

Undersøkelse av miljøgifter i jord og sedimenter ved Ankerløkken Eigedom i Førde

Risiko- og tiltaksvurdering



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Undersøkelser av miljøgifter i jord og sedimenter ved Ankerløkken Eigedom i Førde. Risiko- og tiltaksvurdering.	Løpenr. (for bestilling) 5761-2009	Dato 17.03.2009
	Prosjektnr. Undernr. O-28331	Sider Pris 18 + vedlegg
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Øxnevad, Sigurd Rukke, Jan, Rambøll Norge Helland, Aud, Rambøll Norge	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Ankerløkken Eigedom AS v/Jan Tandle	Oppdragsreferanse NIVA J.nr. 2/08
---	--------------------------------------


Sammendrag

Etter pålegg fra fylkesmannen er det gjennomført undersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering av forurenset grunn og sjøsedimenter ved tidligere Ankerløkken Verft i Førde. Tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT i grunnen gir risiko for negativ effekt på mennesker som oppholder seg på området og på miljøet rundt. Det er også mulig spredning av TBT til resipient som vil kunne påvirke marine organismer. Supplerende undersøkelser i grunnvannsbrønner bør gjøres og horisontal/vertikal utbredelse av miljøgifter beskrives. Det er aktuelt å fjerne forurensete massene. Tungmetaller, PAH, PCB og TBT i sjøsedimentet utgjør en høy risiko for spredning, skade på human helse og på økologi og tiltaksplanlegging må gjennomføres. Før dette bør det gjøres supplerende sedimentkartlegging for å avgrense et tiltaksområde, og sedimenteringsforhold og skipstrafikkmonster bør beskrives.


<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Risikovurdering Grunnforurensning Sedimentforurensning 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environmental contaminants Risk assessment Soil contamination Sediment contamination
--	--



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Undersøkelse av miljøgifter i jord og sedimenter ved
Ankerløkken Eigedom i Førde**

Risiko- og tiltaksvurdering

Forord

En risikovurdering av forurensningene i grunnen på Ankerløkken Eigedom i Førde og i sjøsedimentet utenfor bedriften er gjennomført av NIVA i samarbeid med Rambøll Norge. Risikovurderingen er gjort i henhold til SFTs veiledere. Rambøll Norge AS har stått for vurderingen av forurenset grunn og NIVA for vurderingen av sjøsedimentene. De to vurderingene er gitt som egne delrapporter av denne rapporten.

Oppdragsgiver har vært Ankerløkken Eigedom AS. Torgeir Bakke har vært prosjektleder og hatt kontakt mot oppdragsgiver. Kontaktperson hos Rambøll har vært Aud Helland. Hovedrapport og NIVAs delrapport er skrevet av Sigurd Øxnevad og Torgeir Bakke, delrapporten fra Rambøll av Jan Rukke og Aud Helland. Kontaktperson hos Ankerløkken Eigedom AS har vært Jan Tandle.

Oslo, 17. mars 2009

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Bakgrunn og målsetting	8
1.1 Områdebeskrivelse	8
2. Metoder og gjennomføring	10
2.2 Undersøkellesområdet på land	10
2.1 Undersøkellesområdet i sjø	10
2.2 Kjemisk analyse av jord og sedimentprøver	11
2.3 Risikoanalyse	11
2.3.1 Risiko fra forurenset grunn	11
2.3.2 Risiko fra forurensete sedimenter	12
3. Resultater	13
3.1 Resultater forurenset grunn	13
3.2 Resultater bunnsedimenter	13
4. Tiltaksvurdering	15
4.1 Miljømål	15
4.2 Aktuelle tiltak på land	15
4.3 Aktuelle tiltak i sjø	15
5. Konklusjoner og anbefalinger	17
5.1 Forurenset grunn	17
5.2 Forurensete sedimenter	17
6. Vedleggsoversikt	18

Sammendrag

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har pålagt Ankerløkken Eigedom AS å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft i Førde. Området som er undersøkt har historisk blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og komponenter til skip.

