Det er imidlertid stor forskjell fra sted til sted hvorvidt det skjer en slik naturlig tildekning av betydning. Uansett vil det under norske forhold ta lang tid å oppnå et tilstrekkelig dekke til å forhindre at marine organismer blir eksponert for miljøgiftene i sedimentene, anslagsvis 50 til 100 år. Oppvirvling og annen forstyrrelse av sedimentene hindrer at forurensningsproblemene kan bli gradvis redusert på naturlig måte

Forurensningsloven er i utgangspunktet et sterkt virkemiddel for å få gjennomført tiltak i forurenset sjøbunn. Loven gir vid adgang til å gi pålegg til forurenser om tiltak for å redusere miljøproblemene. Forutsetningene for å bruke forurensningsloven er likevel ofte ikke til stede. Dette skyldes bl.a. at årsakene til forurensningsproblemene ofte er utilstrekkelig kartlagt, og at den eller de hovedansvarlige for forurensningene ofte ikke lengre eksisterer eller ikke har tilstrekkelig økonomi til å finansiere tiltak.

Finansieringsmulighetene er derfor en viktig flaskehals i arbeidet med å redusere miljøgiftproblemene i fjordområdene. Etter SFTs vurdering må statlige tilskuddsmidler i en annen størrelsesorden enn tilfelle har vært fram til i dag stilles til rådighet, hvis det skal satses på en omfattende opprydding i fjordområdene.

For å komme videre i arbeidet med å redusere miljøgiftproblemene i fjordområdene foreslås flere initiativ knyttet til å:

- intensivere innsatsen for å redusere utslippene fra viktige gjenværende *kilder på land*, bl.a. skipsverft, gjenstående utslipp fra industrien for øvrig, forurenset grunn, utslipp via kommunalt avløpsnett og mer diffuse utslipp med avrenning via overvann
- gjennomføre tiltak for å redusere spredning av miljøgifter fra *forurensete bunnsedimenter* som følge av oppvirvling og utlekking
- gjennomføre et *pilotprosjekt* knyttet til opprydding i en eller flere fjordområder for rask innhenting av viktige kunnskaper og erfaringer fra arbeid med å gjennomføre nødvendige undersøkelser og tiltak. Det foreslås også å gjennomføre et *forskningsprogram* for å bedre kunnskapene på viktige områder
- utarbeide *tiltaksplaner* for opprydding i den enkelte fjord med utgangspunkt i kartlegging av kildene og deres betydning for forurensningsproblemene
- fullføre *gjenstående kartlegging* for å få oversikt over problemomfanget langs kysten.

Omfang og framdrift i oppfølging av punktene over vil måtte tilpasses de ressurser som stilles til disposisjon.

Ettersom det finnes lite med erfaringer og veiledningsmateriale knyttet til arbeidet med å planlegge og gjennomføre tiltak for å bedre miljøforholdene i et fjordområde, er det viktig å komme i gang med et pilotprosjekt. Det er også viktig å komme i gang med å utarbeide tiltaksplaner for opprydding i de ulike fjordområdene, da det kan være en tidkrevende prosess å få gjennomført de nødvendige undersøkelser for å identifisere kildene og deres betydning for forurensningsproblemene, og hvilke tiltak som bør gjennomføres. Dette arbeidet bør forankres lokalt. Generelt vil det ofte være betydelige besparelser i å stanse utslippene før de havner i sedimentene, og det bør derfor settes inn en målrettet innsats mot viktige gjenstående utslippskilder på land. For å få bedre kontroll med mer diffuse tilførsler som utslipp via overvann og kommunale avløp, foreslås et kommunene gis en klarere rolle og bedre handlingsrom til å kunne sørge for kontroll og reduksjon i disse utslippene.

Det antas at det særlig er i de bynære fjord/havneområdene at gjenstående utslipp har stor betydning. I fjordområdene lengre ut, og særlig i typiske industrifjorder, er utslipp fra hovedkilden til forurensningsproblemene redusert betydelig eller vil om kort tid bli redusert så langt mulig. I fjordområder som dette eller på mer avgrensede lokaliteter hvor sedimentene utgjør en viktig kilde til fortsatte forurensningsproblemer, ligger det til rette for snarlig avklaring og gjennomføring av evt oppryddingstiltak i sedimentene. Generelt gjelder at det vil ha stor betydning å redusere problemene med oppvirvling av forurensete sedimenter som følge av bl.a. havnetrafikk, da dette bidrar til at miljøgiftene spres og gjøres mer tilgjengelig for opptak i organismer.

1 Innledning

Forurensede fjordområder er *et av våre største gjenværende lokale miljøproblem* i Norge. Høye miljøgiftkonsentrasjoner blir funnet nær sagt overalt hvor det letes i sjøbunn i nærheten av industrivirksomhet og større befolkningskonsentrasjoner. Med en langstrakt kyst hvor også størsteparten av byene og tettstedene er lokalisert, blir det store arealer og en stor andel av befolkningen som blir berørt. *Skadelidende interesser* er i første rekke knyttet til fritidsfiske og -fangst i nærmiljøet, og mulighetene for å drive oppdrett. Forurensningsproblemene kan også ha en negativ betydning trivselsmessig.

Økologisk er de høye konsentrasjonene av miljøgifter som er funnet i mange norske fjordområder svært betenkelig. Det er kjent at stoffene som utgjør hovedproblemene kan forårsake alvorlig og uopprettelig skade på levende organismer. Siden fjordområdene er viktige som nærings- og oppvekstområder for en rekke marine organismer, kan miljøtilstanden i disse områdene ha sentral betydning for den samlede eksponering for miljøgifter som det marine økosystem utsettes for. De høyeste miljøgiftkonsentrasjonene og de mest betenkelige effektene finner vi i dyr på toppen av den marine næringskjede.

Miljøverndepartementet (MD) har bedt Statens forurensningstilsyn (SFT) *tilrettelegge for beslutning om virkemidler og tiltaksnivå for opprydding i forurensede marine sedimenter* (brev fra MD til SFT av 3.8.00). SFT bes bl.a. om å drøfte realistiske løsninger, virkemiddelbruk, kostnader og hvordan forurenser betaler-prinsippet kan praktiseres. Videre skal helse- og miljøproblemene knyttet til forurensede havne- og fjordområder beskrives, det skal gis en gjennomgang av tekniske, praktiske og juridiske problemer knyttet til det videre arbeidet, herunder vurdere problemene som følger av at det fortsatt tilføres miljøgifter til flere av de forurensede områdene.

Utfordringene i arbeidet med å løse problemene med miljøgiftforurensning i fjordene er store. Dette er knyttet til problemenes omfang og kompleksitet (kap. 2) med hensyn til tilførsler fra kilder på land og forurensede sedimenter, behovet for bedre kunnskaper, kostnadene ved å gjennomføre undersøkelser og oppryddingstiltak og utfordringene med å finne fortsatt eksisterende ansvarlige for forurensningen med økonomi til å finansiere tiltak.

Det er derfor nødvendig å foreta en nærmere prioritering i forhold til hvor det er realistisk å forvente ulik grad av miljøforbedring innenfor et rimelig tidsperspektiv. Dette vil både være avhengig av økologiske og brukermessige interesser knyttet til å sikre en god miljøkvalitet i ulike områder, mulighetene for snarlig og varig kontroll med løpende utslipp, og kostnadene ved å gjennomføre nødvendige tiltak. Med utgangspunkt i dette gis det i kapittel 3 eksempler på ulike mål for miljøkvalitet og alternative ambisjonsnivåer nasjonalt. Videre foretas en nærmere drøfting og eksemplifisering av kostnadene ved å rydde opp under gitte forutsetninger. Utgangspunktet for vurderingene er hele tiden fjordområdene, de utenforliggende *kyst- og havområdene omfattes ikke av gjennomgangen i denne rapporten.*

For å sikre fremdrift og resultater i det videre arbeidet, er det behov for å se nærmere på flaskehalsene i arbeidet til nå og hvordan de kan løses. I kapittel 4 gis en drøfting av aktuelle virkemidler på området, og hvorvidt de gir nødvendig handlingsrom i ulike sammenhenger. I kapittel 5 redegjøres for hva SFT anser som prioriterte oppgaver i tiden fremover, og viktige forutsetninger for å sikre langsiktige løsninger.

Innspill fra ulike miljøer har vært viktig ved utarbeidelse av rapporten. Spesielt nevnes Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) som har bidratt med innspill vedrørende helserisiko, kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner for fisk og skalldyr (innarbeidet i kapittel 2). Videre er følgende arbeider utført på oppdrag fra SFT og brukt som underlagsmateriale:

- Norsk institutt for vannforskning (NIVA): Marine sedimenter som potensiell forurensningskilde – overordnede prinsipper og styrende faktorer (vedlegg 3)
- Norges Geotekniske Institutt (NGI): Vurdering av ulike typer tiltak i forurensete sedimenter (vedlegg 4)
- Norwegian Environmental Technology (NET) har, som grunnlag for kostnadsanslag, gjennomført vurderinger av behov for tiltak for å nå ulike ambisjonsnivå
- Det Norske Veritas (DNV): Kostnader ved tiltak i forurensete sedimenter og kildebegrensning

2 Miljøproblemet

2.1 Innledning

Havner og fjordområder har gjennom lang tid blitt tilført forurensning fra ulike virksomheter og aktiviteter. Miljøgifter er avsatt på sjøbunnen og utgjør sammen med dagens utslipp en betydelig belastning på organismer og økosystem. Stoffene kan føre til økt dødelighet, hemmet vekst eller redusert formeringsevne hos marine organismer. Forurensningsstoffene kan også ende på vårt spisebord. I flere områder inneholder fisk eller skalldyr så høye konsentrasjoner av enkelte stoffer at myndighetene fraråder folk å spise denne sjømaten. I enkelte områder er det også gitt omsetningsrestriksjoner.

Utlekking av miljøgifter fra sedimentene vil kunne pågå i lang tid og kan føre til at miljøproblemet fortsetter å eksistere selv om nye tilførsler stanses. Sammenhengen mellom miljøgifter på sjøbunnen og effekter på organismene er komplisert, da en rekke faktorer virker inn på mobilisering av stoffene. Det er derfor umulig å forutsi helse- og miljøeffekter ut i fra enkle målinger.

Boks 2.1 Miljøgifter

Et stoff regnes som miljøgift dersom det kan gi skader selv når det forekommer i lave konsentrasjoner eller i små mengder. Miljøgifter har en eller flere av følgende egenskaper: høy akutt giftighet, kronisk giftighet og i tillegg markert tendens til bioakkumulering (oppkonsentrering i organismer) eller biomagnifikasjon (oppkonsentrering gjennom næringskjeder) og/eller lav nedbrytbarhet. De kroniske virkningene kan være forstyrrelse av hormonbalanse, endret adferd, redusert immunitet, endring i arvestoffet, kreft, redusert evne til formering og fosterskader.

2.2 Tilførsler av miljøgifter og akkumulering på sjøbunnen

Kilder til tilførsler av miljøgifter til fjordene og sjøbunnen er mange og ikke ensartede. Enkelte industribedrifter har utslipp direkte i fjordene. Men også utslipp til vassdragene eller atmosfæren kan tilføres kystområdene. Enkeltkilder til utslipp til vann er bl.a. smelteverk, kjemisk industri, gruver og mekanisk industri. Mer diffuse kilder omfatter blant annet forurenset grunn, avfallsdeponier, forbrenning, avløp, overvann og produkter. Miljøgifter i produkter kan tilføres naturen direkte når produktene brukes. Dette gjelder for eksempel begroingshindrende midler som lekker fra bunnstoff på båter. Andre stoffer kan tilføres det marine miljøet via blant annet avløp, overvann og sigevann fra avfallsfyllinger. Mange stoffer kan spres svært langt fra de opprinnelige kildene og langtransportert forurensning bidrar til generelt forhøyede bakgrunnsnivåer. Miljøgiftkonsentrasjoner som er funnet i fjordområder nær bosetninger og industrivirksomhet er imidlertid av en helt annen størrelsesorden og er i stor grad forårsaket av lokale tilførsler (en nærmere omtale av viktige kilder er gitt i vedlegg 1).

Mange av miljøgiftene bindes i stor grad til partikler som sedimenterer på sjøbunnen. Materialtransport, mengde sedimentert materiale og konsentrasjon av miljøgifter i sedimentene er svært avhengig av lokale forhold. De viktigste miljøgiftene som er akkumulert

i sedimenter er polyklorete bifenyler (PCB), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), tributyltinn (TBT), kvikksølv, kadmium, bly og kobber. Dioksin, heksaklorbenzen (HCB) og DDT utgjør et forurensningsproblem i enkelte områder. En skal også være oppmerksom på muligheten for at et større antall andre miljøgifter tilføres sedimenter uten at dette foreløpig har vært undersøkt i nevneverdig grad. Bromerte flammehemmere er eksempler på stoffer som det rettes mer oppmerksomhet mot og som kan vise seg å være like utbredt som de mer "kjente" stoffene (En nærmere omtale av de viktigste miljøgiftene er gitt i vedlegg 2).

Hvilke stoffer som utgjør miljøproblemet i ulike områder er avhengig av hvilke virkninger som er eller har vært dominerende lokalt. I mange forurensede områder, særlig indre fjord- og havneområder, er forurensningen en blanding av ulike miljøgifter. I andre områder kan forurensningen i større grad knyttes til enkeltkilder og i enkelte områder er det bare utslipp av et eller kun få stoffer som har ført til miljøproblemet. Eksempelvis har havneområdet i Oslo opp gjennom tidene fått store tilførsler fra avløpssystemer og vassdrag sterkt påvirket av ulike typer næringsvirksomhet, industriutslipp, deponier og overvann og fra direkte utslipp (tidl. skipsverft)¹. Dette har medført at sedimentene i området er sterkt forurenset med en rekke miljøgifter² og det er funnet overkonsentrasjoner av PCB, TBT, TFT, PAH og nedbrytningsprodukter av DDT i ulike organismer³. Grenlandsfjordene er sterkt forurenset som følge av utslipp av dioksin, andre klororganiske stoffer, PAH og kvikksølv fra enkelte større industribedrifter. Fjorder med utslipp fra smelteverksindustri (Fedafjorden, Saudafjorden, Årdalsfjorden, Sunndalsfjorden, Vefsnfjorden, Ranfjorden, og Karmsundet) er belastet spesielt med PAH. Ved skipsverft, småbåthavner og i trafikkerte havner og skipsleier er det funnet særlig høye konsentrasjoner av tinnorganiske forbindelser^{3,4,5,6,7}.

Samtidig som sjøbunnen er mottaker av forurensningen utgjør sedimentene også et betydelig lager for miljøgifter som er en potensiell kilde for spredning av forurensning i fjordene og opptak i organismer. Grad av forurensning vil være viktig i vurderingen av sedimentet som kilde, men det er en rekke ulike faktorer som styrer tilførslene fra sediment; bioturbasjon (omrøring i sedimentene pga biologisk aktivitet), oppvirvling av sediment, oksygenforhold, innholdet av organisk materiale i sedimentet (mengde og type), miljøgiftenes tilstandsform og interaksjon mellom ulike miljøgifter, jf. vedlegg 3.

Problemet med sedimenter som kilde er størst i områder hvor overflatesedimentene er forurenset. Forurensede sedimenter overdekket av rent materiale har et moderat potensiale som kilde. I de fleste norske havner og fjorder er imidlertid den naturlige sedimentasjonen liten og tiden det tar å overdekke et forurenset sediment er relativt lang, vedlegg 3.

¹ Johansen, S.S. og Samdal, J. E. 1995. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. Rapport 611/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3291, 80 s.

² Konieczny, R. M. 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområde. NIVA-rapport 2696, 52 s.

³ Knutzen, J. et al. 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. NIVA-rapport 4126, 89 s.

⁴ Jørgensen, E. et al. 2000. Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 786/00. 1235 s.

⁵ Berge, J. A. et al. 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Norwegian State Pollution Monitoring Programme. Report 693/97, 36 s.

⁶ Knutzen, J. et al. 1995. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 610/95. 79 s.

⁷ Næs, K. et al. 2000. Miljøgiftundersøkelse i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. NIVA-rapport nr. 4232, 135 s.

Viktige årsaker til spredning av forurensningen lokalt er spesielt oppvirvling fra båttrafikk, men også mudring, dumping og utfylling. Videre kan høy biologisk aktivitet i sedimentene bidra til spredning. Et forurenset sediment som ligger på grunt vann og som jevnlig oppvirvles av skipstrafikk, bølger, strøm og tidevann er et større risikoelement enn et sediment som ligger på dypt vann hvor fysiske påvirkninger er små. I forbindelse med oppvirvling av forurensete sedimenter vil miljøgifter knyttet til sedimentene lettere kunne frigjøres fra partiklene. Eksperimentelt arbeid med oppvirvling av havnesedimenter har indikert at man får en frigivelse av miljøgifter (f.eks. kvikksølv) fra partiklene og vedvarende dårlig vannkvalitet⁸. Mobilisering av miljøgifter kan også skje i tilfeller med vannutskiftning og tilførsel av nytt oksygenrikt vann i dypbassenger.

Spredning av forurensning ut i kyststrømmen og havet er avhengig av om det er terskler i fjordene, lokale strømforhold, samt ferskvannstilførsler som gir aktiv uttransport i overflatelaget. Generelt vil det meste av miljøgifter som tilføres norske fjorder avsettes på bunnen inne i fjordene. Noe vil likevel transporteres ut og spres med kyststrømmen til akkumulasjonsområder langs kysten/andre fjorder eller ut i åpent hav.

2.3 Påvirkning av livet i sjøen

De marine organismene kan ta opp miljøgifter direkte fra vannfasen, via sedimenter og føde. I mange tilfelle skjer opptaket ved en kombinasjon av flere typer eksponering. For organismer høyere opp i næringskjeden vil føden være den viktigste opptaksveien.

Utslipp som skjer til overflatelaget i en fjord eller havn vil som regel påvirke større deler av det marine økosystemet enn tilførsel fra sediment som ligger på dypt vann. Organismer som stort sett lever over sprangsjiktet (i brakkvannslaget), for eksempel blåskjell, vil i liten grad bli påvirket av forurensete sedimenter med unntak av de tilfeller hvor de forurensete sedimentene befinner seg på grunt vann. Når det gjelder fisk vil eksponeringen avhenge om det er fisk som hovedsakelig lever i øvre deler av vannmassen eller om det er fisk som store deler av sitt liv lever nær bunnen og ernærer seg på dyr som lever i sedimentoverflaten, jf. vedlegg 3.

Miljøgiftene kan føre til skader på enkeltorganismer, populasjoner og økosystem. Det kan være vanskelig å påvise om forstyrrelser i økosystemene i norske fjorder skyldes miljøgiftproblematikken. Eksempelvis kan reduksjon i artsantallet også være knyttet til eutrofiering og det kan være vanskelig å isolere effekt av miljøgifter. Det meste av kunnskapen om virkninger av miljøgifter kommer fra laboratorieundersøkelser som viser sammenhenger mellom forurensningsnivåer og virkninger på organismer, og fra begrensede feltundersøkelser med enkelte arter. Organismene i naturlige miljøer kan være mer eller mindre følsomme. Når det er store overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivå må det imidlertid oppfattes som et alvorlig varselsignal selv om det ikke er påvist at skadevirkninger forekommer i de aktuelle områdene.

Av skader påvist langs norskekysten er virkninger av TBT hos purpursneglen mest kjent. TBT kan føre til at hunnen av arten purpursnegl utvikler hannlige kjønnsorgan (såkalt imposex) som igjen kan føre til ødelagt forplantningsevne. Imposex, og til dels sterilitet, er påvist hos purpursnegl i undersøkte områder langs store deler av kysten. Graden av biologiske effekter

⁸ Skei, J., Oen, H., Pettersen, O., Bryde, J. og L. J. Skuggevik (1994). Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport nr.6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensete sedimenter i Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. NIVA-rapport, 3070, 46 s.

henger sammen med konsentrasjon av TBT i sneglene⁵. Undersøkelser tyder på at overflatevannet i hele indre Oslofjord er giftig for særlig ømfintlige marine organismer. De (så langt kjente) mest ømfintlige artene finnes av naturlige grunner ikke i området, men det er observert forstyrrelse av kjønnsorganene hos hunner av strandsnegl. Forekomsten av TBT representerer sannsynligvis en generell påkjenning for et flertall av artene i organismeresamfunn fra de mest havnenære delene av fjorden. Ved de høyeste konsentrasjonene vil for eksempel blåskjell ha redusert vekst³.

2.4 Helserisiko

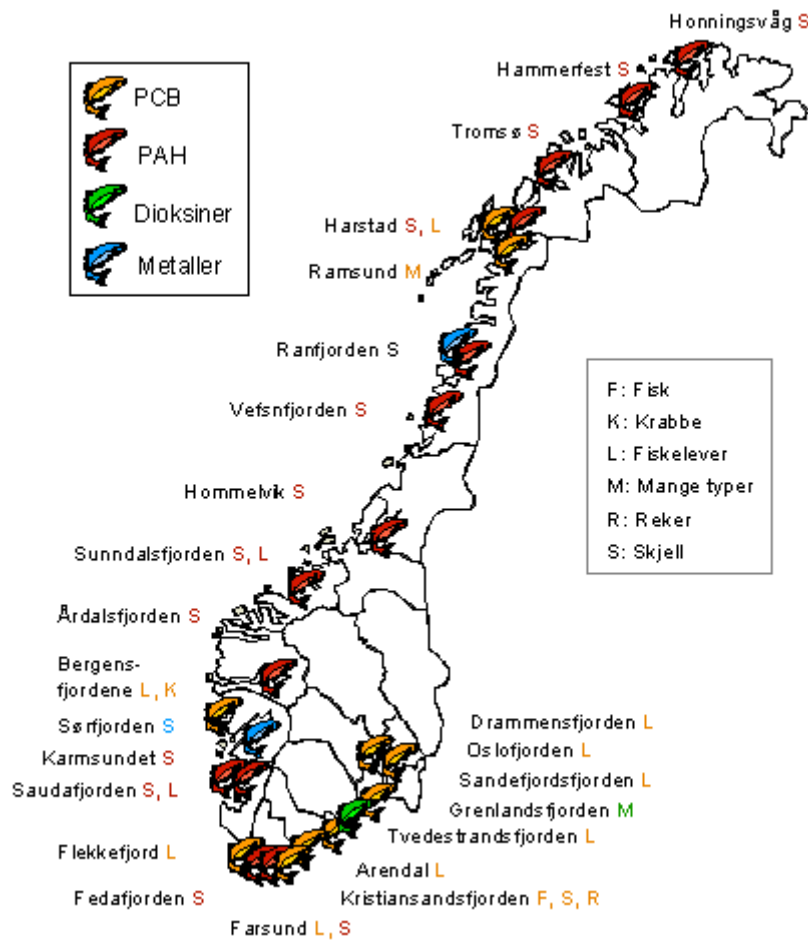
Fisk og skalldyr tar opp miljøgifter fra byttedyr og omgivelsene, og vi mennesker får i oss miljøgifter gjennom maten vi spiser. Miljøgifter er i utgangspunktet uønsket i matvarer, men med dagens avanserte analysemetodikk vil vi finne ulike mengder av en eller flere slike stoffer i alle matvarer. En ekspertkomité, Joint Expert Committee on Food Additives and Contaminants (JECFA), nedsatt av FAO og WHO fastsetter provisorisk tolerabelt ukentlig inntak (PTWI) for ulike miljøgifter basert på eksperimentelle resultater fra forsøksdyr, epidemiologi og andre vitenskapelige studier. Ved fastsettelse av PTWI tas det utgangspunkt i at stoffenes kritiske effekter først opptrer ved overskridelse av en viss doseterskel. Dette ukeinntaket skal en person kunne få i seg hver uke gjennom hele livet uten at det medfører helseskader. Det er langtidsvirkningene av akkumulering av miljøgiftene som gir grunn til bekymring, om inntaket av miljøgifter er større enn anbefalt i perioder antas det ikke å være forbundet med helsерisiko bare man ellers får i seg mindre. For miljøgifter hvor det ikke foreligger en doseterskel som for eksempel stoffer med gentoksiske effekter (eks. PAH), benyttes andre modeller for å vurdere helseskade. Slike vurderinger resulterer ofte i ekspertanbefalinger om at inntaket skal være så lavt som rimelig mulig.

Det er mye vi ikke vet om mulige helseskader forårsaket av miljøgifter. Det er for eksempel bare et fåtall stoffer som måles i biologiske prøver i miljøet, sett i forhold til alle de kjemikalierne som finnes på markedet. Det er også viktig å være klar over at skadeeffektene som er påvist i forsøk er knyttet til de enkelte stoffenes virkning hver for seg. I naturen, og derfor også i maten, opptrer stoffene i blanding, og helseeffektene av slike kjemikalieblandinger har vi i dag meget mangelfull kunnskap om. Det kan tenkes at enkelte effekter forsterkes, eller at nye skadeeffekter oppstår når kjemikalier opptrer samtidig. Det er derfor et gjeldende prinsipp nasjonalt og internasjonalt at innholdet av miljøgifter i mat skal være så lavt som rimelig mulig.

Folk som spiser fisk og skalldyr fra forurensede havner og fjorder i Norge vil kunne overskride de fastsatte tolerable ukeinntakene for ulike miljøgifter, og det kan være en uakseptabel risiko for at helseskader som kreft, redusert immunforsvar, reproduksjonsforstyrrelser, skader på nervesystemet og nyrene oppstår. Betydningen av konsum av fisk og skalldyr fra de forurensede områdene for forekomst av denne type skader i befolkningen vil imidlertid være tilnærmet umulig å spore/dokumentere, blant annet fordi slike skader også kan forårsakes av en rekke andre faktorer som påvirker oss daglig.

Statens næringsmiddeltilsyn nedlegger omsetningsrestriksjoner og gir kostholdsråd når matvarer er vesentlig mer forurenset enn bakgrunnsnivå og hvis de kan utgjøre betydelige bidrag til tolerabelt ukeinntak av ulike miljøgifter. Inntaket av miljøgifter kommer fra flere kilder, og det legges til grunn at hele det tolerable ukeinntaket ikke skal fylles opp av for eksempel et krabbemåltid.

Per i dag er det gitt kostholdsråd for 24 havner og fjordområder i Norge. I 5 av disse områdene er det også omsetningsrestriksjoner på enkelte matvarer. Det vil i nær framtid gis omsetningsforbud i de samme områdene som det er kostholdsråd. Antallet områder med kostholdsråd eller restriksjoner har økt de senere år. Økningen skyldes at det er foretatt undersøkelser av marine organismer i områder hvor det tidligere ikke fantes slike data. Det totale området med kostholdsråd er imidlertid redusert fra 1008 km² i 1991 til 818 km² i 2000. I noen fjorder er den geografiske utbredelsen av kostholdsrådet redusert over tid som følge av reduserte utslipp fra industrien. I andre områder viser det seg at nivåene av miljøgifter i fisk og skaldyr synker svært langsomt til tross for store utslippsreduksjoner.



Figur 1. Områder med kostholdsråd (kilde: <http://www.miljo.no/miljostatus>)

Boks 2.5 Kostholdsråd

Det er gitt kostholdsråd på grunn av innholdet av miljøgifter fisk eller skalldyr i en rekke havner og fjorder (figur 1). De fleste kostholdsrådene for skjell skyldes først og fremst høye funn av PAH. Fiskelever er ofte forurenset med PCB, og ellers kan krabber og fisk være forurenset med dioksiner eller andre klororganiske stoffer, mens det kun i et fåtall områder er kostholdsråd som følge av tungmetaller. Det er bare i de aller mest forurensete havnene at det er avdekket høye funn av miljøgifter i fiskefilet. Dette skyldes at miljøgiftene oftest oppkonsentreres i mer fettrike organer. I 2000 er det gitt kostholdsråd i 10 nye områder etter nye undersøkelser av miljøgiftinnhold i fisk og skalldyr. Eksempelvis ble det i havneundersøkelse på Agder i 1997-1998⁷ funnet betydelig forurensning med PCB i lever av torsk. I Farsund-området ble det også funnet store overkonsentrasjoner av PAH og benzo(a)pyren i skjellmat. På bakgrunn av disse funnene ga næringsmiddelmyndighetene nye kostholdsråd i Tvedestrand, Arendal, Flekkefjord og Farsund-området i 2000 og det geografiske området med kostholdsråd i Kristiansandsfjorden ble noe utvidet.

Nye undersøkelser kan avdekke flere funn av miljøgifter. I tillegg til nye data, vil også ny forskning og kunnskap kunne føre til at nivåene vil vurderes annerledes enn i dag. Internasjonalt ser det ut til at ulike ekspertgrupper vurderer dioksiner og PCB som mer giftig enn først antatt. Skulle det bli internasjonal enighet om å senke det tolerable ukeinntaket for disse stoffene, er det fare for at kostholdsrådene må utvides.

