

Tiltak mot forurensede sjøsedimenter – hvor godt er beslutningsgrunnlaget?

Av Jens Skei

Jens Skei er forskningskoordinator på arbeidsfeltet miljøgifter ved Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA).

Innlegg på seminar 28. nov. 2000.

1. Bakgrunn

Det er vist ved undersøkelser langs norskekysten de siste 10-15 år at bunnsedimentene er sterkt forurenset av miljøgifter i en rekke fjorder og havner. I mange av de områdene hvor sedimentene er sterkt forurenset er det også påvist forhøyede nivåer av de samme miljøgiftene i fisk og skaldyr. De regulære utslippene fra industri i disse fjordområdene er sterkt redusert i løpet av de siste 10 årene og det er derfor naturlig å spørre om vedvarende høye nivåer i sjømat skyldes akkumulert forurensning på bunnen eller om det fortsatt er landbaserte kilder som er årsaken til dette.

Innført kostholdsråd i 24 fjordområder og havner tilsier at det er behov for å aksjonere. Dette er en uakseptabel situasjon og forurensningsmyndighetene har derfor tatt et initiativ til å få klarlagt behovet for tiltak, hva de ulike tiltakene vil koste og hvilke effekter vi kan forvente av gjennomførte tiltak. En opprydding

som har som mål å oppheve kostholdsråd og omsetningsforbud av sjømat, samt bidra til å hindre at miljøgifter spres fra sterkt forurensede områder til mindre forurensede områder, vil måtte bli omfattende og kostnadskrevende. Det er derfor særdeles viktig at beslutningsgrunnlaget for tiltak er godt slik at store investeringer i miljøtiltak kan rettferdiggjøres. I en ny rapport fra SFT (2000) er det med rette påpekt at vi mangler en god del kunnskap om betydningen av forurensede sedimenter i forhold til kostholdsråd og brukerkonflikter og at det av den grunn er nødvendig å gå skrittvis frem for å nå de nasjonale miljømålene (fjerning av kostholdsråd og reduksjon i ytterligere spredning av miljøgifter).

2. Dagens kunnskap

Marine sedimenter nær punktkilder for forurensning 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.

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 prosentuellt bidrag fra sedimentene kan representere en betydelig kilde. Som eksempel kan nevnes at et sediment som innenfor et bunnområde på 1 km² inneholder 1 mg/kg kvikksølv (tilstandsklasse III i henhold til SFTs klassifiseringssystem) 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 vil dette utgjøre 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 Oslofjorden (Konieczny, 1992) er det beregnet at i de øvre 5 cm av sedimentene er det lagret 35 kg kvikksølv. Tilsvarende er det innerst i Sørfjorden i Hardanger (Næs og Skei, 1986), 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.

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 forurensningskilde 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 sedimenter 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 forurensede sedimenter 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 langt mindre viktig. Disse forholdene bør vurderes i forbindelse med kriterier for tiltak. Dette gjelder spesielt områder hvor industriutslipp 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) (Skei, 1978).

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

3. Forurensede sjøsedimenter - styrende faktorer

De faktorene som vi kjenner til påvirker tilførselene 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) (Sternbeck et al., 1999)
- Innholdet av organisk materiale i sedimentet (mengde og type organisk materiale) (Schaanning et al., 1996; Skei et al, 2000)
- Miljøgiftenes 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 sedimenter 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 (Skei, 1997). Det er derfor nødvendig å skaffe informasjon om hver enkelt faktor før man kan foreta en grovkvantifisering av forurensningsbidraget fra sedimentet.

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 gjeller, kroppsoverflate) eller via filtrering av partikkelbundet forurensning (f.eks. blåskjell). En tredje mulighet er opptak 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 eksponeringer (Næs et al., 2001).

4. Sedimentet som kilde til forurensning av sjømat

Når fisk og blåskjell viser forhøyet innhold av miljøgifter i et område hvor det er kjent at sedimentene er forurenset synes det enkelt å trekke

den konklusjonen at sedimentene er kilden. Dette 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, overvann 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 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 de frie vannmasser og artene som lever på dypt vann. Definisjonen av dypt vann i denne sammenheng 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 en "hot spot". For fastsittende organismer (f.eks. blåskjell) vil eksponeringen avhenge av forholdene på voksestedet.

5. Hva kan vi gjøre for å styrke beslutningsgrunnlaget for tiltak?

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 (f.eks. eksperimenter ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand) (Skei et al., 1987; Konieczny et al., 1991; Berge og Knutzen, 1991; Hylland, 1996)
- 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 (Skei et al., 1987). Resultater fra slike forsøk bør kunne være tilstrekkelig for å bedømme om sedimentene er en vesentlig bidragsyter i forhold til andre kilder.

Kostnader knyttet til tiltak mot forurensede 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 forurensningsgrad 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 forurensningsbudsjetter og modellering. Først da vil det være mulig å få aksept på å investere store beløp på å gjøre en opprydding. Det er en misforståelse å tro at man vet nok om sedimentenes betydning for miljøgifter i fisk, og denne misforståelsen er svanger med store feilinvesteringer.