Arbeidet omfatter både forurenset grunn på land og sjøsedimentene utenfor bedriften. Målet er å undersøke om det er forurensning på land og i sjø som utgjør en uakseptabel risiko for helse og miljø. Rapporten skal levere bakgrunnsdata for at Ankerløkken Eigedom AS kan oppfylle fylkesmannens pålegg om undersøkelser av eiendommen og dens påvirkning av det ytre miljø

Risikovurderingen av forurenset grunn på land er utarbeidet på bakgrunn av føringer gitt i SFT veileder 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn", og på grunnlag av analyser av prøver fra øverste jordsmonn tatt i 5 punkter på det tidligere verftsområdet i 2008. Analysen viser at det her finnes tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT som gir risiko for negativ effekt på mennesker som oppholder seg på området og på miljøet rundt. I tillegg viser spredningsanalysen at det foregår en mulig spredning til resipient og at TBT som spres vil kunne ha en konsentrasjon som kan påvirke sjølevende organismer. Analysen har noen svakheter i beregningsverdiene for grunnvann og overflatevann og det bør gjøres supplerende undersøkelser ved at det settes grunnvannsbrønner og at det innhentes data vedrørende vannføringen i resipient. Videre bør forekomstene av forurensende komponenter avgrenses horisontalt og vertikalt for å kunne fastslå størrelsesordenen av forurensningen og for å etablere en mer målrettet tiltakspakke for området. På bakgrunn av de opplysningene som ligger til grunn må massene, og særlig forekomstene av blåsesand i produksjons- og vedlikeholdsområdet, fjernes og leveres godkjent mottak eller nedbrytes bakterielt.

Risikovurderingen av sjøsedimentene utenfor verftsområdet ble gjennomført etter SFTs risikoveileder (SFT TA-2230/2007), Trinn 1 og 2. Vurderingen dekker risiko for spredning, risiko for skade på human helse og økologisk risiko. Gjennomføring av Trinn 1 og 2 er gjort ved hjelp SFTs regneverktøy for formålet. Bunnsedimentenes innhold av tungmetaller, PAH og TBT overskred grenseverdiene i risikoverktøyets Trinn 1 noe som krevde gjennomføring av Trinn 2. Trinn 2 viste at flere tungmetaller, TBT, sumPCB₇ og enkelte PAH-forbindelser i bunnsedimentene ga en for høy risiko både for spredning ut fra sedimentet, skade på human helse og økologisk skade. Før tiltaksplanleggingen bør det gjennomføres supplerende sedimentkartlegging for å avgrense et tiltaksområdet, samt beskrivelse av vertikalfordelingen av miljøgiftene i sedimentet, lokale sedimenteringsforhold og forventet fremtidig skipstrafikk mønster.

Summary

Title: Environmental investigations at Ankerløykken Eigedom AS in Førde. Evaluation of environmental risk in relation to contaminated soil and bottom sea sediments.

Year: 2009

Author: Torgeir Bakke, NIVA, Sigurd Øxnevad, NIVA, Jan Rukke, Rambøll Norge AS and Aud Helland, Rambøll Norge AS.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-54969-9

The Sogn og Fjordane County Administration has instructed Ankerløykken Eigedom AS to perform investigations, risk assessment and evaluation of remedial actions of contaminated soil at an earlier shipyard site in Førde as well as of sea bottom sediments outside the former yard.

The assessment comprises both contaminated soil and seafloor sediments. The aim is to investigate if contamination of soil and sediment pose a risk to human health and the environment which is unacceptable. The report shall provide background data so that Ankerløykken Eigedom AS can comply with the County Administration requirements regarding site investigation and impact on the environment.

The risk assessment of soils at the former shipyard was done on basis of requirements in the Pollution Control Authority (SFT) guideline 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn (Risk assessment of contaminated soil)", and on basis of contaminant analysis of samples from the upper 20 cm of the soil taken at 5 positions in 2008. The analysis showed that the levels of heavy metals, PAH components, PCB, and TBT pose a risk of harm to the health of people staying in the area as well as in the environment around. Dispersion analysis showed possible transport from land to the marine recipient and for TBT at concentrations that may impact marine organisms. Weaknesses in the analysis of ground- and surface water imply that supplementary investigation by use of ground water wells and data acquisition recipient water exchange is needed. Furthermore the occurrence of contaminants in soil should be delimited horizontally and vertically to establish a remediation plan for the area. On basis of the available information the soils and in particular the waste from sand blasting in the production and maintenance areas should be removed and deposited or alternatively be treated by microbial degradation.

The risk assessment of contaminants in the sediments was performed according to the SFT guidelines TA-2230/2007, Tier 1 and 2. The assessment covers risk for contaminant dispersion, human health damage and ecological impact. The assessment was done by use of a spread sheet tool developed by SFT for the purpose. The content of several heavy metals, some PAHs, and TBT exceeded Tier 1 acceptable levels and Tier 2 was performed. This showed that acceptable level of risk for contaminant dispersion, damage to human health and ecological damage was exceeded by several heavy metals, some PAHs, PCBs, and TBT. Prior to planning of any remedial action the occurrence of these contaminants in the sediment should be delimited horizontally. Also the vertical distribution of contaminants, the sedimentation regime and the future ship traffic pattern should be described.