2.5 Kartlagt forurensning

I 1992 hadde man oversikt over 32 fjorder/-områder hvor alvorlig forurensning var dokumentert⁹. I 1993-94 ble det gjennomført sonderende undersøkelser langs kysten for å få en bedre oversikt over omfanget av problemet med forurenset sjøbunn^{10,11,12}. Sedimenter i mer enn 120 større og mindre delområder (lokaliteter) i fjordene er hittil undersøkt og funnet å ha høye konsentrasjoner av miljøgifter¹³. Prøver fra ca 90 av delområdene viser at sedimenter er meget sterkt forurenset med et eller flere av stoffene PCB, PAH, TBT, kvikksølv, bly og kadmium¹⁴.

⁹ SFT-rapport 92:32 Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensete sedimenter. Handlingsplan for opprydning, 74 s.

¹⁰ Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 587/94.

¹¹ Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 2. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern-Hvitsten. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 588/94.

¹² Konieczny, R. M. 1996. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 3. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund-Kirkenes. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 608/95.

¹³ SFT-rapport 98:11. Forurensete marine sedimenter. Oversikt over tilstand og prioriteringer. 74 s.

¹⁴ Tilsvarende tilstandsklasse V i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (SFT-veiledning 97:03). Klassifiseringssystemet for miljøgifter i sedimenter bygger på overkonsentrasjoner i forhold til et "antatt høyt bakgrunnsnivå". Klasse I er en anslått grense for konsentrasjon av vedkommende miljøgift som man kan registrere på steder langt fra større, identifiserbare punktkilder. Klasse V betyr "meget sterkt forurenset".

Undersøkelser av miljøgiftinnhold i marine organismer er foretatt i mindre utstrekning i fjorder og havner¹⁵. Data for blåskjell, torsk og sandflyndre fra diffus belastning i ytre kystsoner finnes i SFTs rapporter fra overvåkingsprogrammet Joint Monitoring Program (JMP) som i 1995 gikk over i Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP). Programmet har vært en del av "Statlig program for forurensningsovervåking" og Norges bidrag i Oslo/Paris Kommisjonen (OSPARCOM). Undersøkelsene viser at nivåene av miljøgiftene i disse organismene i ytre kystsoner er relativt lave. Andre undersøkelser innen "Statlig program for forurensningsovervåking" har hovedsakelig dekket fjordområder sterkt påvirket av industrivirksomhet. Mye data om nivåer og trender finnes fra disse fjordene. I flere av områdene er utviklingen av miljøgiftinnhold i organismer (blåskjell) fulgt over flere år og i enkelte områder har en sett en utvikling til det bedre som følge av tiltak ved industribedriftene. Dette har bla. ført til at arealet med kostholdsråd er noe redusert.

I de siste 3-4 åra er det arbeidet med å øke den geografiske dekkningen på kunnskap om miljøgiftinnhold i marine organismer. Siden 1997 er det gjennomført undersøkelser av sedimenter og organismer i 8 havneområder i Agder-fylkene⁷ og i 4 havneområder i Troms og Finnmark⁴. I flere av havnene i Aust-Agder og Vest-Agder ble det funnet betydelig forurensning med PCB i lever av torsk med overkonsentrasjoner på opptil 8-10 ganger i forhold til antatt høyt bakgrunnsnivå. I undersøkelsen fra havner i Nord-Norge ble det funnet forhøyede nivåer og til dels meget sterk belastning med bla. PCB, TBT og PAH i organismer. Undersøkelser pågår i havner i Rogaland og på Østlandet i 2000.

2.6 Kunnskapsmangler

Undersøkelser av miljøgiftforurensningen i marint miljø i Norge er ikke dekkende geografisk. Det gjenstår å kartlegge en del områder fra Hordaland til og med Nordland med sterkt forurensede sedimenter (tilstandsklasse V) med hensyn til miljøgifter i fisk og skallyr. Slik kartlegging er blant annet viktig for å vurdere helserisiko ved å spise fisk og skalldyr fra de belastede områdene.

Det er begrenset kunnskap om betydningen av ulike kilder for forurensningssituasjonen i fjordområdene generelt, herunder den forholdsmessige betydningen av miljøgifttilførslene fra bunnsedimentene og fra aktive kilder på land. Det vil være behov for kunnskap om de enkelte kildenes betydning for forurensningssituasjonen i det enkelte fjordområde som grunnlag for utarbeiding av tiltaksplaner.

Sammenhengene mellom konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene eller vannfasen, nivå i ulike organismer og biologiske effekter eller virkninger på de marine økosystemene er ikke enkle. Bedre kunnskaper om disse sammenhengene og utvikling av gode indikatorer vil bidra til å bedre grunnlaget for tiltaksvurdering og prioritering, samt redusere kostnader ved undersøkelser og tiltak.

Mange kjemikalier som er eller har vært i bruk og spres i miljøet er ikke tilstrekkelig undersøkt med hensyn til helse- og miljørisiko. For mange stoffer mangler kunnskap om effekter. Det er også lite kunnskap om hvordan stoffene opptrer sammen.

¹⁵ SNT-rapport 10, 1997 Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder, 25 s.

Undersøkelsene av miljøgifter i marine sedimenter og organismer er utført på et begrenset antall stoffer. Bruken av for eksempel bromerte flammehemmere, ftalater og muskstoffer mistenkes for å ha eller i framtida få betydning for helse og miljø. Disse stoffene er i liten grad undersøkt i marint miljø. Stoffet tilføres også norske områder fra kilder andre steder i verden. Toksafen er eksempel på et stoff som ikke har vært benyttet i Norge, men som finnes spredd i miljøet globalt som følge av langtransport via luft og hav.

3 Alternative ambisjonsnivåer og konsekvensene av disse

3.1 Bakgrunn

Ved vurdering av alternative ambisjonsnivåer for det videre arbeidet med å bedre miljøforholdene i fjordområdene, er det tatt utgangspunkt i gjeldende nasjonale mål på området:

Strategisk mål for arbeidet med helse og miljøfarlige kjemikalier:

”Utslipp og bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier skal ikke føre til helseskader eller skader på naturens evne til produksjon og selvfornyelse. Konsentrasjonene av de farligste kjemikaliene i miljøet skal bringes ned mot bakgrunnsnivået for naturlig forekommende stoffer, og tilnærmet null for menneskeskapte forbindelser”¹⁶.

Resultatmål for arbeidet med forurensede fjordområder/sedimenter:

”Forurensning av grunn, vann og sedimenter forårsaket av tidligere tiders virksomhet, feildisponering av avfall og lignende, skal ikke medføre fare for alvorlige forurensningsproblemer.”

De øvrige tre resultatmålene knyttet til helse og miljøfarlige kjemikalier er rettet mot utslipp og bruk av kjemikalier. Målene angir stans og betydelig reduksjon for en rekke stoffer på ulike tidspunkter, og har også et generasjonsmål som går ut på kontinuerlig reduksjon og utslippsstans innen 2020 for kjemikalier som utgjør en alvorlig trussel mot helse og miljø.

Hva som oppfattes som *alvorlige forurensningsproblemer* (jf. resultatmålet), vil kunne være forskjellig for de ulike fjordene og for ulike deler av et fjordområde. Dette vil både ha sammenheng med hvilke verdier og interesser som er knyttet til det aktuelle området, og hvilke kostnader som forurensningsproblemerne dermed representerer i form av tapte næringsinntekter (eks oppdrett av fisk og skalldyr), reduserte muligheter for fritidsfiske og skader på organismer og økosystem. Kostnadene for å oppnå en bestemt miljøkvalitet for å ivareta ulike brukerbehov og naturverdier vil også variere betydelig fra sted til sted avhengig av lokale forhold.

I det følgende gis eksempler på ambisjonsnivåer for det videre arbeidet med å redusere forurensningsproblemer i fjordområdene og de kostnadsmessige konsekvensene drøftes. *Når kostnadene ved oppfylning av ulike ambisjonsnivåer er vurdert videre i kapitlet er dette med utgangspunkt i nasjonalt nivå.*

3.2 Alternative ambisjonsnivåer

Som utgangspunkt for å skissere ambisjonsnivåer er det formulert alternative miljøkvaliteter som det kan være ønskelig å oppnå i et område. Disse er presentert i boks 3.1.

¹⁶ St.meld. nr. 8 (1999-2000): Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand.

Boks 3.1 Alternative miljøkvaliteter

Miljøkvalitet 1:

Området skal ha en miljøkvalitet som sikrer at biologiske effekter eller virkninger på økosystem unngås.

Med dette skal risiko for skader på økosystemene reduseres til et minimum og det skal ikke lenger være behov for kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Hensikten er å opprettholde biologisk mangfold, hindre effekter på menneskers helse og sikre brukerinteresser, som f.eks fiske, i fjordområdene.

Miljøkvalitet 2:

Området skal ha en miljøkvalitet som sikrer egnethet for fiske og fangst.

Miljømålet relateres til brukerinteresser som fiske, fangst (eks. skjell) og oppdrett. Inkludert i dette vil en hindre effekter på menneskers helse, da det forutsettes at spiselige organismer ikke skal inneholde miljøgiftnivåer som medfører behov for kostholdsråd.

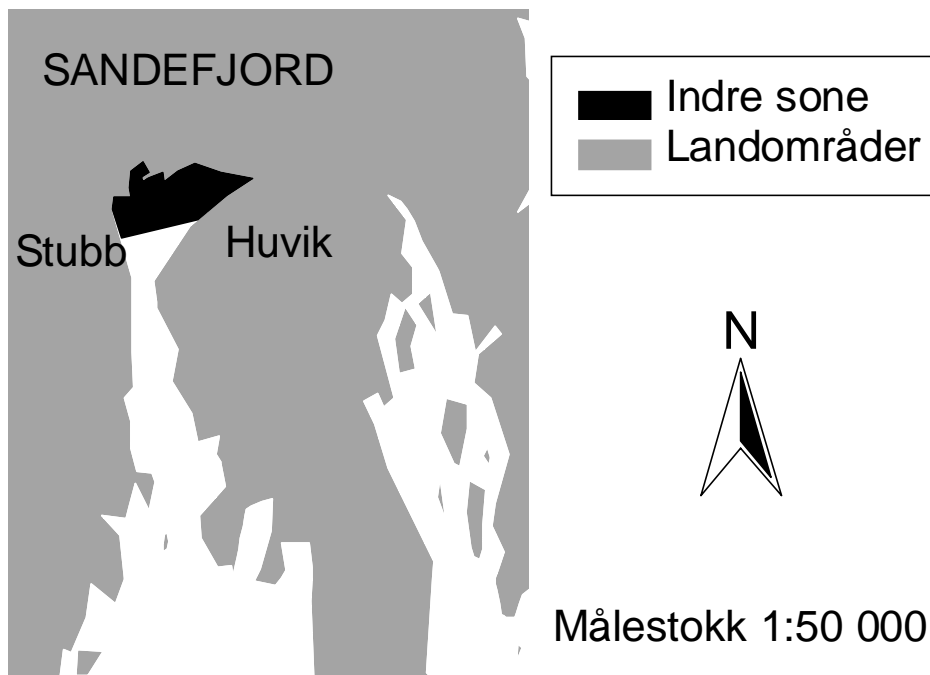
Miljøkvalitet 3:

Uakseptabel spredning av miljøgifter skal unngås

Miljømålet innebærer å redusere spredning av miljøgifter betydelig og er i første rekke rettet mot utslipp fra landbaserte kilder, oppvirvling av forurenset sediment som følge av f.eks skipstrafikk og strøm og spredning av forurensning forårsaket av dette.

For å oppnå bedret miljøkvalitet er det nødvendig å se tilførsler fra ulike kilder på land og fra forurensete sedimenter i sammenheng. I tillegg til konsentrasjon i vannfase og sediment vil også andre forhold som stoffenes tilgjengelighet for opptak og samvirkning mellom stoffer ha betydning for skadeeffekter av forurensningene.

Ved skissering av mulige ambisjonsnivå og utarbeidelse av kostnadsoverslag på nasjonal basis har vi funnet det hensiktsmessig å dele fjordene i to områder, et *by/havneområde* og *et ytre område*. Begrunnelsen for dette er at kildene på land i den umiddelbare nærheten av by/havneområder ofte er mer sammensatte og uoversiktlige enn lengre ute i fjordene. Det kan dermed være vanskeligere eller betydelig mer kostbart å oppnå like høy miljøkvalitet i de indre havnebassengene enn lengre ute i fjordene hvor det er færre kilder. Inndelingen er derfor gjort for evt å kunne differensiere mellom indre og ytre område når det skal tas stilling til hvilken miljøkvalitet som skal oppnås. For å illustrere størrelsesordenen av de by/havneområdene er det vist to eksempler i kart 3.1 og 3.2



Kart 3.2 og 3.2: Illustrasjon av størrelse på by/havnesone. Eksempler fra Sandefjord og Oslo

Ved å kombinere områdeinndelingen og alternative krav til miljøkvalitet er det skissert tre alternative ambisjonsnivåer. Disse er vist i boks 3.2. I tillegg til å vurdere disse tre

ambisjonsnivåene er det gjort betraktninger knyttet til å forhindre oppvirvling fra skipstrafikk i by/havneområde. For en kort oppsummering se tabell 3.1.

Boks 3.2 Alternative ambisjonsnivåer

Ambisjonsnivå 1

Hele fjorden skal ha en miljøkvalitet som sikrer at biologiske effekter eller virkninger på økosystem unngås.

Ambisjonsnivå 2

Hele fjorden skal ha en miljøkvalitet som sikrer egnethet for fiske og fangst. Det ytre området skal i tillegg ha en miljøkvalitet som sikrer at biologiske effekter eller virkninger på økosystem unngås.

Ambisjonsnivå 3

I hele fjorden skal uakseptabel spredning av miljøgifter unngås. Det ytre området skal i tillegg ha en miljøkvalitet som sikrer egnethet for fiske og fangst.

Tabell 3.1: Alternative ambisjonsnivåer, kombinasjoner av miljøkvalitet og områder

Ambisjonsnivå	Krav til miljøkvalitet	
	By/havneområde	Ytre område
Ambisjonsnivå 1	Miljøkvalitet 1	Miljøkvalitet 1
Ambisjonsnivå 2	Miljøkvalitet 2	Miljøkvalitet 1
Ambisjonsnivå 3	Miljøkvalitet 3	Miljøkvalitet 2

Tilleggs vurdering (del av ambisjonsnivå 3)

	By/havneområde	Ytre område
	Ikke oppvirvling fra skipstrafikk	

De tre ambisjonsnivåene representerer forskjellig utgangspunkt for arbeidet med å gjøre noe med miljøgiftproblemene i norske fjorder.

Ambisjonsnivå 1 tar utgangspunkt i den ideelle og strategiske målsettingen om bl.a. å unngå skader på naturens evne til produksjon og selvfornyelse (jf kap 3.1). Mangelfulle kunnskaper om hvilke skadevirkninger som vil kunne inntreffe på lang sikt, kombinert med de aktuelle stoffenes alvorlige egenskaper, tilsier i tråd med føre var og strategisk mål at miljøgiftkonsentrasjonene i bunnsedimenter og vannmasser bør bringes ned mot bakgrunnsnivå. Ved bedre kunnskaper om miljøgiftenes tilgjengelighet og virkning, både enkeltvis og i kombinasjon med andre stoffer og miljøfaktorer, vil vurderingene av risiko for skadeeffekter kunne gjøres mer presis og tiltak blir dermed mindre omfattende.

Ambisjonsnivå 2 forutsetter også betydelig satsing nasjonalt. I den alt overveiende del av fjordområdet, det ytre området, stilles samme krav til miljøkvalitet som i ambisjonsnivå 1. Det åpnes imidlertid for noe lavere ambisjonsnivå i de delene av fjorden som ligger kloss opp

til by- og havneområdene. Selv her stilles det krav om bruksmuligheter i fjorden, ved at fiske og fangst skal være mulig. For å få til dette på nasjonal basis kreves omfattende miljøforbedring i forhold til dagens situasjon, blant annet med sikte på oppheving av kostholdsråd. Hvorvidt dette vil være ambisiøst å få til for den enkelte fjord vil variere betydelig.

Ambisjonsnivå 3 medfører at brukerinteresser i den alt overveiende del av fjorden, det ytre området, skal ivaretas. Også dette ambisjonsnivået vil mange steder kunne innebære betydelige tiltak, jf blant annet at det i dag er store områder med kostholdsråd som strekker seg langt utover et indre havn/byområde. Samtidig vil dette kanskje representere et minimum av hva mange vil forvente for å sikre viktige brukerinteresser.

3.3 Tiltak

Hvor omfattende tiltak mot tilførsler fra kilder på land og mot sedimenter som er nødvendig å gjennomføre for å nå ulike ambisjonsnivå vil variere fra sted til sted og må avklares i hvert enkelt tilfelle. Hvilket tidsperspektiv som legges til grunn kan være av betydning for omfang av tiltak. Forutsatt at nye tilførsler av miljøgifter stanses, vil overdekking med uforurenset materiale kunne bidra til å redusere sedimentenes potensiale som forurensningskilde. I de fleste norske fjorder og havner er imidlertid den naturlige sedimentasjonsraten liten. Det er ikke uvanlig at sedimentasjonsraten bare er 1-2 mm pr år og det kan dermed ta 50-100 år før det er bygd opp et sedimentlag på 10 cm, jf. vedlegg 3. Oppvirvling, strøm og bioturbasjon kan også føre til at problemet ikke løses gjennom overleiring.

Eventuelle sedimenttiltak må tilpasses lokale forhold. Det finnes flere alternative tekniske løsninger; overdekking av forurenset sediment, behandling på stedet, fjerning av sedimenter kombinert med deponering og tildekking i sjøområder og fjerning kombinert med deponering eller behandling på land. I vedlegg 4 gis en beskrivelse av ulike typer tiltak i forurensede sedimenter. Tiltak på store arealer kan være komplisert og ha konsekvenser som må inngå i en helhetlig vurdering. Blant annet kan opprydning og andre inngrep i forurensede sedimenter innebære risiko for spredning av forurensning og enkelte disponeringsløsninger for forurenset masse vil legge beslag på arealer. Det kan også være praktiske problemer knyttet til tiltak i sedimentene og disponering av forurenset masse.

For å anslå kostnader ved ambisjonsnivå 2 og 3 på nasjonal basis er det gjort grove anslag på omfang av sedimenttiltak som skal til for å nå disse¹⁷. Det ble ansett for å være for usikkert å anslå tiltak for det høyeste ambisjonsnivået. Det er gjort vurderinger av behovet for tiltak på vel 50 områder hvor det foreligger indikasjon på forurensning. Utgangspunktet for avgrensningen er de 79 områdene som tidligere har vært vurdert som aktuelle for tiltak (SFT-rapport 98:11), samt enkelte lokaliteter som er undersøkt etter at denne rapporten ble utgitt. Reduksjonen i antall områder er et resultat av at nærliggende områder er slått sammen der dette er naturlig. De vurderte områdene er oppdelt i drøyt 290 forurensede delområder, som enkeltvis er vurdert for tiltak.

Tiltaksløsningene som inngår i vurderingene kan grovt deles i følgende grupper: behandling på stedet, overdekking, fjerning av masser kombinert med etterbehandling og fjerning av masser kombinert med deponering. Å la forurensningen ligge uten at det gjøres tiltak inngår som et alternativ, jf vedlegg 5, tabell 1.

¹⁷ Norwegian Environmental Technology (NET): Forurensning i marine sedimenter i Norge.

Det er en betydelig forskjell i de tiltakene som er anslått som nødvendige for å oppnå de ulike ambisjonsnivåene på nasjonal basis. Dette forklarer i sin tur de betydelige forskjellene i anslagene for kostnader ved å gjennomføre de samlede tiltakene, jf. kap 3.4. En mer utfyllende beskrivelse av forskjellen i tiltak er vist i vedlegg 5, figur 1.

For ambisjonsnivå 3 er det vurdert slik at sedimentene i nesten dobbelt så mange delområder kan ligge uten fysiske inngrep som i ambisjonsnivå 2. Det er vurdert å være nødvendig med mudringstiltak i mer enn dobbelt så mange delområder for å oppnå ambisjonsnivå 2, enn for å oppnå ambisjonsnivå 3. Forskjellen i omfanget av mudringstiltak gir også behov for disponerings- og eller behandlingstiltak. For å oppnå ambisjonsnivå 2 er det også et betydelig større omfang av avvanning vurdert som nødvendig. Avvanning kombinert med behandling er en av de dyreste tiltaksløsningene. Dette bidrar til økte kostnader i ambisjonsnivå 2, i forhold til ambisjonsnivå 3.

Når det gjelder anslagene for tiltak for å unngå oppvirvling fra skipstrafikk er det vurdert tiltak bare i de områdene som ligger grunnere enn ti meter. Det er kun vurdert tiltak mot forurenset sjøbunn og ikke tatt stilling til om problemet kan løses f.eks ved trafikkreguleringer.

Tiltaksvurderingene for de ulike ambisjonsnivåene er svært usikre. Resultatene er basert på mange forutsetninger og skjønnsmessige vurderinger, blant annet med hensyn til utbredelse av forurenset sediment, biotilgjengelighet av miljøgifter i sedimentene, effekter av forhøyede miljøgiftnivåer i organismer og effekt av tiltak. Vurderingene er basert på de stoffene det foreligger mest data på i de aktuelle områdene: PCB, dioksin og andre persistente klororganiske stoffer, TBT, PAH og tungmetaller (jf. vedlegg 5). Samlet sett er tiltakene som er anslått svært omfattende og det kan være praktiske problemer knyttet til gjennomføringen lokalt som ikke er fanget opp i vurderingene.

3.4 Anslag for totale kostnader

SFT har fått utarbeidet anslag for totale kostnader ved tiltakene som er angitt for de ulike ambisjonsnivåene på nasjonal basis. Kostnadsberegningene er foretatt av Det Norske Veritas (DNV)¹⁸, på grunnlag av tiltaksvurderingene fra Norwegian Environmental Technology (NET).

Kostnadene for tiltak mot kilder på land og tiltak i sedimentene er vurdert hver for seg. Kostnadene for sedimenttiltakene er anslått for hvert av ambisjonsnivåene, jf kap. 3.4.1. Når det gjelder kildene på land er disse *ikke* vurdert hver for seg for de ulike ambisjonsnivåene. Det er redegjort for dette i kapittel 3.4.2.

Det er helt nødvendig å være varsom ved anvendelsen av disse kostnadsanslagene fordi usikkerheten er meget stor. Resultatene må tolkes som en antydning om størrelsesorden, gitt en rekke forutsetninger og det vi i dag vet om sammenhenger mellom tiltak og effekter. Denne kunnskapen er mangelfull.

3.4.1 Anslag for kostnader for tiltak i sedimentene

Anslag for kostnadene ved tiltak i forurenset sjøbunn er vist i tabell 3.2.

¹⁸ Det Norske Veritas (DNV): Kostnader ved tiltak i forurensete sediment og kildebegrensning

Tabell 3.2: Anslag for kostnader for tiltak i forurenset sjøbunn, ulike ambisjonsnivåer.

Ambisjonsnivå	Krav til miljøkvalitet	Kostnader
Ambisjonsnivå 1	Hele fjorden skal ha en miljøkvalitet som sikrer at biologiske effekter eller virkninger på økosystem unngås.	
Ambisjonsnivå 2	Hele fjorden skal ha en miljøkvalitet som sikrer egnethet for fiske og fangst. Det ytre området skal i tillegg ha en miljøkvalitet som sikrer at biologiske effekter eller virkninger på økosystem unngås.	25 milliarder
Ambisjonsnivå 3	I hele fjorden skal uakseptabel spredning av miljøgifter unngås. Det ytre området skal i tillegg ha en miljøkvalitet som sikrer egnethet for fiske og fangst.	8 milliarder

Tilleggsberegning (del av ambisjonsnivå 3)

	By/havneområde	Ytre område	Kostnader
	Ikke oppvirvling fra skipstrafikk i by/havneområde		2 milliarder

Kostnadene i tabell 3.2 ved tiltak i sjøbunn er anslått ut fra at alle tiltak gjennomføres nå, uten at det er gjort vurderinger av om ulike tidsperspektiver påvirker nåverdien av kostnadene. I praksis vil en eventuell gjennomføring av tiltakene måtte fordeles over en rekke år. Dette reduserer nåverdien av kostnadene ved gjennomføring av de ulike ambisjonsnivåene betraktelig¹⁹. Som eksempler på dette blir nåverdien av kostnadene ved å gjennomføre ambisjonsnivå 2 ved jevn fordeling av utgiftene over en periode på 15 år 17 milliarder. Tilsvarende blir kostnaden ved gjennomføring over en periode på 25 år 14 milliarder. Ved å forutsette ambisjonsnivå 3 gjennomført over en tiårsperiode blir kostnaden 6 milliarder kroner.

I tillegg til disse kostnadene som er basert på enhetskostnader for ulike løsninger vil det påløpe kostnader til prosjektering. Dette er kostnader til planlegging og detaljert utforming av prosjektene. En bør anta et påslag i størrelsesorden 5 til 20 % av den beregnede kostnaden.

3.4.2 Anslag for kostnader for reduksjon i utslipp fra kilder på land

Kostnadene ved å redusere utslipp fra kilder på land er ikke inkludert i anslagene presentert over, fordi dette kan gi et feilaktig inntrykk av kostnadene ved å oppnå ulike ambisjonsnivåer. Dette er i hovedsak tiltak som det er behov for å gjennomføre uavhengig av hvilket ambisjonsnivå som velges. Det kan likevel være hensiktsmessig å skille mellom tiltak hvor pålegg allerede er gitt, og tiltak som forutsetter nye initiativ. Kostnadsanslagene omfatter ikke alle initiativ som foreslås i kapittel 5, men er avgrenset til et fåtall større tiltak eller grupper av tiltak.

Når det gjelder utslipp fra de tradisjonelle kildene på land som større industri er det i stor utstrekning allerede *gitt pålegg* om reduksjoner eller stilt strengere krav i tillatelsene

¹⁹ 5 % årlig kalkulasjonsrente legges til grunn.

framover. Viktige eksempler på dette er pålegg om reduksjon i dioksinutslipp fra Hydro Porsgrunn og strengere krav i tillatelsene til aluminiumsverkene.

For forurenset grunn er det vedtatt arbeidsmål for framdriften i arbeidet. Det gjenstår imidlertid å ta *initiativ* for å sikre nødvendige tiltak og undersøkelser en rekke steder. Det er gjort anslag for kostnadene ved reduksjon i disse kildene på knappe 1.2 milliarder kroner. Når det gjelder skipsverft gis et anslag for kildebegrensning fra disse på om lag 0,8 milliarder kroner. Miljøvernmyndighetene vil uansett eventuelle beslutninger om ambisjonsnivåer for miljøgiftsituasjonen i fjordene arbeide videre med å redusere utslippene fra forurenset grunn og skipsverft.

I tillegg gjenstår et betydelig arbeid med bl.a. mer diffuse kilder. Dette vil være et mer kontinuerlig arbeid framover, og i prinsippet er det mer rimelig å knytte kostnader ved dette til de ulike ambisjonsnivåene. Problemet her er at det er meget vanskelig å tallfeste kostnadene ved å redusere disse utslippene, f.eks kostnadene ved å redusere kildene til miljøgifter som tilføres fjorden via kommunalt avløp og overvann.

Generelt vil det være rimeligere å redusere tilførsler enn å måtte iverksette oppryddingstiltak i etterkant. Eksempelvis er tiltak som sikrer forurenset grunn mot utlekking til sjø forholdsvis gunstige. Hvis forurenset grunn lekker ut til sjø vil saneringskostnaden per m³ forurenset masse sannsynligvis øke med en faktor på 10 eller mere¹⁸.

3.4.3 Usikkerhet i kostnadsanslagene

Den største usikkerheten kommer av manglende kunnskap om hvilke omfang av sedimenttiltak som er nødvendig for å oppnå de ulike miljøkvalitetene og ambisjonsnivåene, jf. kap. 3.3 og vedlegg 5. Datagrunnlaget som er benyttet er svært begrenset i forhold til hva som er nødvendig ved planlegging av tiltak. Nøye kartlegging og planlegging av tiltak er som regel svært kostnadseffektivt i forhold til å avgrense tiltaksområder og velge gunstige tiltaksløsninger.

Mangel på erfaring med gjennomførte sedimenttiltak bidrar til usikkerhet i anslagene. Tiltaksvurderingene innebærer en blanding av løsninger hvor vi har erfaring og forslag til tiltak som er nyere og lite utprøvde. Usikkerheten vil være størst ved valg av nyere løsninger. Det er rimelig å forvente reduksjon i kostnadene over tid ut fra økt erfaring fra gjennomføring av eventuelle oppryddingsarbeider.