En hovedmålsetting med å gjøre tiltak for å redusere miljøgifttilførselene 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-forurensning ligger jo mindre utsatt blir miljøet for påvirkning. Blåskjell vokser i de øverste vannlagene og med mindre de forurensede sedimentene ligger på grunt vann er det lite sannsynlig at påvirkningen blir stor. Fisk og skalldyr med tilhold og næringssøk på bløtbunn vil derimot måtte ansees å være utsatt for sediment 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.
2. Stoppe tilførselen av miljøgiftholdig sigevann fra landdeponier, forurenset overvann, strandkantdeponier eller fjæreforurensning.
3. Gjøre tiltak mot forurensede bunnsedimenter som ligger på grunt vann og som er utsatt for fysisk påvirkning (stort spredningspotensiale).
4. Vurdere tiltak mot forurensede sediment som ligger på dypt vann.

I en rekke forskjellige fjorder og havneområder med kostholdsråd er det med dagens kunnskap ofte ikke mulig å fastslå om forhøyede nivåer av miljøgifter i sjømat skyldes foru-

rensede sediment eller landbaserte punktkilder eller diffuse kilder. I de fleste tilfeller vil det være en kombinasjon av flere årsaker. For å kunne komme videre med å kvantifisere de ulike bidragene må det lages stoffbudsjetter og gjøres opptaksstudier. Stoffbudsjetter er betinget av mer kvantitativ informasjon om utveksling mellom sediment og vann. Til sammen vil dette kreve et omfattende FoU-program.

6. Konklusjoner

Iverksetting av miljøtiltak som er kostnadskreven forutsetter et godt beslutningsgrunnlag. Det vil imidlertid alltid være et skjønsspørsmål om når grunnlaget er godt nok. De spørsmålene som vil være avgjørende er:

- Hva er sannsynligheten for at de sedimentbundne miljøgiftene spres fra et sterkt forurenset område til et lite forurenset område?
- Hva er utlekkingspotensialet fra sediment til vann og hvordan kan dette som kilde sammenlignes med landbaserte kilder?
- Hva vet vi om biotilgjengeligheten av sedimentbundne miljøgifter og sannsynligheten for at sedimentene forurenser sjømat?

Dette er sentrale kunnskapselementer som må være på plass før tiltak besluttet. Hvis det kan sannsynliggjøres at det er risiko for at miljøgifter i sedimentene transporteres fra et forurenset til et ikke-forurenset område så bør tiltak vurderes for å stoppe denne spredningen. Dette gjelder spesielt forurensede sediment som er akkumulert på grunt vann, f.eks. i havner.

Hvis eksperimenter med forurensede sedimenter viser at lekkasjen av miljøgifter er betydelig i forhold til landbaserte kilder, så er det grunnlag for tiltak. Det var kunnskap om dette som var hovedgrunnlaget for beslutningen om å gjøre tiltak i Eitrheimsvågen i Odda i 1992 (Skei, 1992; Skei et al., 1987).

Hvis eksperimenter med forurensede sedimenter og sedimentlevende dyr (Hylland, 1996) viser at miljøgiftene tas opp i dyra er det sannsynliggjort at miljøgifter kan transporteres fra sediment til deler av økosystemet. Det bør være grunnlag nok for å vurdere tiltak dvs. gjøre det forurensede sedimentet mindre tilgjengelig for organismer (f.eks. ved tildekking av forurensede sedimenter).

7. Referanser

Berge, J.A. og Knutzen, J. (1991). Sedimentenes betydning for forureningsstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Brevikfjorden. NIVA-rapport, 2573, 143 s.

Konieczny, R.M., Knutzen, J. og Skei, J.(1991). Sedimentenes betydning for forureningsstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2. Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport, 2572, 80s.

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

Hylland, K. (1996). Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment - etablering av et test-system. NIVA-rapport, 3537, 27 s.

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

Næs, K., Bakke, T., Skei, J., Sternbeck, J. and Verta, M.(2001) Organochlorines in marine sediments – mobility and bioavailability. Nordic Council of Ministers, in prep.

Schanning, M.T., Hylland,K., Eriksen, D.Ø., Bergan, T.D., Gunnarsson, J.S. and Skei, J. (1996). Interaction between eutrophication and contaminants. II. Mobilisation and bioaccumulation of Hg and Cd from marine sediments. Mar. Pollut. Bull., 33, 71-79.

SFT (2000). Miljøgifter i norske fjorder. Ambisjonsnivåer og strategi for arbeidet med forurenset sjøbunn. SFT 1774/2000, 80s.

Skei, J. (1978). Nasjonalt program for overvåking av vannressursene. Pilotprosjekt Iddefjorden 1977. NIVA-rapport, 74 s.

Skei, J. (1992). A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. *Hydrobiologia*, 235/236, 629-638.

Skei, J. (1997). Har vi tilfredstillende kunnskap om gevinsten av tiltak? *Vann*, 1,47-54.

Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke T. og Næs, K. (1987). Indre Sjørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tung-

metaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport, 2067, 101 s.

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

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, 65 s.