1. Bakgrunn og målsetting

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har pålagt Ankerløkken Eigedom AS å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft (g.nr. 21, b.nr. 305) i Førde. Ankerløkken Eigedom AS har engasjert NIVA for å gjøre en undersøkelse av miljøtilstanden i grunnen på land og i sjøsedimentene utenfor verftet, samt å gjennomføre de påkrevde risiko- og tiltaksvurderingene. NIVA har engasjert Rambøll Norge til å gjøre risiko- og tiltaksvurderingen for forurenset grunn (Rambøll Delrapport Vedlegg A) og har selv gjennomført risiko- og tiltaksvurderingen for forurensete sedimenter (NIVA Delrapport Vedlegg B).

1.1 Områdebeskrivelse

Undersøkellesområdet er lokalisert i Førde kommune, Sogn og Fjordane. Ankerløkken Verft ble bygget i 1971 på Øyrane i Førde. Det ble bygget skip ved verftet fram til 1985, da Ankerløkken-konsernet gikk konkurs. I 1991 ble verftet kjøpt av Kværner-konsernet, og ble hetende Kværner Florø – avdeling Førde. I 1999 ble verftet solgt til Kleven-gruppen i Ulsteinvik, og ble hetende Kleven Florø AS, avdeling Førde. Våren 2003 ble imidlertid verftet i Førde lagt ned. I 2005 kjøpte den Førde-baserte investorgruppa Ankerløkken Eigedom AS den 86 dekar store verftstomta med bygninger av Kleven Florø AS. Kleven gjorde i 2005 avtale om å leie tilbake skipsverftet for skipsbygging i minst to år. I juni 2006 overtok Aker Yards selskapet Kleven Florø AS.



Figur 1. Kart over området.

Verftsområdet ligger i et deltaområdet ved utløpet av elven Jølstra i Førdefjorden (se Figur 1 og forsidefoto). Området er delvis utfyllt med sprengstein i bunnen og løsmasser bestående av jord og grus på toppen. I tillegg er det tilført en stor mengde blåsesand fra sandblåsing av båter. Resten av landområdet består av glasifluvialt materialet.

Sjøområdet rett utenfor verftsområdet har et vanddyb på ca 10 m. Største dyp utenfor elvemunningen på nordsiden er ca 20 m (figur). Vestover mot Førdefjorden øker dypet gradvis og uten noen veldefinert lokal terskel. Sedimentene som ble undersøkt besto av 80-90 % sand og med et relativt lavt organisk innhold (1-2 %).

2. Metoder og gjennomføring

2.2 Undersøkellesområdet på land

Innsamlingen av jordprøver ble utført av NIVA i august 2008. Prøvepunktene ble valgt ut etter anvisning av personell på området og på bakgrunn av hvor forurensende virksomhet er utført (Figur 2). Prøvepunktene ble derfor plassert i området der det ble utført bunnbehandling og vedlikehold av skip og skipskomponenter (AV1, AV2, AV3 og AV5) og i området for deponering av blåsesand.

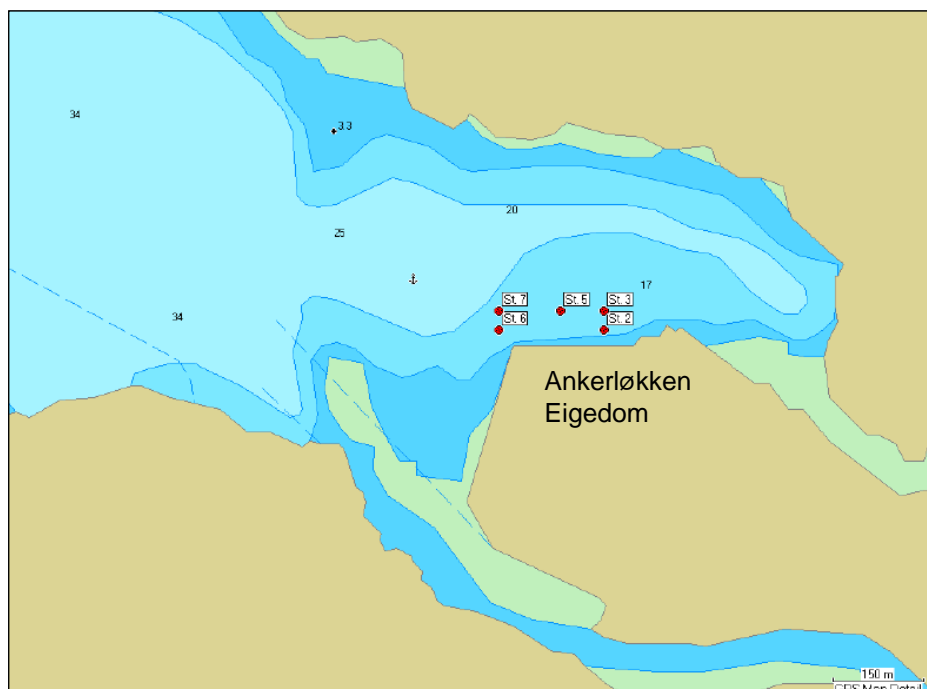
Prøvene ble tatt ut ved sjaktegraving med spade ned til omkring 0,20 meter. Det ble tatt ut i alt 5 jordprøver som ble sendt til analyse. Bilder fra prøvetakingsområdene er gjengitt i Rambølls delrapport, **Feil! Fant ikke referanseskilden..**