Samlet vurdert er usikkerheten i anslagene meget stor. DNV har illustrert dette med ambisjonsnivå 2 som eksempel. Den totale kostnaden for å oppnå ambisjonsnivå 2 antas å ligge i et intervall fra 10 til 50 milliarder kroner, med et beste anslag på 25 milliarder kroner. Disse vurderingene er basert på at bakgrunnsinformasjonen og tiltaksvalgene er korrekte.

3.4.4 Forutsetninger for kostnadsanslagene

Vurderingen av kostnadsanslagene må gjøres på bakgrunn av de forutsetningene og begrensningene som utgjør rammen for beregningene. Disse presenteres kort i det følgende.

Gjennomføringen av tiltakene forutsetter også at det er tilgjengelig kapasitet. Ved samtidig gjennomføring av større prosjekter kan dette være et problem. Dette kan gjelde for store

volumer forurenset masse som skal behandles, men også begrensninger på utstyr og kompetanse kan være en beskrankning.

Beregningen av kostnader og tiltak tar ikke hensyn til om det lokalt kan være ønskelig å disponere arealer på måter som gjør at andre løsninger må velges. Et eksempel på dette er at en dyrere løsning må velges fordi det ikke er aktuelt å båndlegge areal til strandkantdeponi. I vurderingene som er gjort er det ikke tatt hensyn til miljøulemper ved større oppryddingstiltak.

De kostnadene som er anslått omfatter kun kostnader ved selve tiltaket. Eventuelle ringvirkninger på økonomien for øvrig er ikke vurdert.

3.5 Arbeidet internasjonalt

3.5.1 Arbeidet i andre land

Naturgitte forhold i Norge gjør at vi ikke finner direkte sammenlignbare forhold i andre land når det gjelder problemene med miljøgifter i fjordområdene. Lange terskelfjorder med svært begrenset vannutskiftning, utslipp fra industribedrifter, tettsteder og elveutløp innerst i fjordene, medfører at forurensning som slippes til vann blir liggende i sedimentene på bunnen av fjordene og i havnebassengene langs kysten. De fleste andre land som arbeider med forurensete sedimenter er hovedsakelig opptatt av å fjerne sedimentene for å sikre tilstrekkelig seilingsdyp for skipstrafikken og minimere spredning av forurensning ved propelloppvirvling av sedimentene. Det er som regel snakk om betydelig større volumer enn det vi har i Norge. Internasjonalt fokuseres det derfor hovedsakelig på mudring og ikke minst på hensiktsmessige deponeringsløsninger for forurensete sedimenter.

Ansvar for dette er i stor grad lagt til kommune/havnemyndigheter og så langt vi kjenner til foreligger det ikke nasjonale planer for opprydding i forurensete sedimenter i andre land. Land som Nederland, USA, Tyskland, Canada og Japan har i flere år arbeidet med utvikling av teknologier for mudring, deponering og behandling av forurensete sedimenter på nasjonalt nivå (tilsvarende SFT) og flere har utviklet regelverk (særlover, forskrifter, o.l.) knyttet til dette. Det fokuseres nå i mye større grad enn tidligere på om og hvilken effekt forurensningen har og i mindre grad på innhold eller konsentrasjon av miljøgifter. I 2000 er det etablert et internasjonalt nettverk med sekretariat i Nederland som bl.a. skal arbeide med forurensete sedimenter og erfaringsutveksling og samordning av forskningsinnsats og utviklingsarbeid innenfor EU. Norges arbeid med utvikling av nasjonale ambisjonsnivåer og f.eks bruk av dypvannsdeponier omfattes med interesse.

3.5.2 Regionalt havmiljøsamarbeid

Flere internasjonale avtaler omfatter utslipp til marint miljø. I første rekke er avtalene inngått for å redusere utslippene fra primærkildene.

Nordsjødeklarasjonene er viktige i det regionale samarbeidet om beskyttelse av Nordsjøen. Nordsjødeklarasjonene setter reduksjonsmål for tilførsler av en rekke miljøfarlige stoffer til Nordsjøen. Det langsiktige målet er at konsentrasjonene av naturlig forekommende miljøfarlige stoffer skal tilbake til bakgrunnsnivå og de menneskeskapte så nær null som mulig. Nordsjødeklarasjonene er ikke juridisk bindende, men kan sees som viljeserklæringer til å løse forurensningsproblemene. Nordsjølandene utgjøres av Sverige, Danmark, Tyskland,

Nederland, Belgia, Frankrike, Storbritannia og Norge (<http://www.dep.no/nsc>). Norge skal arrangere 5. Nordsjøkonferanse i mars 2002.

OSPAR konvensjonen er en viktig konvensjon med miljømessige forpliktelser om beskyttelse av det nordøstlige Atlanterhav. Konvensjonen er ratifisert av 15 land (Sverige, Finland, Danmark, Tyskland, Nederland, Belgia, Frankrike, Storbritannia, Irland, Island, Spania, Portugal, Luxembourg, Sveits og Norge) og har som formål å beskytte det marine miljø mot forurensning (<http://www.ospar.org>).

OSPAR har vedtatt en 'Strategi for miljøfarlige stoffer' med liknende målsetning som Nordsjødeklarasjonene, dvs et langsiktig mål om at konsentrasjonene av naturlig forekommende miljøfarlige stoffer skal tilbake til bakgrunnsnivå og de menneskeskapt så nær null som mulig. Videre er det utarbeidet en liste over hvilke stoffer som er prioritert for tiltak med tanke på dette målet. På denne listen inngår bla tungmetallene kvikksølv, bly, kadmium og organiske forbindelser som dioksiner, PCB, PAH, organiske tinnforbindelser og bromerte flammehemmere med flere.

UN ECE

FNs økonomiske kommisjon for Europa, ECE, har sekretariatsansvaret for viktige regionale konvensjoner (<http://www.unece.org/Welcome.html>). Det er vedtatt 2 protokoller for farlige stoffer som skal begrenses eller fases ut, en for tungmetaller (bly, kadmium og kvikksølv) og en for persistente organiske stoffer (16 POP'er). Protokollene får betydning for de langtransporterte tilførselene. For sedimenter kan dette innvirke indirekte på de diffuse tilførselene og avrenningen. Konvensjonen gjelder USA og Canada i tillegg til land i Europa.

IMO utarbeider regelverk som regulerer internasjonal skipsfart. For tiden arbeides det med en ny konvensjon som omfatter bunnstoff på skip. Målsettingen er bl.a. å få til et globalt forbud mot bruk av bunnstoff som inneholder TBT og andre tinnorganiske forbindelser fra 2003. Bunnstoffer er i dag det viktigste bruksområdet for tinnorganiske forbindelser, og et forbud forventes å ville medføre betydelige forbedringer av de miljømessige forholdene i havneområder og trafikkerte skipsleder på sikt.

4 Virkemidler

4.1 Innledning

Håndteringen av forurensede sedimenter reiser noen særlige problemstillinger i forhold til bruken av virkemidler. Det er derfor nødvendig å vurdere om dagens virkemidler er egnede til å utløse tiltak mot miljøskadene fra det forurensede bunnslammet – sedimentene. Virkemidler for å redusere tilførsler av miljøgifter er også viktige for å få forbedringer på lang sikt. En vurdering av virkemidler rettet mot kilder ville innebære en bred omtale av virkemidlene i sentrale deler av miljøpolitikken som kjemikaliearbeidet, arbeidet med industri og arbeidet med gamle synder²⁰. Dette vil være for omfattende i denne sammenheng, og vi har derfor avgrenset virkemiddelvurderingene i forhold til muligheten for å få i gang tiltak i forurensede sedimenter. Noen generelle betraktninger rundt den samlede virkemiddelbruk er presentert i kapittel 4.5.

Prinsippet om at forurenser skal betale er alminnelig anerkjent både i Norge og internasjonalt, og er en lovfestet retningslinje for gjennomføringen av forurensningsloven (§ 2 nr. 5). Prinsippet konkretiseres i virkemidlene, enten gjennom at forurenser må gjennomføre eller finansiere tiltak eller ved at forurenser betaler avgift for å kompensere samfunnet for den skade forurensningen medfører. Plikten til å erstatte tap som er påført andre har vært gjeldende norsk rett i svært lang tid. Ansvar for forurensning er ikke avhengig av at det finnes noen skadelidt som krever kompensasjon.²¹

4.2 Juridiske virkemidler - forurensningsloven

4.2.1 Hovedprinsippene

Forurensningslovens hovedprinsipp er at det er forbudt å forurense, med mindre noe annet følger av loven selv, av forskrift eller tillatelse.²² I en tillatelse kan forurensningsmyndigheten stille krav til virksomheten ut fra hensynet til miljøet, f.eks. om å rydde opp et område. Loven gir forurenseren plikt til å gjøre nødvendige tiltak for å motvirke forurensningen uavhengig av om myndighetene griper inn eller ikke. Forurensningsmyndighetene kan pålegge forurenseren å oppfylle denne plikten. *Hovedprinsippet* er altså at den som har ansvar for at noe er forurenset, eller som bidrar til at forurensningen forverres, har et selvstendig ansvar for å ta hånd om problemet. Myndighetene har anledning til å pålegge den ansvarlige å gjøre nødvendige tiltak.²³

Plikten til å motvirke forurensning gjelder også forhold som ligger tilbake i tid. Forurensningsforbudet retter seg mot den som *har, gjør eller setter i verk noe som kan medføre fare for forurensning*. Dersom det er nødvendig å gjøre miljøtiltak på en forurenset eiendom, kan eieren (den som *har*) være ansvarlig for gjennomføringen, selv om det er en annen som i sin tid sto for forurensningen. Loven omfatter imidlertid forhold tilbake i tid (§

²⁰ En grundig oversikt over temaet av relativt ny dato finnes i NOU 1995: 4 *Virkemidler i miljøpolitikken*

²¹ Prinsippet er den logiske følge av at ingen har rett til å forurense (jf. *Bugge* Forurensningsansvaret s 182), selv om det ikke kan identifiseres noen skadelidt – eller den skadelidte er forurenseren selv.

²² Forurensningsloven § 7

²³ Forurensningsloven § 7 fjerde ledd. Bestemmelsen forstås slik at det er adgang til å gi pålegg etter fjerde ledd som utvider den ansvarliges tiltakspflicht i forhold til plikten som uten videre følger av loven.

86), så lenge dette ikke strider mot Grunnlovens forbud mot urimelig tilbakevirkning. Lovforarbeidene sier klart at ansvar for forurensning fortrinnsvis skal ligge hos den forurensningen faktisk skriver seg fra.²⁴ Tiltaksplikten kan dermed etter omstendighetene gjelde både for den som i sin tid har gjort noe som førte til forurensning og den som i dag sitter med rådigheten over den forurensede eiendommen.

4.2.2 Særegne forhold ved forurensede sedimenter

Loven gir ingen særregler for forurensede sedimenter. Noen spesielle forhold knyttet til forurensede sedimenter gjør at det kan være komplisert å gjøre tiltaksplikten gjeldende overfor den ansvarlige for forurensningen. For det første er det ofte mange som over lang tid har bidratt til å forurense sedimentene. Dette gjør det vanskelig å peke ut den eller de som har bidratt på en slik måte at de kan holdes ansvarlige for forurensningen. For det andre er det normalt ingen som eier den forurensede sjøbunnen, i motsetning til forurenset landjord. Det finnes altså som regel ingen potensielt ansvarlig grunneier. For det tredje kan opprydningstiltak i forurensede sedimenter være så kostnadskrevende at det av den grunn er urimelig å pålegge noen å gjennomføre dem.

Ansvar etter forurensningsloven forutsetter at virksomheten eller aktiviteten faktisk er årsak til konkrete forurensningsvirkninger. Som vi har sett over kan ansvar for forurensning ha sitt grunnlag i flere ulike årsaks- og tilknytningsforhold til den faktiske forurensningen. Ansvar kan påhvile:

- den som driver/har drevet en forurensende aktivitet eller virksomhet
- den som *forverrer* en eksisterende forurensning, eller
- den som eier eller på annen måte *har* noe som fører til fare for forurensning

Den enkeltes ansvar går ikke lenger enn det vedkommendes faktiske bidrag til forurensningsproblemet tilsier. Hvorvidt virksomheten faktisk er årsak til forurensning, og hvor stor andel av problemet den utgjør, må bero på hva som ut fra et faglig forsvarlig skjønn er mest sannsynlig.

Kravet til årsakssammenheng er ikke til hinder for at en som har bidratt til forurensning av et område kan være ansvarlig for å gjøre tiltak som samtidig motvirker forurensning fra andre kilder. Vilkåret er at denne aktuelle forurenserens bidrag er av en slik art og et slikt omfang at det alene vil gi grunnlag for tiltaksplikt etter loven. Dersom de andre kildene til forurensning er kjente, vil det som regel være urimelig å kun rette pålegg om tiltak mot en av forurenserne. Skal det være mulig å gjennomføre lovens intensjon om en best mulig miljøkvalitet, kan ikke forurensningsmyndighetens plikt til å undersøke de underliggende forhold være for omfattende. *Dersom det finnes en eller flere hovedforurenserer, som alene bidrar nok til å ha tiltaksplikt etter loven, og det samtidig er vanskelig å gi en tilstrekkelig oversikt over det totale forurensningsbildet, kan forurensningsmyndigheten pålegge hovedforurenseren tiltaksplikt.* Hensynet til hovedforurenser er ivaretatt ved at hun kan kreve kompensasjon dersom det lar seg gjøre å identifisere andre forurenserer.

Forurensningsloven gir ikke hjemmel til å pålegge hovedforurenser plikt til å gjøre tiltak som er nødvendige på grunn av de andres bidrag til forurensningen. Tiltaksplikten gjelder kun for forurensning som vedkommende er ansvarlig for etter loven.

²⁴ Ot prp Nr 11 (1979/80) s 97

Havnene bidrar til forurensning ved oppvirvling av forurensede sedimenter som følge av skipstrafikk. Dette er en av de viktigste årsakene til at forurensede sedimenter utgjør et miljøproblem, jf. kap 2.2. Mudringsbehovet er selvsagt avhengig av dybdeforholdene i havnen, og i relativt grunne havnebasseng med betydelig sedimentering vil det jevnlig være behov for å foreta mudring. Mudring krever tillatelse fra Fylkesmannen jf. forskrift om regulering av mudring og dumping i sjø og vassdrag.²⁵

*Oppvirvling av forurenset bunnslam regnes som forurensning etter loven.*²⁶ Når sedimentene virvles opp, blir miljøgifter som finnes i slammet spredt utover et større område, og kan lettere tas opp i næringskjeden. Dette medfører at faren for skade på miljøet øker betraktelig i forhold til om slammet fikk ligge i ro. Når havnevirksomheten fører til slik oppvirvling som er til skade for miljøet, omfattes virksomheten av forurensningsforbudet og plikten til å motvirke forurensninger etter forurensningsloven § 7.

Havner og andre transportanlegg er i utgangspunktet ikke underlagt forurensningslovens system med konsesjonsbehandling. Dette følger av forurensningslovens § 5, som sier at ”for forurensning fra veier, jernbane og lignende, havner og flyplasser gjelder loven her så langt forurensningsmyndigheten bestemmer”. Unntaket i § 5 gjelder kun forurensning som er en påregnelig følge av alminnelig transportvirksomhet ved det enkelte anlegg, eksempelvis støy fra flyplass og jernbane, støvpartikler og bilstøy fra veg, og støy og mindre søl ved lasting og lossing ved havn. *Den ansvarlige for havnevirksomheten plikter dermed å iverksette nødvendige tiltak for å redusere forurensningen fra oppvirvlingen av forurenset bunnslam dersom virksomheten skal fortsette.*

Forurensning fra havner omfattes også av andre lover enn forurensningsloven. Både havneloven og kommunehelsetjenesteloven gir hjemmel til å stille miljøkrav til havnene. Sjødyktighetsloven gir regler om forurensning fra skip. Det er imidlertid kun forurensningsloven som oppstiller en selvstendig handleplikt for forurensning fra havnevirksomhet. En oversikt over annet relevant lovverk er gitt i vedlegg 6.

4.3 Økonomiske virkemidler

4.3.1 Miljøavgifter og forurensede sedimenter

Miljøavgifter skal virke forebyggende ved at det blir relativt mer lønnsomt å frambringe varer og tjenester på en måte som belaster miljøet mindre. Det er denne vridningen mot mindre miljøbelastende aktivitet, og ikke de økte inntektene til staten, som gjør avgiftene til et gunstig virkemiddel i miljøarbeidet. Når sedimentene er forurenset er skaden allerede skjedd. Miljøavgifter er derfor lite egnet til å redusere miljøproblemene som forårsakes av forurensning som allerede ligger i sjøbunnen.

4.3.2 Statlige tilskudd til miljøtiltak i sedimenter

Tilskudd kan enten alene eller sammen med andres innsats redusere miljøproblemer fra allerede forurensede sedimenter.

²⁵ Fastsatt av Miljøverndepartementet 4. des. 1997 i medhold av forurensningsloven og sjødyktighetsloven.

²⁶ Forurensningsloven § 6 definerer forurensning som *tilførsel* av noe som er til skade eller ulempe for miljøet, eller *forverring* av tidligere forurensning.

Bruk av statlige tilskudd til opprydding i forurensning er ikke i tråd med prinsippet om at forurenser skal betale. Det må derfor særlige grunner til for at fellesskapet over statsbudsjettet skal betale for tiltak mot forurensning. Når det gjelder forurensete sedimenter er det slik at vi ofte vil stå overfor slike situasjoner hvor tilskudd er nødvendig hvis problemene skal løses, f.eks når:

- vi ikke finner de(n) ansvarlige for forurensningen
- ytterligere undersøkelser er nødvendig før forurenser kan utpekes
- ansvarlig forurenser ikke har økonomi til å gjennomføre tiltak
- førstegenerasjonstiltak medfører betydelige kostnader knyttet til utvikling av metoder som kommer andre til gode senere, slik at det er urimelig at en enkelt forurenser dekker hele kostnaden

Konklusjonen er at betydelige statlige tilskudd til miljøtiltak er nødvendig hvis vi ønsker en omfattende opprydding i forurenset sjøbunn. Vi har ikke tilstrekkelig kunnskap til å knytte størrelser på nødvendige tilskudd til ulike ambisjonsnivåer. Årsaken til dette er at vi i tillegg til usikkerhet om kostnadene ved tiltak også har lite erfaring i å anslå hvilke beløp det er realistisk å få dekket gjennom å identifisere ansvarlige forurenser, som også er betalingsdyktige. Dette betyr at spørsmålet om finansiering er en kritisk faktor når det gjelder opprydding.

4.3.3 Finansiering av miljøtiltak mot oppvirvling av sedimenter

SFT vurderer det slik at forurensningsloven ansvarliggjør havnene for den forurensningen som skyldes oppvirvling fra skipstrafikk, jf kap 4.2.2. Havnene eies av kommunene. Det kan derfor være et spørsmål om det er kommunen eller havnen selv som er ansvarlig for å oppfylle forurensningslovens krav. Det følger av havneloven § 16 at kommunen er ansvarlig for planlegging, utbygging og drift av havnen. Selv om vi i prinsippet skal oppnå samme resultat om ansvaret plasseres hos havnen direkte eller hos kommunen som eier av havnen, vil det i mange tilfeller være slik at spørsmålet om finansiering vil bestemme i hvilken grad faktiske tiltak blir gjennomført. Loven bestemmer at det skal opprettes en egen havnekasse som skal holdes adskilt fra kommunekassen, og at havnens inntekter ved havneavgifter kun benyttes til havneformål.

SFT vurderer det slik at det er adgang til å finansiere tiltak gjennom brukerbetaling for havnene. Dette er i tråd med prinsippet om at forurenser skal betale. Havneloven forvaltes av fiskerimyndighetene. Havnens kostnader, inkludert kostnader for nødvendige miljøtiltak som følge av skipstrafikk, kan etter SFTs vurdering dekkes gjennom havneavgiftene. Nødvendige miljøtiltak kan da finansieres over havnekassene. Muligheten til å ta full kostnadsdekning, også til miljøtiltak, for kommunale tjenester er gjennomført på andre områder - behandling av avfall og på vann og avløpssiden. Dette er derfor ikke prinsipielt nytt selv om havneloven forvaltes av andre myndigheter enn forurensningsloven, jf kap 4.5, nødvendig utvikling av virkemidler.

4.4 Informasjon som virkemiddel

I Norge er retten til miljøinformasjon nedfelt i Grunnloven § 110 b. Det er også en utbredt oppfatning at alle har krav på nødvendig informasjon om miljøet. Som på andre områder er informasjon viktig særlig i kombinasjon med andre virkemidler. Det er derfor et krav om at folk får tilgang til informasjon om miljøgiftproblematikken i norske fjorder.

Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) driver informasjonsvirksomhet om kostholdsråd i norske fjorder. SNT informerer også om hvor det innføres omsetningsrestriksjoner, gjennom forskrifter, for kommersielt fiske. Dette er viktig informasjon som reduserer helseskade selv om miljøproblemet ikke løses som en følge av dette.

4.5 Behov for utvikling av virkemidler

Forurensningsloven er i utgangspunktet et sterkt virkemiddel for å få gjennomført tiltak i forurenset sjøbunn. Loven gir vid adgang til å gi pålegg til forurenser, inkludert havner, om tiltak for å redusere miljøproblemene, jf kap 4.2.

SFT kan derfor ikke se at det er behov for å endre forurensningsloven for å gjøre denne mer egnet som virkemiddel for å få gjennomført tiltak overfor forurenset sjøbunn. Dersom det finnes ansvarlige med økonomisk evne til å bære tiltak som med rimelighet kan kreves, er det rettslig sett ingen ting i veien for å pålegge de ansvarlige slike tiltak.

Imidlertid vil pålegg om tiltak i mange tilfeller ikke være tilstrekkelig alene for å oppnå et ønsket resultat. Det kan skyldes at forurensningen er så omfattende at det ikke er mulig for den ansvarlige å bære kostnadene, årsaksforholdene kan være så kompliserte at det ikke lar seg gjøre å peke ut de ansvarlige for forurensningen, eller de ansvarlige for forurensningen har opphørt å eksistere. Det er da ingen annen måte å få gjennomført tiltak på enn at staten må bære den delen av kostnadene som det ikke lar seg gjøre å pålegge noen ansvarlige å dekke.

Etter SFTs vurdering må det derfor bevilges tilskuddsmidler i en annen størrelsesorden enn tilfelle har vært fram til i dag, hvis det skal satses på en omfattende opprydding i fjordområdene (jf kapittel 5).

SFT vurderer det slik at havneloven gir adgang til å finansiere tiltak for å redusere oppvirvling som medfører forurensning gjennom havneavgiftene. Dette vil imidlertid måtte avklares nærmere med Fiskeridepartementet som forvalter havneloven.

Virkemiddeldrøftingen i denne sammenheng er som nevnt konsentrert om opprydding i sedimentene. For å redusere miljøgiftproblemene i fjordområdene er det også helt nødvendig å tilrettelegge for en effektiv bruk av virkemidler for å redusere tilførslene fra land. Her står i tillegg til forurensningsloven også produktkontrollloven sentralt for å motvirke utslipp av ulike miljøgifter via produkter. Her vil også avgifter i utgangspunktet være egnet med sikte på å forebygge forurensende utslipp. Når det gjelder behov for å styrke virkemiddelbruken på enkelte områder for å redusere eller forhindre forurensende utslipp vises til omtalen i kapittel 5.

5 Videre satsning

For å redusere miljøproblemene i fjorder og havner er det viktig å :

- *intensivere tiltak for å redusere utslippene fra gjenværende kilder på land (kap. 5.2)*
- *gjennomføre tiltak for å redusere spredning av miljøgifter fra forurensede sedimenter som følge av oppvirvling og utlekking (kap. 5.3)*
- *komme raskt i gang med opprydding i en forurenset fjord og bruke dette som et pilot- og forskningsprosjekt. Dette vil sikre rask utvikling av praktisk erfaring og grunnleggende kunnskap (kap. 5.4)*
- *få startet arbeidet med tiltaksplaner for opprydding i den enkelte fjord på lokalt/regionalt nivå (kap.5.5)*
- *fullføre gjenstående kartlegging for å få oversikt over problemomfanget langs kysten (kap 5.6)*

5.1 Hovedutfordringer

Flaskehalsene i arbeidet med å redusere forurensningsproblemene i fjordområdene er en kombinasjon av kunnskaper og økonomi. Der forurensningskildene er kjent og de ansvarlige (eller en hovedansvarlig) for forurensningene fortsatt eksisterer, gir forurensningsloven det nødvendige grunnlaget til å gi pålegg. Utfordringene er der hvor vi mangler tilstrekkelig kunnskaper om forurensningssituasjonen og kildene, eller hvor den eller de ansvarlige for forurensningene ikke lengre eksisterer eller ikke har tilstrekkelig økonomi til å finansiere tiltakene. Dette er gjerne situasjonen i fjordområdene, ofte mangler en eller flere forutsetninger for å basere oppfølgingen i sin helhet på prinsippet om at forurenser skal betale. Offentlige tilskuddsmidler er dermed nødvendig for å komme videre i dette arbeidet.

Føre var-prinsippet skal være førende i arbeidet med miljøfarlige kjemikalier. Der det er fare for alvorlig eller uopprettelig miljøskade skal ikke mangelfulle kunnskaper føre til at handling utsettes. Terskelen for å anse noe for å være vitenskapelig bevist er høy. Om vi venter med å handle til vi har vitenskapelig bevis for skader på økosystemene av miljøgiftforurensning i fjordområdene, risikerer vi å vente til det har skjedd uopprettelig skade.

Dette tilsier aktiv innsats for å redusere og forebygge miljøgiftproblemer i fjordområdene, fremfor å avvente nærmere kunnskaper og dokumentasjon. Til nå er det lagt hovedvekt på å redusere utslipp fra kilder på land. Det er videre arbeidet med å klarlegge omfanget av forurensningsproblemene, og det er gjennomført enkelte oppryddingstiltak i sedimentene (se vedlegg 7 med oversikt over arbeidet til nå). Fremover vil det være viktig å

- *intensivere innsatsen med å gjennomføre åpenbart nødvendige tiltak*
- *innhente viktig kunnskap for å kunne bli mest mulig handlekraftige*
- *styrke finansieringsgrunnlaget for å kunne realisere kunnskapsinnhenting og tiltaksgjennomføring.*

Selv om saksfeltet er komplisert og kunnskapsbehovet stort, foreligger det også kunnskaper som er viktige for innretningen av det videre arbeidet. Vi vet f.eks en god del om *hvilke stoffer* som det er særlig grunn til å fokusere på i forhold til forurensning av det marine miljø. I norske fjordområder har det først og fremst vært tjærestoffer (PAH) og klororganiske stoffer som PCB og dioksiner som ligger til grunn for *kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner*.

Tungmetaller som kvikksølv, kadmium og bly har enkelte steder bidratt til kostholdsrad, men sjelden alene (kapittel 2). Med tanke på *biologiske effekter* må det i tillegg legges vekt på tinnorganiske forbindelser som TBT, ”nye” organiske miljøgifter som nonylfenoler, bromerte flammehemmere, ftalater og muskstoffor, og til dels andre tungmetaller som kobber (vedlegg 2).

Stoffene som har representert hovedproblemet til nå har på grunn av sine alvorlige egenskaper i stor grad vært omfattet av stadig strengere renskrav eller bruksrestriksjoner. Dette tilsier *gode muligheter* for etter hvert å kunne *løse forurensningsproblemene gjennom oppryddingstiltak*, forutsatt at miljøgifter ikke stadig tilføres på nytt fra kilder som det er vanskeligere å gjøre noe med. Utslipp som har sammenheng med produksjons- og forbruksmønstrer, og mulig forurensning fra nye stoffer som kommer på markedet, er eksempler på dette.

Av områder hvor det er oppnådd betydelige utslippsreduksjoner av betydning for fjordene kan bl.a. nevnes:

- smelteverkene, og særlig aluminiumsverkene, som har redusert *PAH-utslippene* sine med vel 85 % og *tungmetallutslippene* med over 95 %. Dette har betydning for flere fjordområder som er alvorlig forurenset som følge av utslipp fra disse industribedriftene
- utslippene av *dioksiner* er betydelig redusert som følge av rensetiltak ved større industribedrifter. F.eks er dioksinutslippene til Frierfjorden redusert med 99 % som følge av rensetiltak tidlig på 90-tallet.
- forbud mot bruk av *PCB* innebærer at den samlede mengden PCB i miljøet ikke skal øke. Ved å sikre at produkter tilsatt PCB tas hånd om på forsvarlig måte, samtidig som det ryddes opp i forurenset grunn og sedimenter som følge av tidligere utslipp, vil problemene med PCB-forurensning lokalt kunne reduseres betydelig.
- *kvikksølvutslippene* er betydelig redusert ved at kvikksølv er tatt ut av de viktigste produktgruppene og ved krav om amalgamrensing ved tannlegekontorer.

Det er særlig rensetiltak ved større industribedrifter som har ført til merkbare utslippsreduksjoner lokalt til nå. I typiske ”industrifjorder” hvor utslippene fra hovedforurenser er stanset eller betydelig redusert, kan sedimentene utgjøre en viktig kilde til fortsatte forurensningsproblemer i fjorden. Her ligger dermed til rette for å treffe beslutning om evt oppryddingstiltak (kap. 5.3). Ofte vil det imidlertid være behov for tiltak ved en rekke andre kjente og ukjente kilder for å redusere gjenværende utslipp (kap. 5.2).

Det at forurensningsproblemene i det vesentligste skyldes lokale kilder (jf kap 2), gir et godt utgangspunkt for å se merkbare miljøforbedringer av tiltakene som gjennomføres.

5.2 Tiltak mot utslipp fra kilder på land

Før det gjennomføres eventuelle oppryddingstiltak i sedimentene, må det være sikret tilstrekkelig kontroll med utslippskilder på land. Full stans i løpende tilførsler vil i dagens kjemikaliesamfunn og med vårt forbruksmønster være tilnærmet umulig. Større gjenværende utslipp som bidrar til kostholdsrad eller skader på marine organismer og økosystemer må imidlertid reduseres dersom oppryddingstiltak skal gi varig effekt. Tiltak mot gjenværende kilder på land er dessuten viktig uavhengig av evt oppryddingstiltak i sedimentene.

Fokus bør fortsatt rettes mot PCB, PAH, TBT, dioksiner, tungmetaller som kvikksølv, bly, kadmium og kobber, samt mot ”nye” organiske miljøgifter som nonylfenoler, bromerte

flammehemmere, ftalater og muskstoff. Viktige kilder for utslipp av disse stoffene og status i arbeidet med å redusere dem fremgår av vedlegg 2.

Viktige initiativ for å redusere gjenværende utslipp er:

- sikre tilfredsstillende regulering av en rekke *mekaniske verksteder*, særlig *skipsverft*. Skipsverft er en type virksomhet som kan medføre betydelige forurensningsproblemer lokalt om de ikke drives innenfor klare miljømessige rammer. Det er behov for å sette inn en offensiv for å sikre miljømessig kontrollert drift ved verftene. Havneundersøkelsene i Nord-Norge og Agder (1997-98) viser at skipsverft ofte går igjen som sannsynlige kilder til registrerte forurensningene mange steder. Dette gjelder særlig TBT, men også PCB og enkelte tungmetaller
- vurdere mulighetene for ytterligere utslippsreduksjoner fra *metallurgisk industri* og *kjemisk industri*. Selv om det er oppnådd betydelige prosentvise utslippsreduksjoner, kan gjenværende utslipp likevel bety forholdsvis mye. Det er særlig utslipp av PAH og tungmetaller som er forbundet med denne type industri
- gjennomføre opprydding i *gamle deponier og forurenset grunn*: Mange av områdene med forurenset grunn ligger i nærheten av sjø eller vassdrag og representerer dermed en aktuell eller potensiell forurensningskilde til fjordområdene. De høyest prioriterte sakene (totalt ca 100 gjenstående) er alle fulgt opp med pålegg om undersøkelser og evt tiltak. Status for disse stedene gjennomgås i SFT for å sikre at det holdes en forsvarlig fremdrift i forhold til målet om opprydding innen år 2005.

I tillegg vil det bli gjort en innsats for å klarlegge nærmere ansvarsforholdene og status for en rekke andre kartlagte steder som kan representere en forurensningsrisiko. Målsettingen er at disse så langt det er mulig skal være undersøkt innen 2005. Det gjenstår å avklare evt forurensningsproblemer ved vel 500 kartlagte steder på landsbasis. Stedene som ligger i tilknytning til havne- eller fjordområder hvor det pågår en særlig innsats for å få bedret miljøforholdene bør prioriteres først for oppfølging

- arbeide for å holde *tilførslene av miljøgifter via overvann* på et lavest mulig nivå gjennom *tiltak mot kildene*. Dette innebærer bl.a. å sikre at *miljøfarlig avfall* blir tatt hånd om på en miljømessig forsvarlig måte, herunder bidra til økt innlevering av spesialavfall fra husholdningene og sikre forsvarlig håndtering av miljøfarlig rivningsavfall som bl.a. kan inneholde betydelige mengder PCB (jf vedlegg 1). Også ordinær *virksomhet i bosettingene* for øvrig knyttet til samferdsel, energiproduksjon, avfallshåndtering, graving i forurensete masser osv bidrar til utslipp av miljøgifter som kan havne i fjordbassenget via overvann eller snø som dumpes. Det er mangelfulle data om betydningen av miljøgifttilførsler via overvann, og den vil utvilsomt variere betydelig fra sted til sted. Det er derfor behov for økt oppmerksomhet mot kilder for utslipp via overvann, for å unngå at dette blir en stadig viktigere kilde til forurensning av fjordområdene (se bl.a. kap. 5.7)
- tilrettelegge for bedre kontroll med hva som slippes ut av miljøgifter via *kommunale avløp*, ved bl.a. å bedre kommunenes mulighet til å gjøre noe med *kildene*. Det er kjent at avløpsvannet bl.a. kan inneholde ulike tungmetaller og organiske miljøgifter (vedlegg 1), og det er grunn til å være oppmerksom på at også noen av de nyere stoffene som bl.a. brukes i husholdningene kan bli et problem. Kildene kan både være små bedrifter med påslipp til nettet, herunder bensinstasjoner og verksteder hvor en rekke kjemiske

produkter er vanlig i bruk, og husholdningene. Hvilke miljøgifter som evt havner i kommunale avløp og hvilke forurensningsproblemer dette medfører vil variere betydelig. Det blir i dag ikke stilt krav til maksimale konsentrasjoner av miljøgifter i kommunale utslipp i utslippstillatelsene fra fylkesmannen. Dette har sammenheng med at kommunene i liten grad har anledning til å gjøre noe med kildene, d.v.s. stille utslippskrav til bedrifter og andre med påslipp til nettet. Det er behov for å gi kommunen økt myndighet på dette området for å sikre bedre kontroll med utslipp av miljøgifter fra kommunale avløp (jf brev fra SFT til MD av 13.07.2000)

- arbeide for å redusere betydningen av *produkter som kilde for miljøgiftutslipp* til fjordområdene generelt. Innføring og oppfølging av den nylig vedtatte substitusjonsplikten i produktkontrollen vil sette fokus på mange av de stoffene og produktene som kan være kilder til miljøgifter i sedimenter. Gjennom oppfølging av denne plikten skal næringslivet kontinuerlig vurdere muligheten for utskifting av de skadelige stoffene og produktene de produserer eller benytter med mindre skadelige stoffer og produkter. Dette vil på sikt kunne redusere de diffuse tilførslene av de mest skadelige stoffene.
- for å bidra til mest mulig effektiv utfasing av *TBT-holdig bunnstoff*, bør det vurderes å gjennomføre kontroller av forhandlere for å sikre at dette ikke blir solgt til bruk på småbåter. Undersøkelser har til dels vist overraskende høye verdier av TBT i sedimentene nær småbåthavner, og det kan være grunn til å kontrollere detaljnivå og i noen grad produsenter for å sjekke at forbudet overholdes. Tilsvarende gjelder når et generelt forbud mot TBT-holdig bunnstoff trår i kraft.
- vurdere initiativ mot *havner og småbåthavner* generelt for å sikre at kjemikalier og avfall blir håndtert på en miljømessig forsvarlig måte

De fleste steder mangler en tilfredsstillende oversikt over utslippskildene og deres betydning, og det vil være behov for en betydelig innsats med undersøkelser og kartlegging før en slik oversikt foreligger (kap. 5.5). Betydningen av ovennevnte kilder vil også variere betydelig fra sted til sted. Arbeidet med å redusere utslippene fra viktige gjenværende kilder på land bør derfor skje gjennom en kombinasjon av nasjonal og lokal oppfølging (kap. 5.7).

5.3 Hindre forurensning fra sedimentene

Ved at bunnsedimentene fungerer som en *felle* for miljøgifter, vil de også representere en viktig *kilde* for fortsatt forurensning i fjordområdene. Etter hvert som tilførslene fra land reduseres, vil de kunne bli en hovedkilde. Hvor stor betydning sedimentene har som forurensningskilde vil imidlertid avhenge av en rekke forhold som forurensningsgrad, oppvirvling, dybdeforhold med mer (jf kap. 2.2 og vedlegg 3).

Havnene er eksempler på steder hvor det er vanlig å finne alvorlig forurensede sedimenter i grunne områder og hvor det skjer betydelig oppvirvling. Å hindre oppvirvling og spredning av forurensede sedimenter er dermed særlig viktig i disse områdene. Det samme gjelder for typiske "*industrifjorder*" hvor hovedkildene på land er redusert betydelig og hvor sedimentene dermed kan utgjøre en hovedkilde til fortsatt forurensning i fjorden. Tiltak kan også være effektivt mot såkalte "*hot spots*", hvor punktkilder på land har medført alvorlig forurensning av fjordbunnen i et avgrenset område utenfor.

Oppvirvling av forurensede sedimenter innebærer en betydelig økt miljøbelastning i forhold til om sedimentene får ligge i ro. Dette skjer ved at miljøgiftene i større grad spres og gjøres tilgjengelig for opptak for en større gruppe organismer (jf vedlegg 2). Stadig oppvirvling vil også være til hinder for forholdsvis rimelige tildekkningstiltak, eller for at det over tid skal kunne skje en gradvis tildekkning gjennom naturlig sedimentering.

Aktuelle tiltak for å stanse oppvirvling ifm havnetrafikk vil kunne være alt fra ulike former for trafikkregulering til tiltak i sedimentene. Båttrafikken er det havnevesenene som har myndighet til å regulere (jf kap. 4), og havnemyndighetene vil dermed ha en viktig rolle i arbeidet med å få bukt med forurensningsproblemer i tilknytning til havnetrafikken.

SFT mener det nå er viktig å komme i gang med også å finne løsninger på problemene med oppvirvling av forurensede sedimenter. Det er derfor gitt forhåndsvarsel om pålegg om miljøtiltak til de 11 havnene hvor problemene med forurensning og oppvirvling antas å være størst. Havnene som omfattes av dette forhåndsvarslet er Oslo, Drammen, Sandefjord, Grenland, Kristiansand, Stavanger, Bergen, Ålesund, Trondheim, Harstad og Tromsø.

Selv om det antas å være havnene med de største problemene som omfattes av forhåndsvarslet om pålegg, kan oppvirvling av forurensede sedimenter være et betydelig problem også ved en rekke andre havner. SFT ønsker imidlertid i første omgang å gi førsteprioritet til å komme godt i gang med disse 11 havnene. Forurensningsloven vil bli benyttet om det anses nødvendig for å sikre fremdrift i arbeidet.

Det foreligger lite erfaring fra tidligere arbeid eller tiltak knyttet til oppvirvling fra havnetrafikk. Vi foreslår derfor at en av havnene inngår i et eventuelt pilotprosjekt, jf. kap 5.4. Dette vil kunne gi nyttig erfaring for å finne gode løsninger også i de andre havnene. Havnene vil også kunne bidra med nyttige innspill og synspunkter til pilotprosjektet på bakgrunn av utfordringene de møter i arbeidet med å finne løsninger lokalt slik at viktige problemstillinger i størst mulig grad blir belyst.

For en rekke *industrifjorder* hvor bedriftene er nedlagte eller har gjennomført betydelige rensertiltak, bør mulighetene for å løse de resterende forurensningsproblemer gjennom tiltak i sedimentene avklares. Dette kan eks være situasjonen i områder hvor utslipp av PAH og tungmetaller fra smelteverksindustri har ført til kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner for fisk og/eller skalldyr. I Årdalsfjorden, Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Karmsundet legges det opp til ytterligere reduksjoner i utslippene av PAH og tungmetaller. I Fedafjorden, Saudafjorden og Ranfjorden vil behovet for ytterligere tiltak bli vurdert på bakgrunn av resipientundersøkelser som gjennomføres inneværende år. Det legges opp til ytterligere reduksjoner i PAH-utslippene også fra enkelte andre aluminiumsverk, som bl.a. vil innebære reduserte utslipp til Husebybukta i Farsund og ved Høyangerfjorden. I *Frierfjorden* er det behov for å avklare nærmere kildene for de høye dioksinkonsentrasjonene som er funnet i organismene før beslutning om evt tiltak i sedimentene kan treffes. Dette skal belyses gjennom et fireåring forskningsprogram som nylig er startet opp. Dersom studiene gir klare svar er det lagt opp til å gå over i en tiltaksfase etter to år.

Avgrensede områder med sterkt forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene ("*hot spots*") vil bl.a. kunne påtreffes utenfor skipsverft og andre mekaniske verksteder, metallurgisk industri, småbåthavner, deponier med spesialavfall osv. Opprydding på slike steder vil kunne være effektive tiltak for å redusere forurensningsproblemer lokalt.

5.4 Gjennomføring av pilotprosjekt knyttet til opprydding i fjordområder

Det foreligger så langt svært lite erfaringsmateriale og kunnskap knyttet til opprydding i forurensede fjorder. Kompleksiteten, kostnadene og mangelfullt kunnskapsgrunnlag gjør at dette kan oppfattes som en krevende oppgave å ta fatt på. For å bedre beslutningsgrunnlaget for tiltak er det viktig å klarlegge betydningen av miljøgifttilførslene fra ulike kilder på land og fra sedimentene. De få eksemplene vi har på gjennomførte oppryddingstiltak er knyttet til mindre, avgrensede områder.

Det er dermed behov for å utvikle både kunnskaper, erfaringer og veiledningsmateriale for hele prosessen fra planlegging til tiltaksgjennomføring i arbeidet med å rydde opp i et fjordområde. De mest relevante kunnskapene og erfaringene antas å fremkomme som resultat av arbeidet med å planlegge og gjennomføre opprydding i forurensede fjordområder. Det bør derfor settes i gang et *pilotprosjekt* knyttet til opprydding i en/flere eksempefjorder.

Et pilotprosjekt bør kombineres med et forskningsprogram. Praktisk gjennomføring av undersøkelser og tiltak kan på denne måten kombineres med oppbyggingen av kunnskap som er nødvendig for å utvikle hensiktsmessige verktøy for planlegging og tiltaksgjennomføring i de ulike fjordområdene. Dette øker mulighetene for mer presise og dermed mindre kostnadskrevende tiltak for å løse forurensningsproblemene. Fordi det er betydelige kostnader ved å gjennomføre tiltak i sedimenter er det viktig at beslutningsgrunnlaget er så godt som mulig.

Formålet med et pilotprosjekt er dermed både å *gjennomføre nødvendige tiltak* for å redusere forurensningsproblemene i en/flere fjordområder, og samtidig *frembringe kunnskap og utvikle verktøy* som vil være viktig for tilsvarende innsats andre steder. Sistnevnte vil bl.a. være knyttet til å:

- klargjøre metoder og utvikle verktøy i arbeidet med å identifisere kilder, vurdere risiko, fastsette mål og beslutte mest mulig kostnadseffektive tiltak for opprydding
- klargjøre hvilke utslippsreducerende tiltak fra kilder på land som er åpenbart viktig å gjennomføre, og hvilke andre som bør vurderes nærmere
- angi kriterier for når det er aktuelt å gjennomføre oppryddingstiltak i sedimentene, og angi eksempler på praktiske løsninger for håndtering av forurenset masse
- vurdere konsekvenser av tiltak i sedimentene for organismesamfunn lokalt og forurensningsrisiko knyttet til å flytte forurensede sedimenter
- klargjøre finansieringsgrunnlag, dvs. hva det er rimelig å forvente at ulike aktører kan finansiere (private, kommune, stat)

Prosjektet bør omfatte et/flere fjordområder hvor det ligger til rette for snarlig og målrettet innsats med å redusere tilførslene fra forurensede sedimenter og evt gjenværende kilder på land, og hvor også problemene med oppvirvling som følge av havnetrafikk inngår.

Et *forskningsprogram* knyttet opp mot pilotprosjektet bør gå mer i dybden på ulike problemstillinger, f.eks:

- bedre kunnskapene om de ulike stoffenes biologiske effekter, hvordan de opptrer og oppkonsentreres i de marine økosystemene, skadeterskler og samvirkning
- identifisering av gode indikatorer for biotilgjengelighet og påvirkning av organismer og økosystem for ulike miljøgifter
- bedre kunnskapene om sedimentenes betydning som forurensningskilde og for opptak i ulike organismer under ulike betingelser

- klargjøre nærmere betydningen av utslipp fra ulike kilder på land sammenlignet med tilførsler fra bunnsedimentene under ulike forhold
- bedre kunnskapene for riktig valg av tiltak, miljømessig og økonomisk.

Berørte sektormyndigheter, og næringsliv og sentrale aktører for øvrig bør inviteres til å delta aktivt i gjennomføringen av pilotprosjekt og forskningsprogram, både faglig og finansielt. En fornuftig størrelsesorden for kostnadene for forskningsprogrammet kan være 10-20 mill hvert år over en 5-årsperiode.

5.5 Utarbeiding av tiltaksplaner for opprydding i den enkelte fjord

Det er betydelig variasjon fra fjord til fjord når det gjelder forurensningsproblemenes karakter, betydningen av ulike kilder, brukerinteresser og lokale forhold i fjordområdet for øvrig. Det anbefales derfor at det utarbeides lokale tiltaksplaner for opprydding i de enkelte fjordområdene.

Som grunnlag for slike tiltaksplaner vil det som oftest være behov for å gjennomføre nærmere undersøkelser for å identifisere kilder og avklare bunnsedimentenes betydning for forurensningssituasjonen i fjorden. Dette kan være forholdsvis kostnadskrevenne undersøkelser som kan være vanskelig å få gjennomført uten statlige tilskuddsmidler. Kostnadene ved å gjennomføre en tiltaksrettet undersøkelse i sedimentene kan anslås til i størrelsesordenen ½ - 1 million kroner for et fjordområde. Om også undersøkelser for å avklare betydningen av kildene på land inkluderes, kan de samlede kostnadene anslås til i størrelsesordenen 3-5 millioner kroner per fjordområde.

Arbeidet med lokale tiltaksplaner vil kunne bygge på generelle kunnskaper og erfaringer som frembringes av pilotprosjektet. Beslutninger om tiltak i den enkelte fjord vil imidlertid også måtte ta utgangspunkt i konkrete undersøkelser og vurderinger av forholdene lokalt. Det kan være en tidkrevende prosess å få avklart hvilke tiltak som bør gjennomføres i den enkelte fjord, og det er derfor viktig at dette arbeidet kommer i gang. Utarbeiding av *fylkesvis innsats* for opprydding i forurensede fjordområder vil kunne være en hensiktsmessig måte å organisere det lokale arbeidet på. Dette forutsetter at nødvendige ressurser stilles til disposisjon for utarbeiding og gjennomføring av planene.

5.6 Kartlegging av problemomfang og -betydning

SFT ser det som viktig å fullføre kartleggingen av miljøgiftinnhold i sjøbunn og marine organismer i de fjorder og deler av landet hvor dette ennå ikke er gjennomført.

Hovedformålet med disse undersøkelsene er å få kartlagt hvor det er så høye konsentrasjoner av miljøgifter i fisk og skalldyr at det kan være forbundet med helserisiko å spise for mye av den. Undersøkelsene danner dermed grunnlaget for eventuelle omsetningsrestriksjoner og kostholdsråd for fisk og skalldyr som fastsettes av SNT. Dette er informasjon som også kan være viktig for å skape den nødvendige forståelse og motivasjon for innsats lokalt.

Undersøkelsene finansieres av SNT, SFT og berørte kommuner. Kostnadene har vært fordelt slik at kommunene har bidratt med kr 50 000 hver, SFT har dekket om lag 1/3 av kostnadene og SNT resten. Til nå er det gjennomført slike undersøkelser i et utvalg havner i Nord-Norge, Agder-fylkene og Oslofjorden, og undersøkelser i havner på østlandsområdet og i Rogaland er under avslutning. Forutsetningen om kommunal egenandel har imidlertid ført til at enkelte havneområder ikke er undersøkt tross indikasjoner på alvorlig forurensning. Kostnadene ved å

gjennomføre tilsvarende undersøkelser i gjenstående fylker (fra og med Hordaland til og med Nordland) kan anslås til i størelsesordenen 6-7 millioner kroner.

For noen av de nyere stoffene som det er økt fokus på internasjonalt, er det behov for å gjennomføre en kartlegging på nasjonalt plan for undersøke *forekomsten av disse stoffene i produkter på det norske markedet*. Dette gjelder særlig *muskstoffer*, som bl.a. benyttes i enkelte parfymerte produkter, og ftalater, som bl.a. brukes som mykgjørere i plast.

5.7 Administrative konsekvenser

Oppfølging av gjenstående utfordringer vil kreve betydelig arbeidsinnsats. Mulighetene for å lykkes vil dermed avhenge av en mest mulig effektiv organisering av det videre arbeidet, med en hensiktsmessig kombinasjon av nasjonale initiativ og lokal oppfølging.

SFTs rolle vil være å være pådriver for at arbeidet kommer i gang og sikre gjennomføring av den nasjonale politikken på området. Det vil bl.a. være viktig å bidra til erfaringsoverføring fra nasjonale prosjekter og tilrettelegge for en mest mulig effektiv oppfølging. For å sikre en hensiktsmessig ansvarsdeling vil delegering av myndighet til fylkesmannen bli vurdert. I fjorder hvor større industribedrifter er viktigste forurensningskilde vil SFT fortsatt måtte ha en viktig myndighetsrolle.

Fylkesmannens rolle

Fylkesmannen har myndighet etter forurensningsloven til å gi tillatelser til mudring og dumping. Fylkesmannen gir videre tillatelser til deponering av avfall, til utslipp fra kommunale avløp med mer. Det kan også være aktuelt å delegerer myndighet på flere forurensningsområder. Fylkesmannen sitter innen med en kompetanse og oversikt over lokale miljøspørsmål som vil være til nytte i det videre arbeidet med å løse forurensningsproblemene i fjordområdene. Det kan derfor være aktuelt at fylkesmannen gis en sentral og koordinerende rolle i arbeidet med fylkesvise tiltaksplaner for opprydding i fjordområdene.

Kommunens rolle

Kommunene har en viktig rolle både som eier av havna og som planmyndighet. Kommunene har videre som forurenser ansvar for å gjennomføre nødvendige tiltak for å motvirke og begrense skadevirkningene. Kommunene har ansvar for å tilrettelegge for en forsvarlig innsamling og håndtering av avfall og spesialavfall, for å sikre tilfredsstillende oppsamling og rensing av kommunalt avløpsvann, kommunikasjon/samferdsel og anviser miljømessig akseptable steder for dumping av forurenset snø osv. Det er også lagt opp til at kommunene skal få økt myndighet til å kunne påse at avfall og forurenset masse blir tatt forsvarlig hånd om ved rive- og byggearbeider. Det er videre behov for økt myndighet til kommunene til å kunne regulere påslipp til kommunalt nett (kap. 5.2). Kommunene vil dermed kunne få en stadig viktigere posisjon ift til å forhindre virksomhet innenfor kommunens grenser som medfører risiko for spredning av miljøgifter til fjordområdet, og for å bidra til at det ikke skjer oppvirling av forurensete sedimenter som følge av havnetrafikken.

For å sikre tilstrekkelig kontroll med løpende utslipp til fjordområdene, er det behov for å styrke innsatsen mot diffuse utslipp via overvann og fra kommunale avløp. Kommunens ansvar på en rekke områder av betydning for slike utslipp, og mulighetene for ytterligere myndighetsoverføring, tilsier at det også er kommunene som bør ha som oppgave å sikre best mulig oversikt og kontroll med diffuse utslipp innen kommunegrensene. For å styrke

innsatsen og kommunenes handlekraft på dette området, er det ønskelig å opprette en tilskuddspost til undersøkelser og tiltak mot arealavrenning og utslipp via kommunale avløp.

Andre myndigheters ansvar

Det vil neppe være mulig å løse problemene med forurenset sjøbunn uten aktiv medvirkning fra berørte myndigheter. Flere myndigheter har et selvstendig ansvar for å ha oversikt over miljøvirkningene av virksomheten i sektoren, og for å iverksette og gjennomføre tiltak innenfor eget ansvarsområde (St meld nr 8 (1999-2000), s. 12). Deres virkemidler kan være et viktig bidrag til en mest mulig effektiv miljøpolitikk som for eksempel i dette tilfellet havneloven. Utformingen av den framtidige virkemiddelbruken inkludert finansiering av tiltak, bør derfor skje i nært samarbeid mellom miljøvernmyndighetene og de andre berørte myndighetene.

Eksempler på sentrale myndigheter på dette området er:

- Nærings- og handelsdepartementet (NHD), som har et overordnet ansvar for utvikling, tilrettelegging, oppfølging og veiledning ift. alle typer av industri i Norge og forvalter sentrale virkemidler knyttet til dette. NHD har også forvaltningsansvar for bergverksdrift og utvinning, og har i sin miljøhandlingsplan formulert sektorvise arbeidsmål knyttet til kartlegging og reduksjon av utslipp fra gruver. NHD har også et betydelig forvaltningsansvar for sjøfart bla når det gjelder Sjøfartsdirektoratet og Skipsregistrene.
- Fiskeridepartementet (FID), har ansvaret for havnetjenesten, er overordnet Kystdirektoratet og har det overordnede ansvaret for bygging og drift av havneanlegg.
- Samferdselsdepartementet (SD), i lys av at samferdselssektoren betydning som kilde for løpende utslipp av miljøgifter via overvann.
- Forsvarsdepartementet (FD), med virksomhet knyttet til bl.a. verksteder og marinebaser
- Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), som har ansvar for å gi kostholdsråd og fastsette omsetningsrestriksjoner for fisk og skalldyr.

Økonomiske konsekvenser

Ressursbehovet for oppfølging av arbeidet på området vil være knyttet til tilskuddsmidler for å gjennomføre undersøkelser og tiltak, og økt arbeidsinnsats knyttet til sentrale initiativ og lokal oppfølging.

Styrking av tilskuddsgrunnlaget vil være nødvendig for å:

- sikre snarlig gjennomføring av gjenstående undersøkelser av sedimenter og organismer, som grunnlag for bl.a. å vurdere kostholdsråd for fisk og skalldyr. Uten ekstra tilskuddsmidler vil det kunne ta nærmere 10 år før gjenstående undersøkelser er gjennomført og rapportert (gitt at eksisterende rammer opprettholdes i SNT og SFT)
- gjennomføre pilotprosjektet i det omfang som er ønskelig. Uten ekstra tilskuddsmidler vil pilotprosjektet måtte avgrenses til avgrensede undersøkelser og utredninger, mens gjennomføring av tiltak og innhenting av kunnskaper og erfaring knyttet til dette vil måtte utgå
- gjennomføre forskningsprogram knyttet til pilotprosjektet
- sikre fremdrift i arbeidet med å gjennomføre kildekartlegging og tiltaksrettede undersøkelser fjordområdene. Uten statlige tilskudd for delfinansiering av slike undersøkelser vil de være vanskelige å få gjennomført i noe omfang

- tilrettelegge for økt innsats mot diffuse miljøgifttilførsler fra byer og tettsteder
- sikre tilstrekkelig prioritet til arbeidet med fylkesvise tiltaksplaner for opprydding i forurensede fjordområder.

Det vil være behov for tilskuddsmidler fra både en 60-post og en 70-post for å følge opp dette arbeidet.

Vedlegg 1. Landbaserte kilder til forurensningen

Industri

I 1998 ble de sammenlagte utslippene av PAH til vann beregnet til ca 8,5 tonn i Norge. Landets 7 aluminiumsverk står for de største mengdene, sammenlagt ca 7,2 tonn i 1998. Al-verkene har også betydelige utslipp til luft. Forbedring av teknologi og optimalisering av prosessene har ført til betydelig reduserte utslipp fra aluminiumverkene de senere år. Reduksjonene fra 1985 til 1998 er anslått til 80% for utslipp til vann og 55% for utslipp til luft²⁷. Utslippstillatelsene til aluminiumverkene er revidert i 2000 og det er satt strengere krav til utslipp av PAH.