Figur 2. Kart over prøvetakingspunkter for jordprøver 2008 på Ankerløkken Eiendom

2.1 Undersøkellesområdet i sjø

Den 8. sept. 2004 tok NIVA 6 sedimentprøver utenfor Ankerløkken Verft ved bruk av grabb (Figur 3). Delprøver av de øverste ca 2-5 cm av sedimentet ble tatt ut til analyse. To av disse ble analysert i 2004, i januar 2009 ble ytterligere tre sedimentprøver analysert for metaller og organiske miljøgifter slik at risikovurderingens minstekrav om data fra 5 sedimentstasjoner ble oppfylt.



Figur 3. Dybdeforhold utenfor Ankerløkken Egedom. Posisjoner for de 5 sedimentprøvene fra 2004 som er analysert er angitt.

2.2 Kjemisk analyse av jord og sedimentprøver

Jordprøvene ble pakket i rilsanposer og sendt til analyse på NIVAs akkrediterte analyselaboratorium i Oslo. Prøvene ble analysert for tørrstoffinnhold, 9 tungmetaller, 16 polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH₁₆), 7 kongenerer av polyklorerte bifenyler (PCB₇), et utvalg andre klorerte organiske miljøgifter (HCH, HCB, OCS), DDT og tinnorganiske stoffer (butyl- og fenyl-tinn).

De 5 sedimentprøvene ble analysert samme sted. De ble oppbevart frosset fram til analyse. Analysene omfattet tørrstoff, andel partikler finere enn 63 µm (silt og leire), totalt organisk karbon, 6 tungmetaller, PAH₁₆, PCB₇ og tinnorganiske stoffer.

2.3 Risikoanalyse

2.3.1 Risiko fra forurenset grunn

Risikoanalysen basert på jordprøvene er utarbeidet på bakgrunn av føringer gitt i SFT veileder 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn". I hht SFT veilederen inndeles en risikovurdering i 2 trinn:

I TRINN 1 sammenholdes analyseresultatene fra de miljøtekniske undersøkelsene med SFTs normverdier for mest følsom arealbruk (MFA). SFT er i gang med å revidere normverdiene. Analyseresultatene fra de miljøtekniske undersøkelsene sammenlignes derfor i tillegg med forslaget til nye normverdier. Dersom prøveresultatene overskrider normverdiene for MFA, skal det i hht. forurensningsforskriften gjennomføres en utvidet risikovurdering (TRINN 2) eller tiltak. I denne utvidede risikovurderingen foretas en vurdering av resultatene fra den miljøtekniske undersøkelsen i forhold til human helse ved planlagt arealbruk samt spredning ved avdampning eller transport til grunnvann/nærliggende resipienter.

En risikovurdering i henhold til veilederen er en todelt beregningsvurdering bestående av følgende:

I) Helsebaserte akseptkriterier

Beregning av helsemessig eksponering ved opphold utendørs på eiendommen. Utendørs eksponering vurderes i forhold til eksponeringstid, hudkontakt og oralt inntak av forurensede masser. Benyttede verdier er gitt i Rambølls delrapport, Tabell 3 (Vedlegg A). Beregningen leder frem til helsebaserte akseptkriterier, som er et mål for akseptabel, gjenværende forurensning i massene på området.

II) Spredningsanalyse

Omfatter vurdering av forurensningsspredning/-transport. I dette ligger både spredning til grunnvann/resipient samt spredning via avdamping til inneklime i bygninger.