Utslipp av tungmetaller fra industribedrifter utgjør fremdeles betydelige tilførsler av tungmetaller til vann. Dette gjelder særlig fra produksjon av metaller og mineralprodukter og fra kjemisk industri. Innenfor overflatebehandling av metaller (galvanoindustri) er utslippene fra hver bedrift relativt små, men det er mange bedrifter innen bransjen. Rapporterte industriutslipp til vann i 1999 var i størrelsesorden 8 tonn bly, 13 tonn kobber, 1,1 tonn krom og 1,1 tonn kadmium og 20 kg kvikksølv. Utover dette er det utslipp fra småindustri der man ikke kjenner tallene.

Dioksiner dannes i en rekke prosesser og dioksin forekommer i utslipp til luft fra termiske prosesser der klor inngår og i lave konsentrasjoner i mange industriavløp. De største utslippene til vann som er registrert kommer fra Hydro Porsgrunn (magnesiumfabrikken) (1 - 2 g nordiske TEQ/år), Hydro Rafnes (ca 0,2 g nord. TEQ/år) og Falconbridge nikkelverk i Kristiansand (ca 0,6 nord. TEQ/år). Dioksinutslippene til Frierfjorden ble redusert med ca.99% på begynnelsen av 90-tallet.

Heksaklorbenzen (HCB) er påvist i utslippene til Frierfjorden fra Hydro Porsgrunn (størrelsesorden 1 kg/år) og fra VCM-fabrikken på Rafnes (størrelsesorden 0,1 kg/år). Falconbridge nikkelverk i Kristiansand er den eneste utslippskilden for klorerte alkylbenzener (KAB) som er registrert i Norge (utslipp til vann er i størrelsesorden 20 kg/år).

Ved skipsverft vil sandblåsing, høytrykksspyling og maling/påføring av bunnstoff kunne føre til utslipp, spesielt ved manglende oppsamling av avvirket materiale og blåsesand. Mange skipsverft har også deponert brukt blåsesand og annet på egen tomt. Skipsmaling har opp gjennom tidene inneholdt ulike miljøgifter, bla. PCB, DDT, TBT, kvikksølv og kobber. PCB ble brukt i skipsmaling i perioden 1952-1975. I dag brukes hovedsakelig bunnstoff med TBT eller kobber.

Gruver

Det er gjennomført tiltak for å redusere avrenning fra gruver på 9 av de 10 største gruveområdene i Norge. Som følge av tiltakene er kobber- og sinkavrenningen fra kisgruver i perioden 1985 til 1996 redusert med hhv. 74 og 53 %. I tillegg til de store gruvene finnes ca. 100 mindre gruveområder. Ved et fåtall av disse er det gjennomført tiltak for å begrense forurensning, delvis fordi det ikke er behov for tiltak og delvis fordi tiltak med dagens teknologi har vært ansett som for kostbart.

²⁷ SFT: Tiltaksanalyse for prioriterte miljøgifter, nov. 99

Deponier / forurenset grunn

Grunnforurensning og deponier henger nært sammen med forurensning av fjorder og sedimenter. Forekomsten av deponier og forurenset grunn følger områder med stor aktivitet, dvs. kyst og vassdrag, byer og tettsteder. En stor del av tungindustri og kjemisk industri ligger langs kysten, og det er ved mange bedrifter anlagt fyllinger med industriavfall i strandkanten. Deponier i strandkanten eksponeres for sjøvann og er utsatt for vekslende mellom luft og vann, bølger og strøm. Det er stort potensial for mobilisering av miljøgifter og de er vanskelige å kontrollere mht. utlekking. Det er også deponert spesialavfall i mange private og kommunale fyllinger og det kan være utlekking fra disse. Forurenset grunn kan skyldes søl eller uhell med olje og kjemikalier, eller lekkasjer fra utette tanker og lignende. Impregneringsverk for trevirke, gamle gassverk og påfyllingsstasjoner for olje og bensin er eksempler på virksomhet som har medført betydelig grunnforurensning.

Totalt er det registrert 3390 deponier/forurenset grunn-lokaliteter i Norge. Kartleggingen omfatter kommunale og private deponier, etterlatt spesialavfall og forurenset grunn. En del av sakene er nå løst og utgjør ikke et miljøproblem ved dagens arealbruk. Gjenstående saker fordeler seg i tre grupper: de antatt alvorligste sakene, lokaliteter med behov for undersøkelse for å avklare miljøproblemet og mindre forurensete steder hvor det antas at det ikke foreligger fare for spredning ved dagens arealbruk. Av de førstnevnte gjenstår ca. 100 saker, mens det er ca. 500 lokaliteter hvor det er behov for undersøkelser for å avklare om det er behov for tiltak.

Avløp og overvann

Viktige kilder til miljøgifter i kommunalt avløpsvann er husholdninger, industri (eks. metall- og maskinvarerindustri og kjemisk industri) og annen næringsvirksomhet som grafiske bedrifter, bilverksteder og bensinstasjoner med vaske- og servicehall. Avløpsvannet kan inneholde tungmetaller og organiske miljøgifter som blant annet PAH, PCB, nonylfenoler, nonylfenoletoksilater og ftalater^{28,29,30,31}. Lave dioksinkonsentrasjoner er også påvist i kommunalt avløp.

Overvann fra tettbygde strøk kan være en viktig kilde til forurensning mange steder. Overvann vil inneholde veistøv, avrenning fra forurenset jord med mer. Undersøkelser i Bergen har vist at jorda i eldre og sentrale bydeler til dels er betydelig forurenset med en rekke tungmetaller (særlig arsen, kadmium, kvikksølv og bly), PAH og til dels PCB³². Forhøyede PCB-konsentrasjoner er særlig funnet i eldre, bebygde områder hvor det har vært foretatt rehabilitering/riving. Dette er først og fremst blitt knyttet til PCB-holdig betongmaling. Jord nær trafikkerte veier har vist seg å være forurenset med bla. PAH og bly.

Produkter

Produkter bidrar til tilførsler vesentlig via avløp og overvann fra husholdninger, bedrifter og veitrafikk. Enkelte produkter vil imidlertid gjennom sin bruk eller håndtering gi utslipp som direkte tilføres miljøet og som vil havne i fjorder og sedimenter.

²⁸ SFT-rapport 97:07. Kilder til miljøgifter i kommunalt avløp og slam. Litteraturstudie, 104 s.

²⁹ SFT-rapport 98:23. Kilder til organiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann. Bidrag fra husholdninger. 46 s.

³⁰ SFT-rapport 97:27. Kilder til tungmetaller i kommunalt avløpsvann. Bidrag fra småindustri og annen næringsvirksomhet, .65 s.

³¹ SFT-rapport 99:11. Kilder til tungmetaller i kommunalt avløp. Intensiv kartlegging av småindustri og annen næringsvirksomhet. 33 s.

³² Ottesen, R.T. og Volden, T. 1999. Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport 99:022.

Avrenning fra veier og bebyggelse vil inneholde forhøyede konsentrasjoner av en rekke miljøgifter som følge av innholdet i mange ulike produkter, både der stoffene brukes pga sin egenskaper, men også der stoffene finnes som forurensing i produkter. Det gjelder for eksempel tungmetaller i oljeprodukter og ved som frigjøres ved forbrenning og videre vei og dekkslitasje der både asfalt og bildekk inneholder mindre mengder miljøgifter. Tidligere var tilførsler via overvann av *bly* betydelig som følge av bruken av blyholdig bensin. Denne bruken er nå eliminert, men forhøyede konsentrasjoner av bly i overvann som følge av forhøyede nivåer i bakken i trafikkbelastede områder vil trolig fortsette i mange år.

Av produktgrupper med direkte betydning for sedimenttilstanden kan spesielt nevnes bunnstoff til båter og impregnering av fiskemærere. Dette gjelder tilførsler av TBT (tributyltin) og kobber.

Bruken av *TBT* i bunnmaling på skip står for > 98 % av de estimerte utslippene i Norge, tilsvarende ca 25 tonn/år hvorav en stor del tilføres miljøet i forbindelse med skipsverftsaktivitet. TBT er idag i Norge forbudt brukt i bunnstoff på båter som er kortere enn 25 m. FNs sjøfartsorganisasjon IMO er i prinsippet enig i å innføre et globalt forbud mot påføring av TBT i bunnstoff på skip fra 2003 og bruk på skip i 2008, men et endelig vedtak om utfasing er ennå ikke gjort. Et globalt forbud er viktig for effektiviteten av norske tiltak ettersom en stor del av skipsfarten er internasjonal.

Kobber er det dominerende begroingshindrende midlet brukt i bunnstoff (217 tonn kobber i 1998). Bruk av kobber bør begrenses, men på kort sikt vil utslippene trolig øke, fordi kobber er den mest realistiske erstatningen til TBT som biocid i disse produktene.

Når det gjelder kobberutslipp fra notimpregnering (192 tonn kobber i 1998), vurderer bransjen nå bl.a. å innføre vask og tørk av oppdrettsnøter som et alternativ til bruk av kobberholdig notimpregneringsmidler. Forskriftsregulering eller konsesjonsbehandling av impregneringsbedriftene og avgift på kobber i notimpregneringsmidler er også under vurdering.

Bruk av tjære-produkter på skip (grunning på stålkonstruksjoner) kan gi utslipp av PAH i forbindelse med påføring, bruk og vedlikehold. Begrensede tiltak rettet mot produkter brukt på skip trafikkerende ferskvann er vedtatt i OSPAR men vil neppe få noen betydning for tilførsler til marine resipienter i Norge.

Stoffene *bly, kobber og krom* benyttes i en rekke ulike malingsstyper. Skipsmaling med korrosjonshemmede egenskaper inneholder ofte ett av disse stoffene og vil kunne tilføres sedimenter direkte i forbindelse med skipsvedlikehold. I tillegg vil slike produkter være viktige kilder for tilførsler via avløp og overvann. For produktgruppen maling og lakk har myndighetene, som et ledd i arbeidet med produktorientert miljøstrategi (POMS), satt i gang et prosjekt for å vurdere bruken av helse- og miljøfarlige kjemikalier og mulighetene for å substituere disse. Erstatning av prioriterte miljøgifter i maling og lakk, deriblant bly, kobber og krom, vil være en effektiv måte å redusere miljøgiftutslippene i livsløpet.

Det er gjennomført en rekke tiltak for å stanse bruk og hindre videre spredning av PCB fra produkter. Isolerglassruter fra perioden 1966-74 kan inneholde PCB og tiltak er satt i gang for å sikre at isolerglass tas hånd om som spesialavfall. Forskrift om PCB har vært revidert flere ganger og flere produkter inneholdende PCB skal fases ut og håndteres spesielt som farlig avfall. Disse tiltak vil forhåpentlig redusere de diffuse tilførslene av PCB, men tidligere bruk

av mindre mengder PCB i mange produkter (lysarmaturer, isolerglass, betongtilsetning, fugemasser osv) gjør det vanskelig å sikre høy grad av innsamling av slike produkter.

Offeranoder til bruk på skip og offshore inneholder mindre mengder *kadmium*, men mengden er så små at det neppe har betydning for tilførsler til sedimenter (0,1 tonn i 1998).

Det er allerede iverksatt en rekke tiltak for å redusere utslipp av *kvikksølv* fra produkter, f.eks. amalgamrensing ved tannlegekontorer og forbud mot bruk av kvikksølvholdige termometre. Det forventes en generell nedgang i mengden kvikksølv som er i omløp etter hvert som kvikksølv fases ut fra ulike produkter og produktgrupper. Det er ventet at dette etter hvert vil gi seg utslag i reduserte utslipp fra kommunalt avløp. Av produkter står NiCd-batterier for den største bruken av kadmium. Tiltak for redusert bruk og økt innsamling av brukte batterier er aktuelle i forhold til utslipp fra avfallsforbrenning og ved deponering av avfall.

DDT er det plantevernmiddelet som en hyppigst gjenfinner i målbare nivåer i sedimenter. Dette stoffet har lenge vært forbudt, men uheldig avfallshåndtering knyttet til tidligere bruk gir fortsatte problemer, noe som forsøkes stanset ved gjennomføring av en egen tiltaksplan ved planteskoler. Godkjenningsordningen for plantevernmidler skal sikre at stoffer som ved vanlig bruk kan representere en uakseptable risiko for effekter i miljøet ikke godkjennes.

Brommerte flammehemmere og ftalater utgjør to grupper stoffer som er spesielt i søkelyset for mulige miljøproblemer internasjonalt. Diffuse tilførsler gjennom bruk i en rekke ulike produktgrupper, spesielt i plastprodukter, er viktigst. Fjorder og sedimenter kan være endestasjoner for disse stoffenes spredning i miljøet. Tiltak rettet mot bestemte stoffer og produktgrupper vil trolig bli iverksatt i løpet av de kommende årene som følge av de risikovurderinger som blir utført i EU.

Nonylfenoler og nonylfenoletoksylater er stoffer som er prioritert for utfasing innen 2000 som følge av mistanke om hormoneffekter hos fisk og pattedyr. Stoffene har særlig blitt brukt i vaske og rengjøringsmidler, bilpleiemidler samt maling. De tilføres miljøet hovedsakelig via avløp og er funnet i sedimenter. Det foreligger nå et forslag om totalforbud mot bruk av stoffene og tilførslene vil derved stanses.

Vedlegg 2. Miljøgiftene

Miljøgifter omfatter både tungmetaller og organiske forbindelser.

Organiske miljøgifter er et bredt spekter av stoffer. Stoffene er generelt relativt stabile, dvs at de brytes langsomt ned. De fleste av dem er fettløselige og akkumulerer derfor i fettvev hos dyr. Den langsomme nedbrytningen og fettløseligheten gjør oppkonsentrering i næringskjeden til et stort problem. Noen av stoffene brukes i prosesser og produkter og har utilsiktet virkning på miljøet, andre er biprodukter av industri- eller forbrenningsprosesser. For enkelte stoffer er det de giftige egenskapene vi benytter oss av, for eksempel når det gjelder plantevernmidler.

Tungmetaller finnes naturlig i berggrunn, jordsmonn, planter og dyr, men ulike antropogene kilder fører til skadelige nivåer i miljøet. Flere av tungmetallene er essensielle mikronæringsstoffer for planter og dyr, men kan være svært skadelige i forhøyede konsentrasjoner. Noen av tungmetallene er giftige selv i svært lave konsentrasjoner. Giftvirkningen av tungmetaller er også avhengig av tilstandsform og tilgjengelighet for organismene.

PCB

Polyklorerte bifenyler er svært tungt nedbrytbare og har høy fettløselighet. Disse egenskapene gjør at PCB lagres i fettrike deler av organismer (bioakkumuleres) og oppkonsentreres i næringskjeder (biomagnifiseres). PCB er akutt giftig for marine organismer og gir kroniske giftvirkninger hos både terrestriske og akvatiske organismer. Eksempelvis settes PCB i sammenheng med reproduksjonsforstyrrelser hos sjøpattedyr i belastede områder. Hos mennesker kan PCB medføre kreft, svekket immunforsvar og skader på nervesystemet.

PCB-holdige oljer er blitt brukt i elektrisk utstyr, i bygningsmaterialer som fugemasse, isolerglasslim, betong og maling og i skipsmaling. I Norge har ny bruk av PCB vært forbudt siden 1980 og i 1995 var eksisterende store enheter med PCB faset ut av bruk. Fugemasse, isolerglass og annet avfall med innhold av PCB skal håndteres som spesialavfall. Forskrift om PCB setter krav om å ta ut av bruk mindre elektriske enheter med PCB innen 2005.

PCB-forbindelser er bla. blitt spredt i miljøet ved utskiftning av PCB-holdig olje, ved utstyrshavarier, ved riving av utstyr og lignende. Utlekking fra produkter som fortsatt er i bruk, forurenset grunn og avfallsfyllinger er trolig kilder til fortsatt spredning. Spredning av PCB foregår også via luft. Av en beregnet totalmengde PCB tatt i bruk i Norge på ca. 1200 tonn finnes det ca 450 tonn i produkter som fortsatt er i bruk. 735 tonn er tatt ut av bruk. Av dette regner en med at ca 335 tonn er deponert eller dumpet, slik at PCB er tilført, eller kan tilføres, miljøet.

Dioksin

Klorerte dioksiner og furaner hører til de mest betenkelige miljøgiftene. Giftigheten varierer mellom de ulike dioksinforbindelsene. Dioksiner er akutt giftige for mange pattedyr og fugler, mens det ikke foreligger dokumentasjon på akutt giftighet for fisk. Kroniske giftvirkninger er derimot påvist for fisk ved særdeles lave konsentrasjoner. Dioksiner er lite biologisk nedbrytbare og akkumulerer i fettvev i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. De viktigste virkninger på mennesker etter lang tids eksponering for små mengder er endringer i

immunforsvaret, endringer i forplantningsevnen, utvikling av kreft og endringer i hormonbalansen.

Avfallsforbrenning og enkelte industriprosesser som magnesiumproduksjon, sinterverk og ferrolegeringsindustrien er kjente dioksinkilder. Diffuse kilder til dioksinutslipp er småovner, åpen brenning og blyholdig bensin. Dioksiner er påvist i små mengder i flere andre klororganiske kjemikalier og i enkelte produkter. Lokale kilder er av størst betydning for forekomster i Norge, men langtransport med hav- og luftstrømmer kan være av betydning.

Utslippene er redusert ved de største bedriftene og forbrenningsanleggene som resultat av prosessforbedringer. Utfasing av klorholdig innsatsstoffer og blyholdig bensin har også redusert utslippet betydelig. Nordsjødeklarasjonenes målsetting om minst 70 prosent reduksjon i de samlede utslipp i perioden fra 1985 til 1995 er oppnådd. Implementering av EUs direktiv om avfallsforbrenning vil erstatte bla. det gamle direktivet om utslipp fra kommunale avfallsforbrenningsanlegg og det forventes en betydelig reduksjon i dioksinutslippene fra avfallsforbrenning.

HCB

Heksaklorbenzen er svært tungt nedbrytbart, og bioakkumuleres i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. Stoffet er giftig for vannlevende organismer og kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. Hos mennesker kan HCB forårsake kreft og gi alvorlig helseskade ved lengre tids påvirkning. Kronisk eksponering kan føre til skader på sentralnervesystemet, lever, lunger og milt.

Magnesiumfabrikken Norsk Hydro Porsgrunn og Falconbridge nikkerverk er de største kjente industrikilden for utslipp av heksaklorbenzen i Norge. Utslippsreducerende tiltak for klorerte forbindelser generelt, som for eksempel dioksin, vil også medføre redusert utslipp av heksaklorbenzen. Utslipp av dioksin er betydelig redusert i løpet av 90-tallet, og det samme gjelder for heksaklorbenzen.

DDT

DDT (diklordifenyiltrikloretan) er svært tungt nedbrytbart, det bioakkumuleres og oppkonsentreres i næringskjeder. DDT er sterkt akutt giftig for insekter og marine organismer, mens akutt giftighet for fugl og pattedyr er lav. DDT og metabolittene forstyrrer kjønnshormoner og påvirker leverenzymmer.

I Norge er kildene til DDT avfallsdeponier, eventuell ulovlig bruk, samt langtransporterte forurensninger. Bruken av DDT på de fleste bruksområder opphørte i 1969. Siste lovlige bruk i Norge var i 1985 da det ble benyttet ca 1,5 tonn DDT i skogplanteskoler.

Bromerte flammehemmere

En del bromerte flammehemmere har i de senere årene kommet i søkelyset på grunn av deres stabilitet i miljøet. Spesielt er det fokus på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenyler (PBB). Bromerte flammehemmere oppkonsentreres i næringskjeden og er påvist i levende organismer og i morsmelk. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi skader på nervesystemet. Ved langvarig eksponering er det påvist at stoffene kan føre til leverskade. Generelt er kunnskapen om stoffenes langtidseffekter på helse og miljø mangelfull.

Bromerte flammehemmere brukes som flammehemmere i produkter. Bruken i norsk plastproduksjon anslås å være i størrelsesorden 50-100 tonn, men betydelige mengder finnes i importerte produkter slik som datautstyr og annet elektronisk utstyr. Langtransport med luftstrømmer er trolig en kilde for tilførsler av bromerte flammehemmere til miljøet i Norge. Bromholdige dioksiner kan dannes ved forbrenning.

Muskxylenener og andre muskstoffer

Stoffene har lav vannløselighet, er persistente og har et høyt bioakkumuleringspotensiale. Det er en viss usikkerhet om hvilke helse- og miljøeffekter muskxylenener har.

Stoffene brukes som luktstoffer i små konsentrasjoner i forskjellige produkter. De kan inngå i ulike rengjøringsmidler, deodoranter, hudkremer, parfymen, bilvokser og gulv- og møbelpolishprodukter. Muskxylenener når miljøet gjennom utslipp av avløpsvann.

Nonylfenoler og nonylfenoletoksilater

Nonylfenoler og nonylfenoletoksilater er giftige for vannlevende organismer. Stoffene har vist østrogenlignende effekter på fisk og mistenkes for å ha hormonhermende effekter på pattedyr. Nonylfenoler er tungt nedbrytbare og bioakkumulerende.

Stoffene brukes i en rekke produkter, som for eksempel vaske- og rengjøringsmidler, bilpleiemidler, plast, maling, lakk og lim. Mindre mengder brukes også i plantevernmidler, kosmetikk og hygieneprodukter. Avløpsvann regnes som en av de største kildene til spredning av stoffene. Stoffene er prioritert for utfasing innen 2000. Det foreligger nå et forslag til forbud mot bruk av stoffene og tilførslene vil derved stanses.

Ftalater

Ftalater er giftige for vannlevende organismer og de er bioakkumulerende. De er også mistenkt for å ha hormonhermende effekter.

Stoffene brukes blant annet i plast, gummi, maling, lim, fugemasse, tekstilimpregneringsmidler og trykkfarge.

PAH

Polyaromatiske hydrokarboner består av en rekke enkeltforbindelser. Noen av disse, f.eks benzo-a-pyren, er meget giftige, arvestoffskadelige og kreftfremkallende. Nedbrytning av PAH i sedimenter og industrifyllinger er langsam. Mange arter kan bryte ned og skille ut PAH og stoffene hopes derfor i liten grad opp i næringskjeden. Enkelte arter har imidlertid lav omsetningshastighet og stoffene bioakkumuleres blant annet i enkelte bløtdyrgrupper (eks. muslinger og snegl). Enkeltforbindelser av PAH har gitt effekter på diverse organismer ved meget lave konsentrasjoner. Studier har blant annet vist at PAH-forbindelser påvirker reproduksjon hos fisk. Ved nedbrytning av stoffene kan det dannes skadelige nedbrytningsprodukter.

De største PAH-kildene i Norge er aluminiumverk, karbidverk og forbrenning. Videre frigis PAH fra bileksos og ved slitasje av bildekk og asfaltdekke. Produksjon og bruk av kreosotimpregnert trevirke medfører utslipp av PAH, likeledes impregnering og bruk av fiskenøter. Forurenset grunn og gamle deponier utgjør en potensiell sekundær kilde. Reduksjon av PAH-utslipp fra aluminiumindustrien pågår kontinuerlig gjennom teknologiforbedringer og prosessoptimaliseringer. Fra 1985 til 1998 var reduksjonen av PAH-utslipp til vann fra disse bedriftene på ca. 80 %.

TBT

Tributyltinn (TBT) og trifenylyltinn (TFT) er tungt nedbrytbare, og kan akkumuleres til betydelige konsentrasjoner i organismer. TBT og TFT er svært giftige for marine dyr, spesielt muslinger og snegler. Som generelt mest giftig regnes tributyltinn, med effekter ved konsentrasjoner ned mot 1 ng/l. Skade i området 1-10 ng/l gjelder spesielt kjønnsforstyrrelse hos hunnene av en gruppe snegler og dvergvekst hos noen østersarter, mens mange andre organismer synes å tåle vesentlig høyere konsentrasjon. Stoffene er også giftige for varmblodige dyr.

TBT kan brytes ned i naturen til mono- og dibutyltinnforbindelser. Slike forbindelser brukes også som tilsetningsstoffer i ulike produkter. Effekter av disse forbindelsene er ikke like godt dokumentert som effekter av TBT og TFT. Forbindelsene antas å være giftige for vannlevende organismer.

TBT og TFT produseres ikke i Norge, men produkter basert på tinnorganiske forbindelser produseres her i landet. Forbindelsene inngår i produkter som benyttes eller som tidligere ble benyttet som bunnstoff, notimpregneringsmidler og treimpregneringsmidler, samt i mindre grad i produkter som tremaling og trebeis, desinfeksjonsmidler, konserveringsmidler og rengjøringsmidler.

TBT tilføres miljøet ved gradvis utlekking fra bunnstoff på skipsskrog, samt ved utslipp fra bunnstoff i forbindelse med ulike aktiviteter på skipsverft, eksempelvis sandblåsing og ny påføring av bunnstoff på skip. Også trifenylyltinnforbindelser brukes i en viss utstrekning som antibegroingsmiddel i skipsmaling, men har hovedanvendelse som fungicid (soppdrepende middel). Forbindelsene tilføres også miljøet ved utlekking fra andre typer produkter og ved utslipp fra impregneringsprosesser. Bruken av TBT som antibegroingsstoff i skips- og båtmaling har gitt en tilnærmet global forurensning.

I Norge har det vært forbud siden 1990 mot anvendelse på båter mindre enn 25 m og i notimpregneringsmidler. FNs sjøfartsorganisasjon IMO har et prinsippvedtak om å innføre et globalt forbud mot påføring av TBT i bunnstoff på skip fra 2003 og bruk på skip i 2008, men et endelig vedtak om utfasing er ennå ikke gjort.

Kvikksølv

Kvikksølv inngår i mange uorganiske og organiske kjemiske forbindelser, der de organiske er særlig giftige. Kvikksølv oppkonsentreres i næringskjeden og har lang biologisk halveringstid. Kvikksølv bioakkumuleres i fisk og pattedyr. Hos mennesker kan kvikksølv gi nyreskader og motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet. Metylkvikksølv kan gi fosterskader. Kvikksølv kan også føre til kontaktallergi.

Kilder til kvikksølvutslipp er smelteverk, avfallsforbrenningsanlegg, avfallsdeponi, tannlegekontorer, krematorier og produkter som batterier, termometre og plantevernmidler (forbudt fra desember 1991). Det er enkelte større punktkilder i industrien. Det forventes en generell nedgang i mengden kvikksølv i omløp etter hvert som det fases ut fra ulike produkter. Det er ventet at dette etter hvert vil resultere i reduserte utslipp fra for eksempel forbrenningsanlegg og kommunalt avløp.

Kadmium

Kadmiumforbindelser er sterkt akutt giftige for vannlevende organismer, særlig i ferskvann, og akutt giftige for pattedyr. Kadmiumforbindelser gir kroniske giftvirkninger hos mange organismer. Kadmium er sterkt bioakkumulerende i fisk og pattedyr. De fleste kadmiumforbindelser er kreftfremkallende. I pattedyr opphopes kadmium i nyrene og gir kroniske nyreskader. Høy belastning med kadmium kan føre til skjelettdeformasjoner.

Kilder til utslipp er industri, avfallsforbrenning, fyllinger, forbrenning av oljeprodukter og produkter som batterier, offeranoder og annen korrosjonsbeskyttelse, plast og kunstgjødsel. Kadmium finnes i små mengder i gruveavrenning sammen med kobber og sink. Atmosfæriske avsetninger som følge av langtransport er betydelige, spesielt i det sørlige Norge.

Bly

Bly bioakkumuleres i fisk og pattedyr, men bare i liten grad i fiskefilet. Bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr. Bly gir kroniske giftvirkninger hos mange organismer, selv i små konsentrasjoner. Kronisk blyforgiftning kan ha nevrotoksiske, immunologiske og kreftfremkallende virkninger og gi skader på det bloddannende system hos varmblodige dyr. Man har også forsket mye på barns eksponering for bly i lave konsentrasjoner og mistenker at blyeksponering kan påvirke barns intellektuelle utvikling.

De viktigste kildene er industri, forbrenning og produkter. Utslipp av bly til luft fra samferdselssektoren har blitt drastisk redusert gjennom overgangen til blyfri bensin. Totalutslippene av bly er sterkt redusert de siste 10-15 årene.

Kobber

Flere kobberforbindelser er meget giftige for vannlevende organismer. Kobber gir kroniske giftvirkninger for mange vannlevende organismer. Kobber kan akkumuleres i organismer og antas å påvirke tilvekst og reproduksjon hos enkelte vannlevende dyr. Kobber er et nødvendig stoff for alle organismer i små mengder.

De viktigste kilder til utslipp av kobber i Norge er produkter, spesielt bunnstoff til båter, notimpregneringsmidler og treimpregneringsmidler, avrenning fra gruveområder (nedlagte kisgruver), utslipp fra industri som nikkelverk og smelteverk, samt avfallsforbrenningsanlegg. Industriutslippene, gruver inkludert, er vesentlig redusert siden 1985, mens utslipp fra produkter har økt betydelig siden 1985. Økningen skyldes stort forbruk av kobberholdig notimpregnering og bunnstoff. Videre tilføres kobber miljøet som følge av utslipp fra husholdninger, bilverksteder og bensinstasjoner med vaskehall.