For at et område skal oppfylle kriteriene til ønsket arealbruk, kreves at både de helsebaserte akseptkriteriene (I), og spredningsanalysen (II) er tilfredsstillt.

2.3.2 Risiko fra forurensede sedimenter

Risikovurderingen av miljøgiftinnholdet i sedimentene utenfor verftsområdet ble gjennomført etter prosedyre beskrevet i SFTs risikoveileder (SFT TA-2230/2007). Vurderingen har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Systemet er bygget opp i tre trinn der hvert trinn er mer arbeidskrevende, men gir større lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Dette skal både forhindre at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, samtidig som det skal hindre at områder som utgjøre en betydelig risiko blir friskmeldt innledningsvis.

I Trinn 1 sammenlignes konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet med vedtatte grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Disse grenseverdiene tilsvarer øvre grense for Klasse II (god tilstand) i SFTs veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sedimenter (SFT TA-2229/2007) Ved overskridelse av grenseverdiene kreves Trinn 2 gjennomført.

Trinn 2 i risikovurderingen er en stedsspesifikk risikovurdering hvor lokale forhold som antall skipsanløp, problemområdets bunnareal, arealbruk og sedimentenes innhold av totalt organisk karbon (TOC) og finpartikler (mindre enn 63 µm, dvs silt og leire) legges til grunn. Det beregnes tall for total spredning som følge av oppvirvling fra skip, biodiffusjon (fysisk diffusjon samt virkningen av bioturbasjon¹) og transport via organismer videre i næringskjeden. Total human helserisiko beregnes på grunnlag av eksponering via sjømat og via kontakt med sedimenter og vann. Risiko for spredning av tungmetaller, metallorganiske forbindelser (TBT) og de organiske miljøgiftene PAH (polysykliske aromatiske forbindelser) og PCB (polyklorerte bifenyl) som følge av biodiffusjon, oppvirvling og transport via organismer, samt risiko for skade på human helse og økosystemet er beregnet ved hjelp av regneark tilpasset SFTs risikoveileder (TA-2230/2007).

Ved overskridelse av grenseverdier for risiko i Trinn 2 skal tiltaksplanlegging gjennomføres, evt etter at man har valgt å gjennomføre et trinn 3 der det gjøres stedsspesifikke vurderinger for bedre å beskrive den reelle risikoen sedimentene representerer. Til å gjennomføre Trinn 1 og 2 er det laget et regneark som benytter analyseresultatene samt andre lokale data, evt også normverdier for parametere som ikke er målt eller tallfestet. De lokale data som er benyttet i vurderingen fremgår av Tabell 1 i NIVAs delrapport (Vedlegg B).

¹ Bioturbasjon er omblanding av sedimentet forårsaket av bunndyrs aktivitet (graving .m.m)

3. Resultater

Resultatene av risikovurderingen for forurenset grunn er beskrevet i delrapport fra Rambøll (Vedlegg A) og for forurensete sedimenter i delrapport fra NIVA (Vedlegg B). Det gies derfor kunne et kort sammendrag av resultatene her.

3.1 Resultater forurenset grunn

I jordprøvene fra stasjon AV1, AV2 og AV3 overskrides normverdiene for flere av PAH-forbindelsene. I prøvene fra AV1 og AV 4 overskrides også normverdiene for sum PCB. Innholdet av TBT (tributyltinn) varierte fra 13 mg/kg til 0,052 mg/kg. Det finnes ingen normverdier for TBT i jord, men sammenlignet med grenseverdien for sjøsedimenter utgjør også TBT i jordprøvene en uakseptabel risiko. Konsentrasjonen i jordprøvene (52 – 13,000 µgTBT/kg) er så vidt høye i forhold til i sedimentene (3 – 16,000 µgTBT/kg) at det er sannsynlig at det kan foregå en spredning av TBT fra land til sjø. På denne bakgrunn ble TRINN 2 – utvidet risikovurdering gjennomført.

Resultatene viste at arsen, benso(a)pyren, krom, PAH totalt og PCB overskrider de stedsspesifikke akseptkriteriene for tiltaksområdet. De øvrige påviste forurensninger ble vurdert til ikke å utgjøre risiko for human helse ved planlagt arealbruk.

Resultatene viste videre at den beregnede konsentrasjonen av forureningskomponentene i grunnvannet vil, for så å si alle stoffers vedkommende, være over grensen for påvirkning av akvatiske organismer. Forureningskonsentrasjonene i overflatevannet vil ikke utgjøre en fare for organismene i sjø. Forureningskomponentene som føres ut i sjø via grunnvann vil bli fortynt når de når marint miljø. Det finnes ingen standard fortynningskoeffisient for utlekking fra land til sjø. Dette vil variere fra området til området ut i fra naturgitte forhold. Hvis man bruker den fortynningskoeffisienten som er beregnet for forureningskomponenter som lekker ut fra sedimenter, (ca 1500 ganges fortykning) er det bare sink som overskrider PNEC for akvatiske organismer.