Krom

Kromforbindelser kan akkumuleres i organismer og flere av dem er meget giftige for vannlevende organismer. Forbindelsene kan også forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet. Seksverdige kromforbindelser er sterkere giftig enn treverdige kromforbindelser, både når det gjelder akutte og kroniske virkninger.

Prosessindustri som fremstiller krom fra råmalm, galvanoteknisk industri, offshorevirksomhet, garverier og treimpregneringsverk er kilder til utslipp av kromforbindelser. Bruk av produkter som inneholder kromforbindelser, eksempelvis impregnert trevirke, kan også medføre utslipp av krom. Videre tilføres krom miljøet som følge av forbrenning av avfall og utslipp fra husholdninger, avfallsdeponier, bilverksteder og bensinstasjoner med vaskehall.

Sink

Sink bioakkumuleres, men oppkonsentrering i næringskjeder er ubetydelig. Sink er et nødvendig stoff for alle organismer, men sink i for høye konsentrasjoner er akutt giftig for vannlevende organismer, enkelte planter og pattedyr. Sink kan også gi kroniske giftvirkninger hos vannlevende organismer. Sink og kobber antas å ha additive miljøeffekter, mens sink til en viss grad beskytter mot kadmiums virkninger.

Kilder til utslipp av sink er industri, avrenning fra kisgruver, avfallsforbrenningsanlegg og produkter som offeranoder og annen korrosjonsbeskyttelse, maling, plast og gummi.

(<http://www.miljø.no/miljostatus>)

Vedlegg 3. Marine sedimenter som potensiell forurensningskilde

Overordnede prinsipper og styrende faktorer

Utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Jens Skei

Bakgrunn

I forbindelse med SFTs arbeid med planer om opprydding i kyst- og havneområder som er sterkt forurenset av miljøgifter og hvilke prioriteringer av tiltak som skal ligge til grunn, er det behov for å gjennomgå vår kunnskapsstatus vedrørende forurensede marine sedimenter og deres rolle som kilde. Etter at primære punktutslipp f.eks. fra industrien har avtatt som følge av pålegg og forurensningsbegrensende tiltak har oppmerksomheten i større grad blitt rettet mot sekundære forurensningskilder.

Marine sedimenter nær punktkilder og i havner spesielt representerer store lagre for miljøgifter. Det henger sammen med at miljøgifter i stor grad er bundet til sedimenter og akkumuleringen av slike sedimenter skjer i områder med lite vannbevegelse og begrenset vannutskiftning. Slike sedimentasjonsforhold er typiske i havneområder og innelukkede fjordsystemer. Omfattende kartleggingsarbeid i løpet av de siste 10 år har avslørt sterkt forurensede sedimenter langs hele norskekysten. I tillegg har målinger av miljøgifter i fisk og skalldyr i de samme områdene vist så høye nivåer av forurensning at helsemyndighetene har funnet det nødvendig å opprette kostholdsråd. Dette er en uakseptabel situasjon og det reises med rette et spørsmål om forhøyede nivåer av miljøgifter i marine organismer skyldes tilførsler fra land (både punktutslipp og diffuse kilder) eller om det kan tilskrives bidrag fra forurensede bunnsedimenter.

Sedimenter som felle eller kilde for miljøgifter?

Spørsmålet om sedimenter er felle ("sink") eller kilde ("source") kan besvares enkelt med at sedimenter er begge deler. I og med at forurensede sedimenter representerer store lagre av miljøgifter er de åpenbart en felle. Men samtidig vet vi at selv et lite prosentualt bidrag fra sedimentene kan representere en betydelig kilde. Som eksempel kan nevnes at et sediment som innenfor et bunnområde på 1 km² inneholder 1mg/kg kvikksølv (tilstandsklasse III) i de øvre 5 cm av sedimentet inneholder vel 30 kg kvikksølv. Selv om bare 1% av kvikksølvet (dvs. 0.3 kg) som ligger lagret i dette sedimentet frigjøres og kan betraktes som en kilde så utgjør dette 3 % av det totale utslippet av kvikksølv fra norsk industri til vann i Norge i 1998.

Det er gjort en del beregninger av hvor store lagrene av miljøgifter i fjorder og havner er. I området Bjørvika-Bispevika i Oslofjorden³³ er det beregnet at i de øvre 5 cm av sedimentene er det lagret 35 kg kvikksølv. Tilsvarende er det innerst i Sjørfjorden i Hardanger³⁴, som er en typisk industripåvirket fjord, beregnet at det ligger lagret 15-20 tonn kvikksølv i de øvre 10 cm av sedimentet (i 1986) innenfor 2.6 mill m² bunnareal.

³³ Konieczny, R.M. (1992). Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika-Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport, l.nr. 2808, 87 s.

³⁴ Næs, K. og Skei, J., (1986). Indre Sjørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 1. Teoretisk utredning om rehabilitering. NIVA-rapport, l.nr.1881, 52 s.

Med bare utgangspunkt i størrelsen på lagrene i overflatesedimentene er det sannsynliggjort at sedimentene kan representere en betydelig kilde. En vesentlig faktor i vurderingen av sedimentene som kilde er om hovedmengden av lagret miljøgifter befinner seg i de øverste centimetrene av sedimentet eller i dypere lag. Som hovedprinsipp kan man anta at kun det som er lagret i de øvre 10 cm i virkeligheten utgjør en trussel i form av kilde. Begrunnelsen for det er følgende:

- Gravende dyr er mest aktive i de øvre 10 cm av sedimentet
- En oppvirvling som skyldes vannbevegelser (strøm og bølger) vil sjelden påvirke sedimentet på dyp større enn 10 cm
- Diffusjon av miljøgifter fra sediment til vann skjer ved utveksling mellom porevann i de øverste millimetrene av sedimentet og vann like over sedimentet

Dette innebærer at problemet med sedimenter som kilde er størst i områder hvor forurensningen er fersk, dvs. at tilførslene til sedimentet har pågått inntil nylig og at overflatesedimentene er forurenset. I områder hvor tilførslene til sedimentet opphørte for lenge siden og hvor storparten av forurensningen nå ligger dypere enn 10 cm er sedimentet som kilde langt mindre viktig. Disse forholdene bør vurderes i forbindelse med kriterier for tiltak. Dette gjelder spesielt områder hvor industri er opphørt som følge av endringer i prosessen eller hvor industri er nedlagt. Et eksempel på dette er områder hvor treforedlingsbedrifter var lokalisert i nedbørfeltet til fjorder og hvor utslipp av kvikksølv pågikk til ca. 1970. I Iddefjorden ble det sluppet ut kvikksølv fra Saugbrugsforeningen i betydelige mengder i en kort periode mellom 1964 og 1968. Dette gjenspeiles i sedimentkjerner fra Iddefjorden som viser et maksimum av kvikksølv et godt stykke nede i sedimentet (> 10 cm dyp).

I tillegg til hvor i sedimentet forurensningen befinner seg så vil grad av forurensning være vesentlig i vurderingen av sedimentet som kilde. Derimot er det lite sannsynlig at det er et lineært forhold mellom forurensningsgrad og sedimentet som kilde. Årsaken er at det er en rekke ulike faktorer som styrer tilførslene fra sedimentet.

Styrende faktorer

De faktorene som vi kjenner til påvirker tilførslene av miljøgifter fra sediment til vann og organismer er følgende:

- Dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon)
- Eksponering for oppvirvling som følge av fysisk påvirkning av sedimentet (bølger, strøm, undersjøiske ras, anleggsvirksomhet, propellstrøm fra skipstrafikk)
- Oksygenforhold (om sedimentene er oksiske eller anoksiske)
- Innholdet av organisk materiale i sedimentet (mengde og type organisk materiale)
- Miljøgiftens tilstandsform i sedimentet (i hovedsak hvorledes bindingene til partikler er)
- Fortynningspotensialet (naturlige sedimentasjonsrater)
- Interaksjon mellom ulike miljøgifter i sedimentet (kan påvirke både mobilitet og biotilgjengelighet)

Listen over faktorer som er med og bestemmer i hvilken grad forurensede sediment er en trussel med hensyn til vannkvalitet og effekter på organismer er lang. Dette forklarer hvorfor det ikke er en enkel sammenheng mellom total konsentrasjon av en miljøgift i et sediment og sedimentets potensiale som kilde. Det er derfor nødvendig å skaffe informasjon om hver enkelt faktor før man kan foreta en grovkvantifisering av sedimentet som kilde.

Dyrs gravende virksomhet

Sedimentlevende dyr graver i sedimentet på forskjellig måte. Det som den gravende aktiviteten har til felles er at dyrene forstyrrer sedimentene mekanisk. Det betyr at dyrene forstyrrer den opprinnelige lagdelingen i sedimentet. Materiale som opprinnelig befinner seg et stykke nede i sedimentet kan transporteres til overflaten og omvendt. I tillegg vil gravevirksomheten føre til en ”lufting” av sedimentet på samme måten som meitemarken bearbeider jorda. Det fører til at oksygen fraktes ned i sedimentet og kjemiske forbindelser som i utgangspunktet var på redusert form kan oksideres. På den måten kan miljøgiftenes mobilitet endres³⁵.

Gravevirksomheten bidrar også til at porevann pumpes til overflaten. Denne advektive transporten av porevann som kan ha et høyt innhold av miljøgifter kan være betydelig viktigere enn den diffusive transporten av miljøgifter fra porevann til vann over sedimentet. Diffusjon er som kjent en meget sakte transportmekanisme.

De fleste dyr begrenser gravevirksomheten til de øvre 10 cm. Dette henger delvis sammen med at det er i de øvre 10 cm at dyrene finner organisk materiale med høyt næringsinnhold. Men det bør påpekes at det finnes dyr som graver betydelig dypere (helt ned til 50 cm).

Det som i første rekke begrenser dyrs gravende virksomhet er oksygenforholdene. Hvis oksygenmengdene blir for lave og det utvikles sulfid, vil dyrenes aktivitet stoppe. Det vil være en fordel med tanke på dyrenes rolle som medvirkning til å øke sedimentene som kilde for miljøgifter, men i økologisk sammenheng er det ikke akseptabelt med anoksiske forhold med mindre det skyldes naturlige årsaker.

Det er ikke kjente tilfeller hvor nivået av miljøgifter i sedimentet er så høyt at dyrs gravende virksomhet opphører på grunn av akutt toksisitet. Derimot er det kjent at innholdet av miljøgifter påvirker artssammensetningen.

Eksposering for oppvirvling som følge av fysisk påvirkning av sedimentet

En viktig styrende faktor for vurderingen av sedimentet som kilde er potensialet for fysisk eksponering. Et forurenset sediment som ligger på grunt vann og som jevnlig eksponeres for bølger, strøm og tidevann utøver et større risikoelement enn et sediment som ligger på dypt vann hvor fysiske påvirkninger er små. Det er dette forholdet som gjør at forurensete havnesedimenter betraktes som et stort problem. I tillegg til strøm og bølger vil forstyrrelse fra skipstrafikken kunne føre til hyppig oppvirvling. I forbindelse med oppvirvling av forurensete sedimenter vil miljøgifter knyttet til sedimentene lettere kunne frigjøres fra partiklene (desorbsjon). I tillegg vil i noen tilfeller små partikler ladet med forurensning kunne transporteres fra et område med oppvirvling til et område som er mindre forurenset (spredning av forurensning).

Hvis sedimentene ligger i et område hvor det foregår anleggsvirksomhet (kaiutbygging, nedlegging av rør og kabler) og hvor det må foregå graving/mudring eller undersjøisk sprengning vil en betydelig oppvirvling kunne finne sted. Det samme gjelder grunne områder som påvirkes av propellstrøm. Undersøkelser gjort i Oslo havn har vist at oppvirvlingen av

³⁵ Sternbeck, J., Skei, J. and Østlund, P. (1999). Mobilisation of sedimentary trace metals following improved oxygen conditions- an assessment of the impact of lowered productivity on trace metal cycling in the marine environment. TemaNORD 1999:594, 65p.

bunnsedimenter fra store fartøyer som legger til kai er betydelig, men 10 minutter etter at oppvirvlingen har opphørt er ca. 40% av partiklene sedimentert³⁶. Det skulle bety at en oppvirvling på grunn av skipstrafikk neppe fører til at store mengder av det som virvles opp transporteres langt. Derimot har eksperimentelt arbeid med oppvirvling av havnesedimenter indikert at man får en frigivelse av miljøgifter (f.eks. kvikksølv) fra partiklene og vedvarende dårlig vannkvalitet³⁷.

Oksygenforhold

Oksygenforholdene nær bunnen og i sedimentet er styrt av tilførselen av oksygenforbrukende materiale og tilførselen av oksygenrikt vann (vannutsiftning). Det bør være en ballanse mellom forbruk og tilførsler. Hvis forbruket overskrider tilførselen vil anoksiske forhold utvikle seg og det vil innebære at sedimentet vil bli fritt for organismer. I tillegg vil en del metaller bli bundet som sulfider og den mikrobielle floraen vil endre seg, noe som kan ha betydning for nedbrytningen av en del organiske miljøgifter.

Generelt kan man si at sedimentene som kilde for miljøgifter reduseres ved at sedimentene blir anoksiske.

Innholdet av organisk materiale i sedimentet

Tilførselen av organisk materiale til et marint sediment vil vanligvis avhenge av produksjonen av marint planteplankton og landbaserte tilførsler (kloakk, terrestrisk organisk materiale, industriutslipp etc.). I områder med overgjødning vil ofte organisk materiale fra plankton spille en stor rolle. Denne type organisk materiale har andre egenskaper enn organisk materiale fra kloakkutslipp eller f.eks. trefiber fra treforedlingsbedrifter. Det er utført en betydelig forskning på samvirke mellom innholdet av organisk materiale og miljøgifter i sedimenter^{38 39}. Dette samvirket påvirker både miljøgiftenes mobilitet og biotilgjengelighet. Et høyt innhold av organisk materiale i sedimentet kan føre til oksygensvikt som i neste omgang påvirker dyrs gravende virksomhet og metallenes bindingsform. Dette har betydning både for mobiliteten til miljøgiftene og biotilgjengeligheten. Ved oksygensvikt og dannelse av sulfider i sedimentet vil mange tungmetaller bindes i sedimentet som sulfider, dvs. mobiliteten avtar. I tillegg vil høyt innhold av organisk materiale kunne føre til at miljøgiftene binder seg til det organiske materiale som i neste omgang er føde for sedimentlevende dyr (økt biotilgjengelighet) og som dermed tar opp miljøgiftene og eventuelt overfører de til fisk (næringskjedetransport).

Miljøgiftenes tilstandsform i sedimentet

Som nevnt ovenfor vil oksygenforhold og sedimentets innhold av organisk materiale kunne påvirke miljøgiftenes tilstandsform i sedimentet. I tillegg vil tilstandsformen i stor grad

³⁶ Magnusson, J. (1995). Vurdering av effekt av propellstrøm fra fartøy på sedimenter i Oslo havn. NIVA-rapport, 3218, 18s.

³⁷ Skei, J., Oen, H., Pettersen, O., Bryde, J. og L. J. Skuggevik (1994). Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport nr.6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter i Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. NIVA-rapport, 3070, 46 s.

³⁸ Skei, J., Hylland, K., Schaanning, M.T., Bakke, T. and Lømsland, E. (1999). Interaction between contaminants and eutrophication (MILE). NIVA-report, 4129-99, 31 p.

³⁹ Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. and Broman, D. (2000). Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *AMBIO*, 29, 184-194.

bestemmes av i hvilken form miljøgiftene ble tilført sedimentene. Det er i hovedsak to måter dette kan skje på:

- Miljøgiftene tilføres resipienten bundet i partikler i selve utslippet (f.eks. PAH i kullpartikler eller sot)
- Miljøgiftene tilføres resipienten i løst form for deretter å bli adsorbert til naturlige partikler i det marine miljø som så sedimenterer

Miljøgifter som på forhånd er inkorporert i partikler vil være mindre mobile enn miljøgifter som er adsorbert til partikler. Dette har således en betydning for vurderingen av forurensede sedimenter som kilde.

Fortynningspotensialet

Konsentrasjonen av en miljøgift i et sediment er i stor grad bestemt av fortynningen av naturlig sedimenterende materiale. Forurensede sedimenter som befinner seg i områder med naturlig høy sedimentasjonsrate og hvor overleiringen med uforurenset materiale skjer raskt har et moderat potensiale som kilde. Her vil naturen selv ta hånd om problemet (overdekking) og så fort at tykkelsen av uforurenset sediment overskrider 10 cm vil det forurensede sedimentet som kilde være bortimot eliminert. I de fleste norske havner og fjorder er imidlertid den naturlige sedimentasjonsraten liten og tiden det tar å overdekke et forurenset sediment blir urimelig lang. Det er ikke uvanlig at den naturlige sedimentasjonsraten i en del fjorder med liten sedimenttilførsel kan være bare 1-2 mm per år. For å bygge opp et sedimentlag med 10 cm tykkelse vil det således ta 50-100 år. Tidsfaktoren er således viktig når sedimentet som forurensningskilde skal vurderes. Hvor lenge et sediment vil forbli en aktiv kilde etter at landbaserte utslipp er stoppet vil i stor grad være avhengig av naturlig sedimentasjon.

Interaksjon mellom ulike miljøgifter i sedimentet

Den styrende faktoren som vi kjenner minst til er betydningen av interaksjon mellom ulike miljøgifter i et sediment. I de fleste tilfeller er et forurenset sediment karakterisert ved at det inneholder et stort antall miljøgifter, både uorganiske og organiske. Det gjelder spesielt havner hvor kildene har vært mange. Om interaksjon mellom ulike miljøgifter forsterker eller svekker sedimentet som kilde vet vi svært lite om. Det vi imidlertid vet er at det kompliserer bildet vesentlig.

Sedimentet som kilde til forurensning av organismer

Sedimentene som forurensningskilde kan delvis betraktes som en primærkilde (lekkasje til vann) eller som en indirekte kilde (opptak i organismer via partikler). Opptak av miljøgifter i marine organismer kan delvis skje direkte via vann (f.eks. via fiskens gjeller) eller via filtrering av partikkelbundet forurensning (f.eks. blåskjell). En tredje mulighet er opptak i organismer via føde (f.eks. pelagisk fisk som spiser forurenset plankton eller bunnlevende fisk som spiser sedimentlevende dyr). I mange tilfeller skjer opptaket ved en kombinasjon av flere typer eksponeringer⁴⁰.

Når fisk og blåskjell viser forhøyet innhold av miljøgifter i et område hvor det er kjent at sedimentene er forurenset er det lett å trekke den konklusjonen at sedimentene er kilden. Dette

⁴⁰ Næs, K., Skei, J., Sternbeck, J. and Verta, M. (2000). Organochlorines in marine sediments – mobility and bioavailability. Nordic Council of Ministers, in prep.

kan være riktig hvis landbaserte bidrag er eliminert, men i de fleste tilfeller eksisterer det en del restutslipp, enten i form av punktutslipp (fra industri eller kommunal kloakk) eller diffuse utslipp (avrenning fra strandnære deponier etc.). Spørsmålet som da melder seg er om restutslippene er av større betydning for opptak i organismer enn bidrag fra bunnsedimentene.

Et hvert utslipp som skjer til overflatelaget i en fjord eller havn vil påvirke større deler av det marine økosystemet enn om tilførselen kommer fra et sedimentet på dypt vann. Blåskjell lever stort sett over sprangsjiktet (i brakkvannslaget) og denne vannmassen vil i liten grad bli påvirket av forurensede sedimenter med unntak av de tilfeller hvor de forurensede sedimentene befinner seg på grunt vann. Når det gjelder fisk så vil eksponeringen avhenge om det er fisk som lever stort sett i øvre deler av vannmassen eller om det er fisk som store deler av sitt liv lever nær bunnen og ernærer seg på dyr som lever i sedimentoverflaten. Generelt vil regelen være at et direkte utslipp til sjøens overflate i større grad vil påvirke marine organismer enn lekkasjer fra et forurenset sediment så lenge dette sedimentet befinner seg på dypt vann. Det er fordi et overflateutslipp vil påvirke organismer som lever nær bunnen på grunt vann, i hele vannmassen og organismer som lever på dypt vann. Definisjonen av dypt vann i dette tilfelle er vann som befinner seg godt under sprangsjiktet i norske fjorder havner (> 30 m).

Et annet spørsmål som er viktig er i hvilken grad et sterkt forurenset sediment innenfor et lite område (hot spot) har en større negativ innflytelse på marine organismer enn et stort bunnareal med middels forurensningsnivå. Dette er ikke dokumentert, men det synes rimelig å anta at når det gjelder fisk vil trolig et større areal med middels forurenset bunn representere et større problem enn et hot spot sediment. Det skyldes at fisken sannsynligvis ville unngå et hot spot. For fastsittende organismer (f.eks. blåskjell) vil eksponeringen avhenge av forholdene på voksestedet.

Hva kan vi gjøre for å øke kunnskapen om sediment som forurensningskilde?

Debatten omkring sedimenters betydning som forurensningskilde har i stor grad vært preget av synsing og kvalifisert gjetning. Det foreligger forbausende lite dokumentasjon vedrørende kvantifisering av lekkasje av miljøgifter fra forurensede sedimenter og biotilgjengeligheten av miljøgifter i sedimenter. Det er flere måter å angripe problemet på:

- Bruk av teoretiske modeller basert på kjente likevektskonstanter for å beregne utveksling mellom sediment og vann
- Bruk av modeller til å beregne bioakkumulering
- Sette opp massebalanser eller forurensningsbudsjetter for å bestemme sedimentenes betydning i forhold til andre mulige kilder
- Gjøre enkle laboratorieforsøk for å se hvor hardt miljøgiftene er bundet i sedimentet
- Gjøre storskala eksperimenter med sedimenter for å måle utlekking pr.m² forurenset bunn, samt måle direkte opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr som tilsettes sedimentet
- Gjøre feltundersøkelser hvor man korrelerer nivåer av miljøgifter i sedimenter med nivåer i sedimentlevende dyr
- Gjøre trendstudier (over mange år) hvor man korrelerer endringer i tilførsler av miljøgifter til en resipient med nivåer i vann, sediment og biota

Sannsynligvis er det behov for å bruke forskjellige angrepsmetoder for å få et mest mulig riktig bilde. Spørsmålet er også hvilken nøyaktighet man trenger. Det er allment kjent at data for landbaserte utslipp er meget usikre (i mange tilfeller semikvantitative). Det er derfor om å gjøre å anslå bidraget fra forurenset sediment med minst samme nøyaktighetsgrad. Erfaringer viser at storskala eksperimenter kan gi verdifull opplysning både når det gjelder direkte

lekkasje fra forurenset sediment og i hvilken grad miljøgifter som ligger lagret i sedimentet kan tas opp av sedimentlevende dyr. Resultater fra slike forsøk bør kunne være tilstrekkelig for bedømme om sedimentene er en vesentlig bidragsyter i forhold til andre kilder.

Behov for beslutningsgrunnlag for tiltak

Kostnader knyttet til tiltak mot forurensete sedimenter vil være høye uansett hvilken teknologi som skal brukes. Det er derfor behov for et godt beslutningsgrunnlag. Det viktigste grunnlaget vil være å sammenligne betydningen av landbaserte kilder med bunnsedimentene som kilde. En forutsetning bør være at de landbaserte kildene er redusert så langt det lar seg gjøre innenfor realistiske økonomiske og tekniske rammer. Hvis ikke vil tiltak i sjøen kun ha kortvarig effekt.

Prioritering mellom områder må baseres på forureningsgrad samt de faktorer som styrer lekkasje fra sedimentene og akkumuleringen av miljøgifter i spiselige organismer. Kunnskapen om dette kan best oppnås ved å gjøre eksperimenter med sedimentene for å kunne kvantifisere sedimentene som kilde i forhold til resttilførsler fra landbaserte kilder. Resultatene fra slike eksperimenter kan da brukes i forureningsbudsjetter og modellering. Først da vil det være mulig å få aksept på å investere store beløp på å gjøre en opprydding.

En hovedmålsetting med å gjøre tiltak for å redusere miljøgifttilførslene til våre havner, fjorder og kystområder er å redusere nivåene av miljøgifter i sjømat tilstrekkelig til at kostholdsrestriksjoner kan oppheves. Direkte utslipp av miljøgifter til overflatevann fra punktkilder forventes å ha størst betydning for nivåer av miljøgifter i sjømat. Miljøgifter som tilføres i brakkevannslaget kan transporteres langt og påvirke et stort sjøområde. I tillegg vil en tilførsel til overflatevannet medføre en forurensning både av det pelagiske miljøet og det bentiske miljøet i områder hvor forurensningen sedimenterer. Hvis bunnsedimentene er kilden vil vannkvaliteten i bunnvannet i første rekke påvirkes. Jo dypere sediment-forurensningen ligger jo mindre utsatt blir miljøet for påvirkning. Blåskjell vokser i de øverste vannlagene og med mindre de forurensete sedimentene ligger på grunt vann er det lite sannsynlig at påvirkningen blir stor. Dypvannsfisk derimot må ansees å være utsatt for sedimenter som kilde.

En konsekvens av det som er sagt ovenfor er at prioriteringen med hensyn til tiltak bør foregå i følgende rekkefølge:

1. Fjerne landbaserte punktkilder for miljøgifter som påvirker overflatevannet.
2. Stoppe tilførselen av miljøgiftig sigevann fra landdeponier og strandkantdeponier eller fjæreforensning.
3. Gjøre tiltak mot forurensete bunnsedimenter som ligger på grunt vann og som er utsatt for fysisk påvirkning.
4. Vurdere tiltak mot forurensete sedimenter som ligger på dypt vann.

I dagens situasjon med kostholdsråd i en rekke fjorder og havneområder er det ikke mulig å fastslå om forhøyede nivåer av miljøgifter i sjømat skyldes forurensete sedimenter eller landbaserte punktkilder eller diffuse kilder. Sannsynligvis er det en kombinasjon av flere årsaker. For å kunne komme videre med å kvantifisere de ulike bidragene må det lages stoffbudsjetter. Og for å kunne lage stoffbudsjetter trenger vi mere kvantitativ informasjon om utveksling mellom sediment og vann, ettersom sedimentene representerer så store lagre for miljøgifter.

Vedlegg 4. Vurdering av ulike typer tiltak i forurensede sedimenter

Utarbeidet av Norges Geotekniske Institutt
Audun Hauge

1 Innledning

Store deler av forurensning i marine sedimenter stammer fra menneskelig aktivitet på land eller fra aktiviteter i det marine området (havn el.l) der forurensningen finnes. Forurensningene har blitt generert i løpet av de siste 50-100 år, med spesiell vekt på de siste 50 år. Den påvirker livet i det marine miljø direkte, eller den ligger slik til at aktivitet i eller på vannet fører til spredning av miljøgifter til vannmassene og videre til organismene. Indirekte kan sedimentene også påvirkes av naturlige fenomener som sterkt uvær, jordskjelv etc.

Av denne grunn ønsker en å gjøre tiltak som hindrer at dette skjer, dvs. hindre at naturen eller det marine miljø påvirkes negativt av stoffer som finnes i sedimentene.

For ethvert område som er forurenset må en forsvarlig håndtering av problemet basere seg på en evaluering av risikoen forbundet med situasjonen og hvilken risiko som er forbundet med et inngrep/opprydding. En svært viktig del av denne vurderingen er å kvantifisere hvilke ressurser og kostnader som må til for å redusere miljørisikoen til et akseptabelt nivå. Dersom disse kostnadene er svært høye i forhold til de miljøgevinster en oppnår, er det mulig at det mest hensiktsmessige er å la tilstanden være som den er og overvåke at den er stabil.

2 Faktorer som påvirker valg av tiltak

Et tiltak eller opprydding i det marine miljøet har som oftest hjemmel i forurensningsloven, men selve oppryddingen må også forholde seg til andre lover. Plan- og bygningsloven gjelder for reguleringer av områder til ulike formål, og dette kommer spesielt inn dersom en ønsker å lage deponier på land eller i sjøen. For øvrig må arbeidene også tilfredsstille Havne- og farvannsloven.

På et sted der det skal utføres inngrep eller deponering må en ta hensyn til følgende forhold:

1. Er strømningsforholdene slik på stedet at det er:
 - Eroderende forhold, dvs hard bunn eller partikler $>0.06\text{mm}$
 - Transportbunn med varierende materiale
 - Akkumulasjonsbunn med bløte masser og partikler $<0.06\text{mm}$Ved utløp av elver der det er sterk strøm kan det være akkumulerende forhold ved større kornstørrelser.
2. Jordarten, mengde/mektighet og kornfordeling av massen er viktige parametre som angir mulighetene for separering av massen i fraksjoner.
3. Hvilken type forurensning/kjemiske stoffer som foreligger. Er det få eller en gruppe, eller er det mange stoffer eller flere grupper Dette virker sterkt inn på mulige valg av tiltak sammen med informasjon om stabiliteten eller potensialet for utlekking av miljøgifter til vannmassene .