For TBT er det, som nevnt over, ingen grenseverdier i jord og det er derfor heller ikke mulig å beregne konsentrasjonen av denne komponenten i grunn- eller overflatevann. Allikevel kan vi anta at TBT vil lekke ut i sjø via de relevante eksponeringsveiene. Med en PNEC for TBT i sjø på 2.00E-07 mg/l kan vi ikke utelukke at denne komponenten vil ha en påvirkning på akvatiske organismer selv etter en fortykning.

Risikovurderingen trinn 2 indikerer altså forureningskomponenter på området gir risiko for skade på mennesker som oppholder seg på området og på det omkringliggende terrestriske miljøet. Dette er særlig tilfelle for områdene der prøvene AV1, AV2 og AV3 er tatt, og som sammenfaller med de områdene som har blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og skipskomponenter. I tillegg indikerer spredningsanalysen at det er en mulig spredning av de forurensende komponentene til resipienten og at konsentrasjonene kan være skadelig for vannmiljøet og sjølevende organismer, spesielt rundt tilsiget fra land.

3.2 Resultater bunnsedimenter

Den gjennomsnittlige sedimentkonsentrasjonen av metallene kobber, nikkel og sink overskrider grenseverdiene for Trinn 1. Videre overskrides grenseverdiene for fire av enkeltforbindelsene av PAH mens det ikke ble funnet overskridelse for PCB. Den største overskridelsen i Trinn 1 ble funnet for TBT.

Beregningene i Trinn 2 viste at viktigste spredningsvei fra sedimentet til andre deler av økosystemet varierer for de ulike forbindelsene. For metallene, PAH-forbindelsene med lavest molekylvekt og TBT er det diffusjon stimulert av bioturbasjon som er viktigst. Spredning via næringskjeden er viktigst for de tyngre forbindelsene. Oppvirvling fra skipstrafikk er ikke den viktigste spredningsveien for noen av forbindelsene, men synes å ha en viss betydning for noen av metallene.

Det er ikke noen allmenne akseptgrenser for spredning alene så spredningen er sammenliknet med spredningen fra et tenkt sediment som tilfredsstillende Trinn 1. Denne ble overskredet av gjennomsnittsnivåene av kobber, nikkel, 3 PAH-forbindelser og TBT. Kontrollberegninger tyder på at spredning av TBT kan være overestimert.

Beregningene viste også at gjennomsnittsnivåene sumPCB₇, TBT og benzo(a)pyren i sedimentet utgjorde en risiko for skade på human helse ved at de ville overskride beregnet livstidsdose for eksponering. Risikoen var primært bundet til konsum av lokal sjømat.

Overskridelse av grenseverdiene i Trinn 1 viste at miljøgiftene utgjorde en risiko for skade på sedimentlevende organismer. Beregnede porevannskonsentrasjoner overskred også grenseverdien for skade på akvatiske organismer (PNEC) for 3 metaller (Cu, Ni og Zn), 4 av PAH-forbindelsene og TBT.

Beregnet konsentrasjon av den enkelte miljøgift i vannmassene som følge av spredning fra sedimentene og naturlig fortykning, viste at det kun var TBT som overskred PNEC for akvatiske organismer, men denne overskridelsen var relativt stor. Dette betyr at sedimentene, på grunn av utlekking av TBT, også utgjør en høy risiko for skade på organismer i de overliggende vannmassene.

Samlet vurdering er at miljøgiftene i sedimentet representerer en risiko for skade både på human helse og på økosystemet i sedimentet og omkringliggende områder. I følge SFTs retningslinjer krever dette at det må gjennomføres en tiltaksplanlegging for sedimentene. Det er imidlertid rom for å gjennomføre et Trinn 3 av risikovurderingen før en eventuell tiltaksplanlegging settes i gang. Dette kan være nyttig dersom det er tvil om at den beregnede risikoen er reell ut fra de stedlige forholdene, og at en mer lokalbasert vurdering kanskje vil konkludere med at risikoen fra sedimentene likevel er akseptabel.