4. En vurdering av risiko forbundet med det forurensede sedimentet innebærer en bedømmelse av forurensningens farlighet, sannsynlighet for spredning og hvilke verdier en kan tillate i området uten at dette påvirker miljøet. Dette gir indirekte kravene til både metode for arbeidene i sedimentet og hvilke metoder for rensing/disponering som tilfredsstillende disse kravene.
5. Basert på beliggenhet i forhold til steder der folk ferdes eller oppholder seg, eller i forhold til sensitive marine miljøer, må det være strenge krav til både arbeidene i sedimentene og evt. prosesser dersom massene tas på land.

3 Mulige tiltak

Hensikten med et tiltak er å ta bort, redusere, destruere eller immobilisere forurensningene innenfor et område. Den høyeste ambisjonen for et tiltak vil være å destruere forurensningen, eller konsentrere den til mindre volumer for eventuell gjenvinning. I en del tilfeller er volumene så store, eller forurensningen/massen av en slik art at en slik behandling ikke lar seg gjøre innen rimelige kostnadsrammer. Tilgjengelighet av behandlingsanlegg og kapasitet i rimelig nærhet av tiltaket er også en viktig faktor.

I forbindelse med tiltak i forurensede sedimenter er følgende alternativer mulig:

- In situ tildekking/deponering
- In situ behandling
- Fjerning og deponering/tildekking i sjøområder
- Fjerning og deponering /tildekking på land
- Fjerning og behandling på land

3.1 In situ tildekking/deponering

Målet med in situ tildekking er å gjøre det forurensede sedimentet utilgjengelig for det marine miljøet der det ligger, dvs. lage en fysisk barriere mot:

- Oppvirvling (naturlig eller fra annen aktivitet)
- Bioturbasjon
- Utlekking fra massene

En kan også tenke seg at en legger mer forurenset masse på et sted der det er forurenset fra før, og deretter dekker til. Tildekking med rene masser er best egnet der det er akkumulasjonsbunn. I slike områder er det ofte finkornige bløte sedimenter, og tildekkningen er i prinsipp en påskynding av den naturlige tildekkningen gjennom sedimentasjon. Forurensningen i massen må være relativt stabil, dvs. potensialet for utlekking av miljøgifter fra massen er liten.

Denne typen tiltak krever grundige undersøkelser av alle fysiske forhold på stedet så som strømmåling, batymetri, alle geotekniske egenskaper og hvilken bunnfauna som finnes på stedet. Dette gir krav til materialet i tildekkningen og nødvendig tykkelse.

Som dekkmasse kan det i prinsipp brukes alle typer masse som ikke blander seg med den forurensede massen under utlegging, og som har tilstrekkelig adsorpsjons- og diffusjonsegenskaper som er tilpasset de forurensninger som dekkes til. Det kan også benyttes geotekstiler eller membraner over sedimentet før en dekker med rene masser for å oppnå et

klart skille mellom forurensede og rene masser. Tette membraner er ikke egnet dersom det er fare for gassutvikling i massen. Ved alle kombinasjoner av tildekking stilles det krav til overvåking og dokumentasjon av utførelsen, og dette er spesielt viktig når bløte masser skal dekkes til.

Dette er en mye bruk teknikk internasjonalt, og et antall større prosjekter er oppsummert i vedlagte tabell (NGI rapport 954125-1, tabell 1, sist i dette vedlegget). Kostnadene for in situ tildekking rapporteres i internasjonal litteratur til kr.40-700 pr. m², og ved bruk av geotekstiler til kr.300-1400 pr. m².

Metoden er helt klart anvendelig i Norge, og vi har flere prosjekter av denne type (bl.a. Eitremsvågen). Metoden krever som sagt overvåking i en periode etter at tiltaket er satt i verk. Det er også utført en del eksperimentelt arbeid i forbindelse med bl.a. Oslo havn som belyser faktorer som spiller inn på denne metoden (NIVA/NGI 2000).

3.2 In situ behandling.

Behandlings metoder skal redusere en forurensnings toksisitet eller mobilitet gjennom omdanning til mindre toksiske stoffer, separasjon/ekstraksjon av stoffer fra massen, eller fysisk/kjemisk fiksering av stoffene i sedimentet slik at de ikke er tilgjengelige i det marine miljøet.

In situ behandling har store begrensninger med den teknologien vi kjenner i dag. Forurensningene er ujevnt fordelt i massen, og det er vanskelig å kontrollere prosessene.

I prinsipp finnes det følgende muligheter for in situ behandling av forurensede sedimenter:

- Kjemisk behandling som består i innblanding av kjemikalier slik at forurensningen kjemisk forandrer seg til andre og mindre farlige stoffer. I praksis er det svært vanskelig å blande inn i sedimentet de kjemikaliene en ønsker slik at de fordeler seg jevnt og en får en jevn effekt. Det er ingen kjente referanser til utførte prosjekter i full skala.
- Biologisk behandling består i at sedimentet tilføres oksygen og næringsstoffer samt bakterier etter behov slik at organiske stoffer brytes ned til vann og kulldioksid. Det er noen få firma som tilbyr dette internasjonalt, og det finnes referanser fra to prosjekter i Canada på behandling av PAH i sedimenter uten at de lykkes med å oppnå rens målet. Å oppnå en god effekt og kontrollere dette er komplisert.
- Stabilisering kan oppnås ved injeksjon av et stoff som reagerer med sediment matriksen og binder forurensningen. Dette krever en jevn innblanding i massen for at reaksjonen skal gå som ønsket. En slik teknikk må testes ut på hvert enkelt sted for å angi muligheten for om dette kan lykkes. Det finnes noen få referanser fra USA der det er prøvd injeksjon av sement/flyveaske.

Det er ikke angitt kostnader som har noen generell relevans for disse metodene, og det er ikke utført noen prosjekter i Norge. Dersom det utvikles kostnads effektive teknikker er selvfølgelig disse metodene også mulige å bruke i Norge.

3.3 Fjerning og deponering/tildekking i sjøområder

Under denne overskriften definerer vi masser som mudres et sted og deponeres et annet sted i en "celle" som er omgitt av konstruerte eller naturlige fysiske barrierer. I engelsk terminologi kalles dette "Confined Aquatic Disposal (CAD)".

Stort sett de samme forutsetningene som gjelder for tildekking av sedimenter gjelder også for denne disponeringen; det bør være akkumulerende forhold på stedet, og en må ha oversikt over alle fysiske og kjemiske forhold på stedet. Siden en har fysiske hindringer på sidene kan en akseptere litt sterkere strøm eller bølge påvirkning enn ved en ren tildekking på flat bunn. Dette er en metode som er mye brukt internasjonalt spesielt i USA. Et utvalg av større prosjekter er vist i vedlagte tabell (NGI rapport 954125, tabell 1 sist i dette vedlegget)

Det er lite sammenlignbare kostnader angitt i tilgjengelige referanser, men i tillegg til kostnad for tildekking kan en grovt regne kr. 50-100 pr m³ for deponering av massen fra lekter, der prisen vil avhenge noe av dybden på stedet og de spesielle innretningene en må foreta for å hindre spredning av forurensning under deponering.

I Norge har vi mange fjorder der det bl.a. finnes dype erosjons bassenger fra siste istid. I terskelfjordene er disse bassengene ofte anoksiske, dvs. det finnes ikke oksygen i vannet ved bunnen og opp til terskelnivået rundt bassengene, og heller ikke noe liv på bunn eller i vannmassene over. Disse bassengene er velegnede for deponering av forurensede masser. Massen bør dekkes til med rene masser for å sikre mot påvirkning dersom vannet skulle bli oksisk i fremtiden.

"Strandkant deponier" (Confined Disposal Facilities, CDF) er en metode der en legger den forurensede massen i et avstengt område i sjøen nært inntil eller ved land. Massen legges under nederste vannstand og dekkes til med rene masser. Det oppstår anaerobe forhold i massene og dette fører til lav mobilitet for mange av de kjemiske stoffene som finnes i massen. Det er de samme krav til dokumentasjon av massen som skal deponeres og den massen som brukes i barrierene og til tildekkingen som for de øvrige deponerings alternativene. Det er gitt anvisninger for konstruksjon av slike deponier i USA (US ACE, 1987). Det største deponiet i verden av dette slaget er Schlifter i Rotterdam som tar i mot størsteparten av mudringsmassen i Rotterdam havn.

Det ligger godt til rette for bruk av denne metoden i Norge, og den brukes i dag på Håkonsvern og den har vært utredet i Oslo Havn. Deponiene må overvåkes i en periode etter at de er anlagt, det legges restriksjoner på bruken av det arealet deponiet dekker. Kostnadene vil variere sterkt ut fra hvilken barriere en velger å bruke i tillegg til hvilken kvalitet en vil oppnå på det arealet en opparbeider.

3.4 Fjerning og deponering på land

Deponering av forurenset masse på land må utføres i følge konsesjoner som gis av fylkesmannen, og i de fleste tilfeller er forurensede sedimenter av en slik art at de kan legges på kommunal fyllplass. Dette skjer i liten grad på grunn av store volumer og at prisene er høye.

For å transportere og deponere på land bør massene ha en rimelig tørr konsistens, dvs. de må avvannes. Dette er viktig for å holde transportutgiftene nede og det er viktig for egenskapene

deponiet vil få med hensyn til stabilitet, setninger etc. som influerer på hvordan området kan brukes i ettertid.

Dette alternativet har som sagt vært lite brukt, og følgende argumenter grunngir dette:

- Deponering på land øker tilgangen på oksygen som kan bidra til mobilitet av enkelte stoffer, men også bidra til nedbryting av noen stoffer.
- Det er vanskelig å finne egnede arealer til deponier i områder der det er behov, og de geotekniske egenskapene vil vanligvis bli dårlige for etterbruk
- Løsningene blir dyre med kostnader opp mot kr 1000 pr m³
- Deponeringen vil kreve overvåking , og mulighetene for spredning til grunnvann etc er tilstede.

Langøya er et deponi som faller i grenselandet mellom land deponi og strandkant. Dersom massene faller inn under konsesjonene på Langøya er dette en sikker deponering av massen, men avhengig av hvor i landet massen mudres kan transportveien bli lang. Kostnadene for deponering kan variere avhengig av massens egenskaper og volum fra kr.300 til kr.800 pr.tonn.

3.5 Fjerning og behandling

Det finnes en mengde metoder for å rense eller behandle forurenset jord/sediment. Metodene reduserer innholdet av miljøgifter, mobiliteten av forurensningen og /eller toksisiteten gjennom en av følgende måter:

- Destruerer forurensningen eller overfører den til et mindre toksisk stoff
- Separerer eller ekstraherer forurensningen fra massen
- Reduserer volumet av forurenset masse gjennom separasjon av rene partikler fra de forurensede
- Fysisk eller kjemisk stabilisering av forurensningen slik at den fikseres til partiklene

De fleste behandlingsmetoder krever et tørrstoff innhold som er 50% eller høyere. Dette tilsier at foruten behandling med vasking/separasjon, så må massen forbehandles gjennom en avvanning. Dette kan gjøres på en passiv måte ved ren sedimentasjon med evt. fortykning og kondisjonering, eller mekanisk ved pressing eller sentrifugering/suging, eller at massen tørkes ved tilførsel av energi.

Etter forbehandling kan følgende metoder benyttes:

Termisk destruksjon

Under dette begrepet ligger alle metoder der massen varmes opp til høye temperaturer og forurensningen brennes av eller immobiliseres. Dette er effektivt for alle organiske forurensninger og noen metaller med lavt smeltepunkt, men det stilles sterke krav til rensing av avgassene. I Norge tilbyr NOAH Brevik denne metoden, men det er lite masse som forbrennes. Det er mulig å mobilisere mobile anlegg eller eksportere massene.

Metodene som brukes er:

Forbrenning er en vanlig metode for destruksjon av organisk spesialavfall. Massen varmes opp ved tilgang på oksygen og massen forbrennes eller oksideres. Energiforbruket er høyt og dermed prisen for denne metoden.

Pyrolyse er oppvarming av massen uten oksygen til stede. Massen varmes opp i et forkammer til 5-600°C der store molekyler deles opp og kommer i gassfase. Disse gassene forbrennes i en etterbrenner ved 1200°C. Metoden har vist seg å være effektiv for destruksjon av PAH og PCB, men den krever mye energi og er kostbar.

Høytrykksoksidasjon omfatter såkalt våtluftoksidering og superkritisk vannoksidering. Begge prosessene bruker en kombinasjon av høyt trykk og temperatur for å bryte ned organiske stoffer. Dette er også energikrevende og kostbare metoder på det nivå de utføres i dag.

Vitrifikasjon er en metode som bringer materialet til en så høy temperatur at alle organiske materialer brenner av og inerte stoffer immobiliseres ved at silika smelter og danner aggregater. Massen kan da gjenbrukes som grus eller i for eksempel murstein. Som en forstår er dette også vært energi krevende og en dyr teknikk.

Termisk desorpsjon

Termisk desorpsjon separerer flyktige og semi-flyktige stoffer fra sedimentet ved å varme det opp til 90-540°C. Vann, organiske stoffer og noen flyktige metaller går over i gass fase og kan separeres ut og samles opp på filtre, eller destrueres i en etterbrenner. Denne prosessen krever mindre energi enn forbrenning, men klarer ikke de vanskelige stoffene så godt. Tørrstoff innholdet må også være høyt skal energiforbruket holdes nede.

Det finnes et stort antall firma som tilbyr denne teknikken internasjonalt, og noen firma i Norge leier inn utstyr fra utlandet. I litt forskjellige utførelser har disse anleggene litt forskjellige effekter på de tyngre stoffene. Metoden tilbys på det norske markedet og kostnadene kan ligge mellom kr.500 og kr.1000

Immobilisering

Gjennom immobilisering/stabilisering endres sedimentets kjemiske eller fysiske egenskaper slik at potensialet for utlekking av miljøgifter reduseres.

Fysisk stabilisering kan bestå i forbedring av sedimentets geotekniske egenskaper så som skjærfasthet, kompressibilitet, permeabilitet, motstand mot forvitring etc. De fleste forurensninger i sedimenter er partikkelbundet, og da vil fysisk stabilisering gi et viktig bidrag.

Kjemisk stabilisering innebærer en forandring i forurensningens kjemi slik at den ikke løses ut i vann. Dette kan gjøres med kontroll av pH, alkalinitet eller ved tilsetning av sement, pozzolaner eller termoplast

Det er generelt enklere å immobilisere uorganiske stoffer enn organiske. Dette er teknikker som er i bruk både i NOAHs anlegg på Langøya og i Øijord og Aanes sitt anlegg for innbinding i Mo i Rana. Kostnadene varierer noe, men ligger >kr.500 pr.tonn

Ekstraksjon

Løsningsmiddel ekstraksjon brukes for å separere sedimentet i tre fraksjoner; partikler, vann og konsentrert organisk materiale. Behandlingen går ut på å blande inn løsemiddelet og ekstrahere ut den løste forurensningen som da vil utgjøre et redusert volum i forhold til utgangspunktet. Metoden egner seg best for organiske stoffer, men kan også anvendes for metaller. Dette er en vanskeligere og dyrere prosess, og i mange tilfeller kan det være aktuelt å kjøre flere ekstraksjonssyklus for å oppnå målet for rensing.. Felles for metodene er at forurensningen ikke destrueres i prosessen, men må tas vider for endelig destruksjon eller deponering

Det finnes mange teknikker tilgjengelig på markedet der hoved forskjellen er hvilke ekstraksjonsvæsker som brukes. Den enkleste prosessen er jordvasking med vann. Disse metodene er tilgjengelige i Norge, og prisene varierer avhengig av mengde massens sammensetning og forurensningen.

Kjemisk behandling

Kjemisk behandling defineres som tilsetning av kjemikalier til sedimentet i den hensikt å destruere forurensningen. Dette kan også være en del av de metodene som er nevnt foran. Behandlingen utføres ved at kjemikallet blandes inn i massen, og dette fører til destruksjon av forurensningen, eller den omformes til stoffer som kan destrueres, eller at forurensningen omformes slik at andre metoder kan brukes optimalt.

Dehalogenering er en metode for å fjerne klor fra organiske forbindelser. Kjemisk oksidasjon utføres for å overføre forurensningene til stoffer som er mindre toksiske, mer mobile eller er biologisk nedbrytbare. Hydrering og ultralyd basert nedbryting er andre metoder.

Det har vært utført forsøk på masser i Norge med dehalogenering, men vi kjenner ikke til at slik behandling tilbys kommersielt.

Biologisk behandling

Biologisk behandling av forurenset sediment innebærer at naturlige eller tilførte mikroorganismer stimuleres til å bryte ned forurensningen til kulldioksid og vann, eller overføre stoffet til ikke toksiske stoffer. Det er begrensninger for hvilke stoffer som kan brytes ned, og generelt er uorganiske og de persistente organiske forbindelsene (PCB og PAH) vanskelig å behandle. Det skal spesielle prosesser til dersom disse stoffene kan brytes ned. Følgende metoder er tilgjengelige:

- Bioslurry reaktor er en lukket prosess der massen bearbeides og en kontrollerer aktivt betingelsene som påvirker prosessen. Det er ofte begrenset kapasitet i slike anlegg, men det finnes anlegg som kan produsere 150 tonn på to uker. Kostnadene er kr. 1000 til kr.1500 pr. tonn
- Land farming/kompostering er de mest anvendte metodene. Ved tilsetning av ulike stoffer for å stimulere og øke mulighetene for mikroorganismene å komme til

forurensningen er det oppnådd høye produksjonsrater for oljeforurensset sediment. Dette er enkle metoder som kan anvendes i Norge og kostnadene kan være kr.100-200 pr. tonn.

- Behandling med vekster eller phytoetterbehandling er en metode som har kommet i de senere år. Nedbrytingen skjer gjennom tre ulike prosesser; direkte opptak av forurensningen, utskilling av stoffer som stimulerer den biologiske nedbrytingen eller nedbryting i nærheten av vekstenes røtter.

Felles for disse metodene er at det må gjøres gode forundersøkelser for å angi om behandlingen er mulig eller ikke. Det er ingen anlegg i Norge som tilbyr denne behandlingen i stor stil. En del mindre kommunale anlegg tar i mot masse, men kapasiteten er lav og dermed blir prisen også høy.

4 Status i Norge og trender for utvikling av tiltaksmetoder

Hittil er det utført fire store prosjekter på tildekking av forurensede sedimenter i Norge; Eitremsvågen i Odda, Lundevågen i Vest Agder, Skutevika/Aspevågen i Ålesund og Lierstranda i Drammen. Rapporter tilsier at alle prosjektene har vært vellykket.

De større prosjektene på fjerning av masse er Håkonsvern som er under utføring og Horten kanalen som er utført, og begge prosjektene er i regi av FBT.

I tillegg til dette er det utført en rekke mindre prosjekter og en rekke større prosjekter er under utredning (Oslo Havn, rundt Fornebu og øvrige større havner i Norge)

For å angi dimensjonene på disse prosjektene og kostnadene som følger med kan vi nevne:

- Tiltaket i Eitremsvågen i Sørfjorden utenfor NORZINK i Odda ble utført i 1992. Her ble indre delen av området avskjermet med en spuntvegg og sjøbunnen utenfor (9000m²) ble dekket med fiberduk og sand. Strandsonen ble stabilisert med gabioner for å sikre mot erosjon, og det ble etablert en avskjærende grøft mot overvann. Tiltaket er under årlig overvåking, og resultatet er tilfredstillende. Lekkasje av tungmetaller til den tilstøtende resipienten er sterkt redusert. Arbeidene kostet kr.23 millioner.
- Fra internasjonal litteratur kan vi nevne et prosjekt i USA. Fra Sitcum Waterway, Tacoma havn ble det gjort en evaluering av risiko og kostnader knyttet til alle tilgjengelige deponering/behandlings-alternativer for 330.000m³ forurensset sediment. Etter første screening sto en igjen med tre alternativer sjødeponering (CAD), standkantdeponering (CDF) og landdeponering. Beregning av kostnader viste at landdeponering ville koste \$ 20.6 mill, sjødeponi ville koste \$ 11.5 mill. og strandkantdeponi ville koste \$ 4 mill. Disse kostnadene må betraktes som gjeldende for dette prosjektet, og forholdet mellom prinsippene er avhengig av lokale forhold knyttet til tilgjengelighet av egnede arealer, transportavstander etc.

Det som kjennetegner forholdene i Norge er at det stort sett er finkornigen masser der vi har forurensede sedimenter. Dette kommer av at vi har få store sedimentførende elver, og at mye av forurensningene skyldes enten utslipp fra industri, tidligere kloakk utslipp og avrenning av overvann fra byområder. I de fleste tilfeller er det en blanding av organiske og uorganiske miljøgifter i massene, og totalt sett tilsier disse faktorene at behandling av forurensede sedimenter krever kompliserte og kostbare metoder.

Gjennomgangen av internasjonale erfaringer og det som er gjort i Norge så langt tilsier at alle prosjekter må nøye planlegges ut fra de spesifikke forholdene som finnes på det stedet tiltaket

skal utføres. Dette er understreket meget sterkt i de fleste referanser, og med det for øyet er alle metoder som er beskrevet internasjonalt også anvendbare i Norge med de begrensningene som er nevnt ovenfor.

Dersom en ser på utviklingen som har vært innen grunnforurensning på land, er det innføringen av risikovurdering og kost nytte filosofien som gjelder for tiltakene. Dette tilsier at en gjør tiltak som tilfredsstillende arealbruk, og dersom kostnadene blir høyere enn den verdien arealet har ved denne arealbruken, må en evt. endre arealbruk eller optimalisere prosjektet bedre. Det er ikke en direkte sammenligning med dette for tiltak i forurensede sedimenter, men som nevnt tidligere mener vi at metoder for risikovurdering bør innføres.

De fleste metoder for behandling av forurensede sedimenter har i dag høye kostnader, og benyttes derfor hovedsakelig til behandling av "hot spots". Vi tror det er en del arbeid som gjenstår før metodene for behandling går så langt ned i pris at de blir anvendelige når store volumer skal håndteres.

I store prosjekter internasjonalt har trenden vært at en har benyttet tildekking der det har vært mulig og mudring/deponering/tildekking der det er mulig. Ved permanente behov slik som i Rotterdam er det bygget egne anlegg for deponering. Forskning viser at det under ulike betingelser kan foregå naturlige prosesser i den deponerte massen som fører til nedbryting eller stabilisering av forurensningen slik at risikoen for negativ påvirkning av miljøet minker over tid. Dette er tråd med utviklingen på land der en i større grad prøver å utnytte naturens egenskaper til å bryte ned forurensningen over tid og kontrollere at dette skjer til fordel for at det brukes store resurser på å rense massen der muligheten for at miljøregnskapet kan bli negativt.

En faktor som kan endre dette er effekten av de kostholdsradene som gjelder langs kysten vår og hvilken innvirkning de har på de næringene som er avhengige av forholdene i kystfarvannene, for eksempel oppdrettsnæringen og turistnæringen. Disse næringene er vekstnæringer og blir kanskje hovednæringer fremover, og dette vil være med på verdisettingen av de tiltakene som skal gjennomføres fremover

Tabell 1. Bakgrunnsdata for et utvalg av internasjonale CAD-, LBC- og ISC-prosjekter i USA 1979-1996 (ufullstendig pga.manglende litteratur).
Kilde: NGI-rapport 954125

Lokalitet	Avsluttet	Massevolum/areal	Dyp i m	Type	Tykkelse cm	Problem	Kostnader NOK	Referanse @
Stanford-New Haven South i Central Long Island Sound	1979	37.900 m3 forurenset 110.000 m3 capping	22	LBC	>40	?	?	NUSC 1979a, b, SAIC 1994, Fredette et al.1992
Stanford-New Haven South i Central Long Island Sound	1979	26.000 m3 forurenset 1120.000 m3 capping	19.5	LBC	>40	?	?	NUSC 1979a, b, SAIC 1994, Fredette et al.1992
New York Bight Apex	1980	?	?	LBC ?	?	?	?	Fredette et al. 1992
Norwalk i Central Long Island Sound	1981	Ca. 40.000 m3	18-20	LBC	?	?	?	Fredette et al. 1992
Mill-Quinnipiac River i Central Long Island Sound	1982	Ca.100.000 m3	18-20	LBC	?	?	?	Fredette et al. 1992
Experimental CS-1 i Central Lpng Island Sound	1983	Ca. 30.000 m3	18-20	LBC	>40	?	?	Fredette et al. 1992
Experimental CS-2 i Central Lpng Island Sound	1983	Ca. 30.000 m3	18-20	LBC	>40	?	?	Stivers og Sullivan 1994
St.Paul Waterway, Puget Sound	1988	69.000 m2 forurenset	5	CAD	130-660	?	?	Stivers og Sullivan 1994
Thames River-New London	1989 1991	?	17	LBC	?	Metaller	?	Kullberg og Fredette 1993
Denny Way Elliot Bay, Duvanish watervays	1990	36.600 m2 forurenset	6-18	ISC	80	Metaller,PAH,PCB	Ca.770.000	Sumeri 1991, Truitt 1986,Fredette et al.1992
Port Newark/Port Elizabeth MDs off Sandy Hook	1993	448.000 m3 forurenset 1,53 mill. m3 capping	24-25	?	>100	Dioksin	?	May et.al.1994
New Haven Harbour, Central Long Island Sound	1993	383.000 m3 forurenset 508.000 m3 capping	?	LBC	?	?	?	Fredette 1994, Fredette et al.1992
New York harbor-Ambrose Channel	1994	382.000 m3 forurenset 1,9 mill.m3 capping	?	LBC	100	Dioksin	?	McDowell et al.1994, May et al.1994.
Eagle harbour-Snohomish River, Puget Sound	1994	217.000 m2 forurenset 250.000 m3 capping	5-12	?	90	PAH, HG	3.15 mill	Nelson et al.1994

Tabell 2: Selection of treatment technologies, Kilde Table 3(USEPA, 1994)

Treatment technology	Organic Contaminants					Inorganic Contaminants		
	PCB's	PAH's	Pesticides	Petroleum Hydro-carbons	Phenolic comp'ds	Cyanide	Mercury	Other Metals
Conventional incineration	D	D	D	D	D	D	xR	pR
Innovative incineration	D	D	D	D	D	D	xR	I
Pyrolysis	D	D	D	D	D	D	xR	I
Vitrification	D	D	D	D	D	D	xR	I
Supercritical water oxidation	D	D	D	D	D	D	U	U
Wet air oxidation	pD	D	U	D	D	D	U	U
Therman desorption	R	R	R	R	U	U	xR	N
Immobilisation	pI	pI	pI	pI	pI	pI	U	I
Solvent extraction	R	R	R	R	R	pR	N	N
Soil Washing	pR	pR	PR	pR	pR	pR	pR	pR
Dechlorination	D	N	PD	N	N	N	N	N
Oxidation	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	N/D	U	xN
Bioremediation	N/pD	N/D	N/D	D	D	N/D	N	N

- D Effectively destroys contaminant
 R Effectively removes contaminant
 I Effectively immobilises contaminant
 N No significant effect
 N/D Effectiveness varies for no effect til highly efficient depending og type of contaminant withinn each class.
 U Effect unknown

 P Partial
 x May cause release of non-target contaminant

Vedlegg 5. Grunnlag for kostnadsoverslag

Grunnlag og forutsetninger for tiltak i regneeksemplene

Vurdering av tiltak for å oppnå ulike ambisjonsnivå er basert på et begrenset datagrunnlag og det er derfor gjort mange *antagelser og skjønnsmessige vurderinger*:

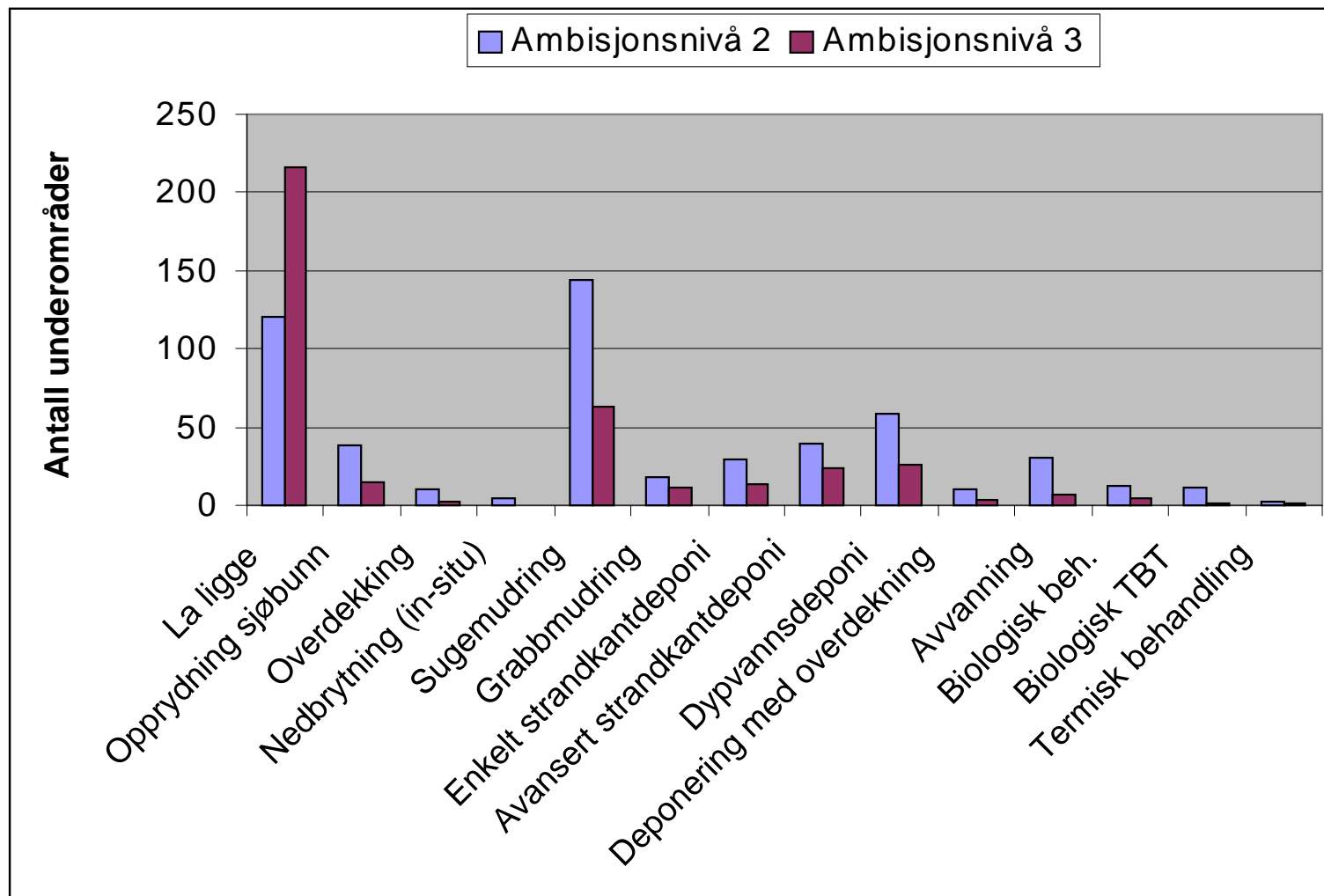
- Soneinndelingen er gjort skjønnsmessig, i hovedtrekk ut i fra beliggenhet for tettbebyggelse, industriområder og kaiarealer, antatt influensområde for eksisterende kilder på land og for båttrafikk, havner og influensområdet til tilførselsbekker- og elver, samt topografi i resipienten.
- Miljøgiftene som er tatt med i vurderingene er PCB, dioksin, DDT, HCB og andre persistente klororganiske stoffer, TBT, PAH og tungmetaller.
- *Det ble antatt at det er behov for tiltak i sedimentene for å oppnå miljøkvalitet 1 og 2 i områder med kostholdsråd eller overkonsentrasjoner av miljøgifter i organismer tilsvarende klasse IV eller høyere (SFT-veiledning 97:03).* Det ble antatt at lavere konsentrasjoner ikke ville gi biologiske effekter. Der det ikke foreligger data på miljøgiftinnhold i organismer ble sedimentdata brukt som utgangspunkt. Tilstandsklasse IV eller høyere for miljøgifter i sedimenter ble antatt å gi potensiale for akkumulasjon i organismer og biologiske effekter, og følgelig behov for tiltak. Det ble imidlertid gjort tilleggsvurderinger om mobilitet og spredningspotensiale, både ut i fra type miljøgift og forhold i resipienten (vanndyp, strømforhold, topografi etc). Forskjellen mellom hva som må gjøres for å oppnå miljøkvalitet 1 og 2 ligger i hvilke miljøgifter som utgjør hovedproblemet ift biologiske effekter eller kostholdsråd og mobilitet av disse.
- *For å oppnå miljøkvalitet 3* ble de samme kriterier som brukt over lagt til grunn, men det kun antatt å være behov for tiltak i områder med oppvirvling/resuspensjon av sediment, dvs. grunne områder med skipstrafikk, og i områder eksponert for strøm, bølger og elvetilførsler etc.
- Omfang på forurensede sedimenter som tiltak rettes mot er gjort skjønnsmessig ut i fra kart og varierende mengde sedimentdata. Areal- og volumberegningene er derfor svært grove.
- Alle registrerte lokaliteter med forurenset grunn/deponier (rang 1 og 2 i SFTs deponidatabase) i nærheten av fjordene er vurdert til å ha betydning og det er antatt størrelse på disse (større eller mindre enn 10000 m²)

Usikkerhetene i resultatene knytter seg følgelig til antagelsene/de skjønnsmessige vurderingene som er gjort og til *datagrunnlaget*;

- Det finnes svært lite data på biologiske effekter eller økologiske virkninger i fjordområdene og på sammenheng mellom konsentrasjoner av miljøgifter og biologiske effekter.
- I en del av områdene som er vurdert foreligger ikke data på konsentrasjon av miljøgifter i marine organismer.
- I de fleste tilfelle foreligger ikke detaljkunnskap om hva som er årsak til redusert miljøkvalitet og overkonsentrasjoner av miljøgifter i marine organismer i fjordene; det kan være tilførsler fra landkilder som industri, deponier etc. eller fra forurensede sedimenter. Dvs at en i de fleste tilfelle vet lite om biotilgjengeligheten av miljøgiftene i sedimentene.
- Utbredelsen av forurensede sedimenter er ukjent mange steder. I mange av områdene er det kun tatt stikkprøver av overflatesedimenter og en har ikke data på vertikal eller horisontal utbredelse av forurensningen.

- Informasjon om spredningspotensialet ulike steder som følge av skipstrafikk, strøm etc. er også mangelfullt.
- Tiltak som evt. skal gjøres i sedimenter må tilpasses lokale forhold. For eksempel kan oppgraving av sedimenter være beste løsning noen steder, mens overdekking egner seg best andre steder. Hva som er egnet disponeringsløsning for oppgravde masser vil variere. Hva en kan oppnå av forbedring av miljøkvalitet med ulike tiltak vil også variere. Grunnlaget for å vurdere disse forholdene har vært mangelfullt.
- Det finnes oversikt over antall registrerte lokaliteter med forurenset grunn/deponier med spesialavfall nær de vurderte fjordområdene, men ikke informasjon om utlekking av miljøgifter fra lokalitetene.

Figur 1: Sammenstilling av valgte tiltak i de ulike ambisjonsnivåene



Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen (kilde: DNV: Kostnader ved tiltak i forurensede sedimenter og kildebegrensning)

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Varierer med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Fysiske sedimenttiltak						
La ligge	De forurensede sedimentene blir liggende der de er, dvs. en "null-løsning".	-	0	-	-	-
Opprydning sjøbunn	For at tiltak skal kunne utføres må i noen tilfeller sjøbunnen først ryddes. Dette vil f.eks. være aktuelt i et område hvor sjøbunnen er brukt som "søppelplass". Rydding antas å foregå ved hjelp av dykker + fartøy. Dykker markerer hva som skal tas opp og bistår fartøyet som med vinsj eller lignende tar opp søppel på fartøyet. Deponeringsavgift for søppelet er ikke inkludert i kostnaden.	50 000	3 kr/m ²	Areal, Vanddybde, Bunntopografi, Sedimenttype	Varierer fra 1,0 til 2,0	Erfaringer fra sanering Haakonsværn (pers. komm.)
Overdekking	Med overdekking menes at sedimentene tildekkes slik at miljøgifter ikke er tilgjengelige for marine organismer. Enhetskostnaden er basert på tiltaket i Sørfjorden i Odda. Det vil si at det først plasseres en fiberduk over sedimentene og fiberduken tildekkes siden med 30-50 cm sand. (Eller grus hvis det er sterk strøm). Overvåkning etter at tiltaket er utført er inkludert i enhetskostnaden.	2 000 000	300 kr/m ²	Areal, Vanddybde, Avstand fra land, Bunntopografi, Sedimenttype	Varierer fra 1,0 til 5,0	Erfaringer fra sanering Sørfjorden i Odda (pers. komm. fra Norzink) + US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.

Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen, forts.

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Varies med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Stabilisering	Med stabilisering menes stabilisering av sedimentene in situ. Et fartøy eller leker går over sedimentene og blander inn sement eller lignende stabiliseringsmiddel. De øverste 0,2 til 0,5 m av sedimentene antas å kreve stabilisering, tykkelsen er avhengig av sedimenttype. Stabiliseringen skal binde alle miljøgifter i sedimentene slik at de ikke er tilgjengelige eller kan spres. Overvåkning etter at tiltaket er utført er inkludert i enhetskostnaden.	500 000	1 000 kr/m ²	Areal, Tykkelse, Vanndybde, Bunn-topografi, Sedimenttype	Varies fra 1,0 til 5,0	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.
Nedbrytning	Med nedbrytning menes nedbrytning av miljøgifter i sedimentene in situ. Et fartøy eller leker går over sedimentene og injiserer luft (oksygen) i sedimentene. Dette stimulerer en raskere nedbrytning av sedimenter som f.eks. er forurenset av lette hydrokarboner. Tiltaket er forholdsvis gunstig, men er kun egnet for meget lett nedbrytbare stoffer og gir neppe godt nok resultat alene.	500 000	10 kr/m ²	Areal, Tykkelse, Vanndybde, Bunn-topografi, Sedimenttype, Forurensningstype	Varies fra 1,0 til 2,0	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.
Sugemudring	Med sugemudring menes at de forurensete sedimentene suges opp fra bunnen og transporteres til land for videre behandling eller deponering. Transport opp til 1000 m antas utført ved pumping i tett ledning og for større avstander med leker. Transport til land er inkludert i enhetskostnaden.	2 000 000	100 kr/m ² Beregnes også i kr/m ³	Areal, Tykkelse, Vanndybde, Avstand fra land, Bunn-topografi, Sedimenttype	Varies fra 1,0 til 2,0	Erfaringer fra sanering Haakonvern (pers. med.) + US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.

Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen, forts.

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Varies med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Grabbmudring	Med grabbmudring menes at de forurensede sedimentene tas opp fra bunnen med en tett grabb og transporteres til land for videre behandling eller deponering. Transport opp til 1000 m antas utført ved pumping i tett ledning og for større avstander med lekter. Transport til land er inkludert i enhetskostnaden.	750 000	250 kr/m ² Beregnes også i kr/m ³	Areal, Tykkelse, Vanddybde, Avstand fra land, Bunntopografi, Sedimenttype	Varierer fra 1,0 til 2,0	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.
Dypvannsdeponi	Med dypvannsdeponi menes at forurensede sediment som er fjernet ved mudring deponeres på et egnet sted på sjøbunnen. Vanddybde antas å være minst ca. 30 m. (Transporten til dypvannsdeponiet er inkludert i kostnad for mudring). Dypvannsdeponiet forutsettes å ha diffusjonstett overdekking. Det forutsettes brukt en mudringsteknikk som gir lavt vanninnhold, f.eks. augermudring/skruemudring, slik at det ikke blir behov for avvanning. Prisen for augermudring er sammenliknbar med sugemudring.	1 000 000	200 kr/m ³	Volum, Vanddybde, Bunntopografi, Sedimenttype, Forurensningstype	Varierer fra 1,0 til 1,5	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994. NGI, Audun Hauge, pers. med.
Deponering med overdekking	Med deponering med overdekking menes at forurensede masser mudres og deponeres på dypere vann/annet område. Deretter mudres underliggende masser fra saneringslokaliteten og plasseres som dekkmasse over de forurensede massene.	0 (inkludert i sugemudring)	200 kr/m ²	Areal, Tykkelse, Vanddybde, Avstand fra land, Bunntopografi, Sedimenttype	Varierer fra 1,0 til 2,0	US Army Corps of Engineers, Norman R. Francingues, pers. med. US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.

Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen, forts.

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Variere med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Strandkantdeponi						
Enkelt	Med et enkelt strandkantdeponi menes et deponi hvor det ikke kreves avvanning før sedimentene passerer i deponiet, uansett vanninnhold i sedimentene. Overskuddsvannet i deponiet dreneres tilbake til sjø via et damfilter. Dette systemet fungerer for forurensninger som er sterkt partikkelbundet. (Et slikt deponi finnes ved Haakonsvern)	0 (byggeknst. inkl. i enhetsknst.)	150 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Variere fra 1,0 til 1,3	Erfaringer fra sanering Haakonsvern (pers. med.)
Avansert	Med et avansert strandkantdeponi menes et deponi hvor sedimentene avvannes før de plasseres i deponiet. Avvanningsmetode velges avhengig av hvor tette sedimentene er. For tettere masser antas avvanningen utført med filterbåndspresse. For grøvre masser er en tett plate hvor vannet som renner av fra sedimentene samles opp, vurdert som egnet metode. Etter avvanning går massene til sluttdeponering i et tett strandkantdeponi. Avvanning inngår i enhetskostnaden.	200 000	300 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Variere fra 1,0 til 3,0	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.

Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen, forts.

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Varierer med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Behandling/ sluttdisponering						
Avvanning	Avvanningsmetode velges avhengig av hvor tette sedimentene er. For tettere masser antas avvanningen utført med filterbåndspresse. For grøvre masser er en tett plate hvor vannet som renner av fra sedimentene samles opp, vurdert som egnet metode. (Grus trenger ikke avvanning og tett leire er ikke egnet til avvanning).	200 000	150 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varierer fra 1,0 til 5,0	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994. +Järnsjöprosjektet
Separering	Separering av finpartikler antas utført vha. hydrosyklon. Ren fraksjon (ofte sand) kan resirkuleres/deponeres, mens forurenset fraksjon må behandles på relevant måte. (Behandling av forurenset fraksjon er ikke inkludert i enhetskostnaden).	200 000	100 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varierer fra 1,0 til 1,2	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994. Jordrenseteknologier: Rensing av jord og sedimenter, Boom forlag, 1992 (på nederlandsk)
Biologisk behandling	Biologisk behandling antas utført på land etter at sedimentenes vanninnhold er redusert slik at de egner seg til biologisk behandling. (Avvanning ikke inkludert i enhetskostnaden.) Biologisk behandling antas utført som rankekompostering. Det forutsettes at sedimentene kun inneholder forurensninger som er biologisk nedbrytbare.	200 000	400 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varierer ikke	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994. Erfaringer fra biologisk behandling i Norge (pers. komm.)

Tabell 1 Aktuelle tiltak, enhetskostnader og variasjonsparametre som brukes i kostnadsberegningen, forts.

SEDIMENTER	Beskrivelse av tiltaket	Mobilisering og demobilisering	Laveste enhetskostnad	Varies med	Faktor som laveste enhetskostnad multipliseres med	Referanse for kostnad
Behandling/ sluttdisponering, forts.						
Biologisk behandling av TBT	Biologisk behandling antas utført på land etter at sedimentenes vanninnhold er redusert slik at de egner seg til biologisk behandling. (Avvanning ikke inkludert i enhetskostnaden.) Organotinformbindelsene (TBT) omdannes til rent tinn ved biologisk nedbrytning. Nedbrytningen fasiliteres av et tilsatsstoff. Metoden er ny og lite utprøvd.	200 000	400 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varies ikke	NET/Umweltschutz Nord Bremen, 1999.
Deponering på land	Sedimentene deponeres i et godkjent deponi. Det antas at de er "lav-forurensede" dvs. at de kan f.eks. brukes som dekkmasser i et søppeldeponi. (Avvanning og en statlig deponeringsavgift* er ikke inkludert i enhetskostnaden.)	0	250 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varies fra 1,0 til 3,0	Markedspris for deponering på søppeldeponi (pers. komm.)
Termisk behandling	Med termisk behandling menes at forurensningen fjernes ved oppvarming av sedimentene slik at forurensningen avdamper. Krever normalt avvanning, kostnad for avvanning er ikke inkludert i enhetskostnaden. Det er forutsatt bruk av et mobilt anlegg. Det forutsettes at behandlet sediment er rent (dvs. at det ikke inneholder andre forurensninger som ikke fjernes ved behandlingen som angitt over, f.eks. tungmetaller).	400 000	800 kr/m ³	Volum, Sedimenttype, Forurensningstype	Varies fra 1,0 til 1,5	US EPA Remediation Guidance document (EPA 905-R94-003), 1994.

Vedlegg 6. Bestemmelser om forurensning fra havner

- Havne- og farvannsloven (lov 8. juni Nr 51. 1984): Lovens hovedformål er å legge til rette for en best mulig planlegging, utbygging og drift av havner og å trygge ferdselen (§ 1). Miljøhensyn er ivaretatt gjennom særlig to bestemmelser: § 6 (farvannsregulering), som gir Kongen (Fiskeridepartementet) myndighet til gjennom forskrift eller enkeltvedtak å regulere (herunder forby) bruk av avgrensede farvann av hensyn til rikets sikkerhet, trafikkavviklingen eller almene miljøhensyn. I medhold av § 6 er det gitt både generelle og lokale forskrifter om fartsbegrensninger, men disse er ikke begrunnet i miljøhensyn. Det er imidlertid ingen ting i veien for å helt eller delvis forby trafikk dersom dette er nødvendig av hensyn til miljøet, evt. sette som vilkår at det gjennomføres miljøtiltak i sedimentene for å kunne bruke området som før. § 11 gir departementet myndighet til gi forskrift eller enkeltvedtak om bl.a. lossing, lasting, lagring og transport av farlige stoffer og varer (Nr 3), forskrifter om dette er gitt 21.7.92, der det bl.a. er gitt regler om begrensning av utslipp av farlig utslipp til sjø og luft. Videre kan det gis bestemmelser om tiltak mot forurensning fra oppankrede og fortøyde fartøyer (Nr 5) – dette vil i så fall skje i samarbeid med Miljøverndepartementet.
- Forurensningsloven (lov 13. mars Nr 6 1981): Havner har ikke konsesjonsplikt etter forurensningsloven, men den alminnelige plikten til å motvirke forurensning. Mudring mv. krever tillatelse fra forurensningsmyndigheten jf forskrift om mudring og dumping i sjø og vassdrag. Forskrift om lokal luftforurensning og støy gjelder for havner. Lovens regler om avfall (kap. 5) gjelder fullt ut. Det objektive erstatningsansvar for forurensningsskade (kap. 8) gjelder også for havner.
- Plan- og bygningsloven (lov 14. juni Nr 77. 1985): Loven gjelder for sjøen ut til grunnlinjen, og kommunen kan i arealdelen av kommuneplan angi områder for særskilt vern eller bruk av sjø, herunder ferdsel jf. § 20-4 Nr 5. Loven gir ikke adgang til å stanse eller regulere etablert ferdsel av hensyn til miljøet, eller til å pålegge den ansvarlige for ferdsel forurensningsbegrensende tiltak. Slik restriksjon må ha særskilt rettsgrunnlag, f.eks. i havneloven, forurensningsloven eller andre steder.
- Sjødyktighetsloven (lov 9. juni Nr 7. 1903): Kapittel 11 gir regler om forurensning fra skip, og stiller opp en generell aktsomhetsplikt i § 113. Videre har forvaltningen etter § 114 myndighet til å fastsette forskrifter, viktigst er nevnte forskrift om regulering av mudring og dumping i sjø og vassdrag (gitt i medhold av både forurensningsloven og sjødyktighetsloven).
- Kommunehelsetjenesteloven (lov 19. november Nr 66. 1982): Kommunen kan gjøre gjeldende opplysnings- og tiltaksplikt (retting/stansing) av den som driver virksomhet som kan ha negativ innvirkning på folks helse jf lovens kapittel 4a.
- Grannelovgivningen og alminnelig erstatningsrett: Den som påføres tap eller ulempe som følge av forurensning kan etter alminnelige privatrettslige regler kreve erstatning for dette.

Vedlegg 7. Arbeidet til nå

Undersøkelser og kartlegginger

Utover 80-tallet ble det gjennomført kartlegging av miljøgifter i mange av de større industriresipientene og i 1992 hadde man oversikt over 32 områder hvor alvorlig forurensning var registrert⁴¹. I 1993-94 ble det i Statlig program for forurensningsovervåking gjennomført sonderende undersøkelser langs kysten for å få en bedre oversikt over miljøgiftsituasjonen i forurensede sedimenter i Norge^{42,43,44}. Det ble tatt stikkprøver av overflatesedimentene en rekke nye steder langs hele kysten (totalt ca. 50). Et bredt spekter av miljøgiftkomponenter i prøvene ble analysert. Resultatene viste at problemene med forurensede sedimenter var langt mer omfattende enn tidligere antatt. Sedimenter i mer enn 120 større og mindre delområder (lokaliteter) i fjordene er hittil undersøkt og funnet å ha høye konsentrasjoner av miljøgifter⁴⁵.

I overvåkingsprogrammet Joint Monitoring Program (JMP) som i 1995 gikk over i Joint Assessment and Monitoring Program (JAMP) er miljøgiftinnhold i blåskjell, torsk og sandflyndre i ytre kystzone undersøkt siden 1982. Programmet har vært en del av "Statlig program for forurensningsovervåking" og Norges bidrag i Oslo/Paris Kommissjonen (OSPARCOM). Undersøkelsene viser at nivåene av miljøgiftene i disse organismene i ytre kystzone er relativt lave. Andre undersøkelser av marine organismer innen "Statlig program for forurensningsovervåking" har hovedsakelig dekket fjordområder sterkt påvirket av industrivirksomhet. Mye data om nivåer og trender på miljøgiftinnhold i biota finnes fra disse fjordene.

For å få et grunnlag til å vurdere evt helsemessig risiko ved å spise fisk og skalldyr fra områdene som iht de sonderende undersøkelsene var mest forurenset, utarbeidet Statens næringsmiddeltilsyn (SNT), Statens institutt for folkehelse og SFT et forslag til undersøkelsesprogram som ble fremlagt i 1997⁴⁶. Områdene som ble prioritert for videre undersøkelser var hovedsakelig de som kom dårligst ut (tilstandsklasse V) i de sonderende undersøkelsene i 1993-94, og hvor det ikke forelå informasjon om miljøgiftinnholdet i de utvalgte organismene fra tidligere. Programmet var foreslått gjennomført over en 2-års periode. Undersøkelser er hittil utført i 8 havner i Agder-fylkene, 4 havner i Troms og Finnmark og utføres i utvalgte områder på Østlandet og i Rogaland i 2000.

Tidligere planer og prioriteringer

Som en oppfølging av St.prp. 111 (1988-89) "Om det videre arbeidet med spesialavfall" utarbeidet SFT en handlingsplan for opprydding av deponert og etterlatt spesialavfall,

⁴¹ SFT-rapport 92:32 Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydding, 74 s.

⁴² Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 587/94.

⁴³ Konieczny, R. M. og A. Juliussen, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 2. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Stavern-Hvitsten. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 588/94.

⁴⁴ Konieczny, R. M. 1996. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 3. Miljøgifter i sedimenter på strekningen Ramsund-Kirkenes. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 608/95.

⁴⁵ SFT-rapport 98:11. Forurensede marine sedimenter. Oversikt over tilstand og prioriteringer. 74 s.

⁴⁶ SNT-rapport 10, 1997 Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norske havner og fjorder.

forurenset grunn og forurensede sedimenter (SFT-rapport 92:32 Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydding). Det ble i handlingsplanen satt som delmål at fjordområder som til da var kartlagt og klassifisert som sterkt forurenset skulle være undersøkt og vurdert for tiltak innen 1995, og at metoder og teknologi for tiltak skulle være utprøvet i ett til to pilotprosjekter. Dette omfattet 32 områder.

Som en videreføring av denne handlingsplanen utarbeidet SFT i løpet av 1997 og 1998 en rapport vedrørende tilstand og prioritering for tiltak (SFT-rapport 98:11 Forurensede marine sedimenter, Oversikt over tilstand og prioriteringer). Rapporten baserer seg på en gjennomgang av resultater fra tidligere undersøkelser og spesielt undersøkelsene som var utført etter 1992 og som hadde avdekket flere områder med alvorlige forurensninger. Arbeidet med rapporten omfattet en utvelgelse og prioritering for oppfølging blant ca. 120 områder/lokaliteter. Områder/lokaliteter hvor sedimentene hadde en eller flere av stoffene PCB, PAH, kadmium, kvikksølv, bly og TBT i tilstandsklasse IV eller V ble sortert ut. I prioriteringen ble det lagt vekt på type forurensning, brukerinteresser, egnethet for opprydding og mulighet for miljøgevinst (eks reduksjon i areal belagt med kostholdsråd), slik at 18 områder ble gitt 1. prioritet, 28 ble gitt 2. prioritet, og 33 ble gitt 3. prioritet. En betydelig andel av de høyest prioriterte områdene var havner (hhv 7, 18 og 6 av områdene i 1., 2. og 3. prioritet). Behov for tiltak der aktiviteter og bruken av sjøområdet fører til oppvirvling og spredning av de forurensede sedimentene og for fortsatt innsats for å redusere landbaserte utslipp ble understreket.

Gjennomførte oppryddingstiltak

Det har siden 1992 vært brukt om lag 100 mill. kr. til tiltak direkte rettet mot forurensede sedimenter på landsbasis, av dette har miljøvernmyndighetene bidratt med om lag 20 mill. kr. De største tiltakene som er påbegynt eller gjennomført er prosjektene i Eitrheimsvågen og på Haakonsvern.

Tidligere tiders deponering av produksjonsavfall i Eitrheimsvågen strandsone førte til at vågen ble sterkt forurenset med tungmetaller. I 1986 ble det anlagt en 740 m lang tetningsbarriere rundt deponiområdet. I 1992 ble det gjennomført ytterligere tiltak for å redusere utlekking til sjø. I hovedtrekk besto tiltakene av å dekke til sjøbunnen i Eitrheimsvågen med 95000 m² komposittduk med overliggende sandlag, sikre strandsonen mot erosjon og bygge demningsvegg med stålpunt for å hindre sjøvann i å trenge inn i deponiområdene.

Utenfor marinebasen Haakonsvern er sedimentene betydelig forurenset, spesielt med PCB, og området er del av et større areal med kostholdsråd. Forsvaret har startet opprydding i sjø og på land, ca. 10 % av tiltaksarealet i sjø ble mudret i første fase (1998). Det totale tiltaksarealet er ca. 400 000 m². Andre fase av oppryddingstiltaket er startet i 2000.

Det er imidlertid planer om tiltak i flere områder. Oslo havnevesen arbeider med planer for opprydding i forurensede sedimenter fra ulike deler av havneområdet og dypvannsdeponi som disponeringsløsning konsekvensutredes. Videre er utvidete undersøkelser i startfasen, kommet i gang eller gjennomført i flere områder (Trondheim havn, Grenlandsfjordene, Horten indre havn, Kristiansandsfjorden, Puddefjorden og Vågen i Bergen). Undersøkelsene gjennomføres blant annet for å klarlegge kilder og/eller utarbeide tiltaksplaner.



6 Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep, 0032 OSLO
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefax: 22 67 67 06
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Statens forurensningstilsyn	Kontaktperson SFT Anne Kathrine Arnesen Magny Eggestad	ISBN-nummer 82-7655-410-5
--	--	------------------------------

	Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen	TA-nummer 1774/2000
--	--	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År 2000	Sidetall 80	SFTs kontrakt nummer
----------------------------------	------------	----------------	----------------------

Utgiver Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn
--	--

Tittel - norsk og engelsk Miljøgifter i norske fjorder - ambisjonsnivå er og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn. Contaminated sediments in Norwegian fjords - levels of ambition and strategy for further work
Sammendrag – summary Rapporten beskriver miljøgiftproblemer i norske fjorder. Det presenteres alternative ambisjonsnivå er for det videre arbeidet og anslag for kostnader knyttet til disse. Virkemidler er vurdert og det legges fram et forslag til en strategi for arbeidet framover. A description of contamination in Norwegian fjords. Different levels of ambition for development of cleanup goals, including estimates of costs are presented. Different regulatory instruments are assessed and strategies for further work are suggested.

4 emneord Miljøgifter Sedimenter Havner Fjord	4 subject words Contaminants Sediments Harbour Fjord
---	--