For sedimentene utenfor Ankerløkken Eigedom er det først og fremst TBT som bidrar til risikobildet, og det ville derfor være mest å tjene på å gjøre lokale målinger for å gjøre beregningen av TBT-utlekkingen fra sediment mer pålitelig. Vi er likevel sterkt i tvil om at en Trinn 3 vurdering vil kunne "friskmelde" sedimentene. Ved et annet norsk verft ble det i 2008 gjort lokale målinger av reell utlekking av TBT fra sedimentet. Denne utlekkingen var bare ca 4 % av den som ble beregnet i Trinn 2. Hvis dette forholdet er representativt for den TBT som finnes utenfor norske skipsverft, ville TBT-konsentrasjonen i vannmassene som følge av utlekking fra sedimentet fortsatt overskride PNEC med ca 320 %. Vi mener derfor at et antakelig er lite å vinne ved å gjennomføre et Trinn 3.

4. Tiltaksvurdering

4.1 Miljømål

Så vidt vi har kunnet finne ut er det ikke etablert overordnede miljømål eller spesifikke miljømål som kan gi grunnlag for å etablere spesifikke mål for tiltak på land eller i sediment utenfor Ankerløkken. Førdefjorden har imidlertid etter St.prp. nr 79 (2001-2002) status som laksefjord, dvs med særlig beskyttelse av laksen. Et naturlig mål burde derfor være at risikoen for at miljøgifttilførsel fra land eller skal gjøre skade på laks reduseres til akseptabel. De foregående kapitlene tilsier at det bare er TBT som utgjør en risiko for organismer i vannmassene, men også at man ikke kan utelukke verken grunn eller sediment som kilde for dette. Vi regner likevel at risikoen for biologisk skade på laksen er liten siden eksponeringstiden antakelig er kort (kun hvis laksen står ved munningen før den går opp i Jølstra) og siden laksen neppe er blant de mest ømfintlige organismene som $PNEC_w$ for TBT er basert på. I så fall er det mindre aktuelt å knytte mål for tiltak opp mot laksehelsen.

Et annet mål bør være at bidraget fra grunn og sediment til risikoen for skade på human helse ved konsum av laks og annen lokal sjømat er akseptabel. Risikovurderingen tilsier at sedimentene utgjør en for høy risiko. Et mål for sedimenttiltak vil i så fall være at miljøgiftnivået i det øvre, bioaktive laget ikke skal overskride Klasse II i SFTs klassifiseringssystem for sedimenter etter tiltak. I et sandig sediment bør det bioaktive laget kunne defineres som de øvre 10 cm. Oppfyllelse av dette målet krever tiltak.

4.2 Aktuelle tiltak på land

Tiltaksalternativer vil være fjerning, avskjæring og behandling på stedet inklusive immobilisering. På bakgrunn av de opplysningene som ligger til grunn er det aktuelt at massene, og særlig forekomstene av blåsesand i produksjons- og vedlikeholdsområdet, fjernes og leveres godkjent mottak eller nedbrytes bakterielt. For å etablere en målrettet tiltakspakke for området er det imidlertid behov for å fastslå størrelsesordenen av forurensningen ved å avgrense forekomsten av forurensende komponenter horisontalt og vertikalt. Det bør derfor gjøres supplerende undersøkelser av grunn- og overflateforholdene ved at det settes grunnvannsbrønner og at det innhentes data vedrørende vannføringen i resipient.

4.3 Aktuelle tiltak i sjø

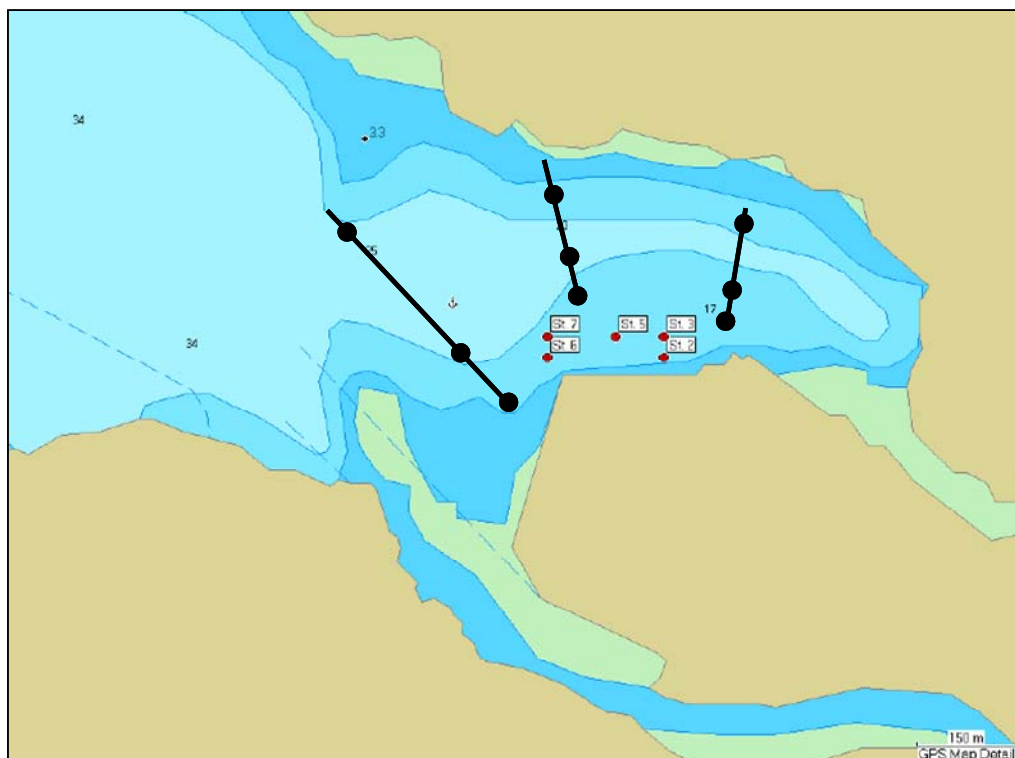
I realiteten er det tre alternative tiltaksformer som er aktuelle: mudring, tildekking eller naturlig remediering (tildekking gjennom naturlig sedimentering). I mange tilfeller kan det være aktuelt å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område.

Det er det relativt stor enighet i fagmiljøene i dag om at man bør unngå å mudre forurensede sedimenter dersom det ikke er nødvendig for å øke seilingsdyp eller av andre praktiske hensyn.

Tildekking med egnede, rene masser er et klart foretrukket alternativ, og vil på en rask måte kunne gi en ønsket renhet. En forutsetning er at bioturbasjonen fra faunaen som etablerer seg i dekklaget ikke blander opp underliggende masser til høyere nivåer enn at risikoen er akseptabel. En annen forutsetning er de topografiske forholdene ligger til rette for tildekking. Utenfor Ankerløkken har sedimentbunnen relativt liten skråning slik at det bør være mulig å legge ut et dekklag uten fare for geoteknisk destabilisering og utrasning.

I områder der det er iverksatt rensetiltak eller avskjæring av kilder vil de dypere delene av sedimentene være mer forurenset enn overflatelaget, og naturlig sedimentering vil gradvis gi akseptabel risiko. Sedimenteringsforholdene utenfor Ankerløkken er ikke kjent. Relativt grovt sediment indikerer at sedimenteringshastigheten er liten og at naturlig restitusjon derfor vil ta uakseptabel lang tid, men hvis sedimenteringen skyldes tilførsel av elvesand kan den være høy. Nyttan av naturlig restitusjon kan derfor først vurderes når man vet noe om profilene.

Som på land vil det være behov for å avgrense et sedimentområde for tiltak nærmere. Undersøkelsene er tilstrekkelig til å fastslå risikoen fra sedimentene, men gir ikke godt nok grunnlag for selve tiltaksplanleggingen. I Figur 4 foreslås et supplerende prøvetakingsopplegg for en slik avgrensning.



Figur 4. Forslag til stasjonsnett som grunnlag for å avgrense tiltaksområdet utenfor Ankerløkken Eigedom.

Ved tildekking må det som minimum brukes rene masser like som er egnet til å motstå både naturlig erosjon og eventuell oppvirvling forårsaket av skipspropeller. For å bestemme egnet tildekking, behovet for eventuell lokal farleds-mudring og tykkelsen på det laget som i så fall fjernes, må det forventede fremtidige båttrafikkmonster rett utenfor Ankerløkken beskrives. Skipsstørrelsen vil bestemme både seilingsdyp og dyp for propellerrosjon.

For å vurdere om naturlig restitusjon vil være akseptabelt, må man beskrive om det foregår slik restitusjon i dag (minst forurensning nær sedimentoverflaten). Dette kan best belyses ved analyse av miljøgiftprofil og andre sedimentegenskaper i kjerneprøver. Man bør vite hvor stor sedimentasjonen er Dette kan best belyses ved aldersdatering av en kjerneprøve eller bruk av sedimentfeller.

5. Konklusjoner og anbefalinger

5.1 Forurenset grunn

Området som er undersøkt har historisk blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og komponenter til skip. Analysen viser at grunnen inneholder tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT som gir risiko for negativ effekt på mennesker som oppholder seg på området og på miljøet rundt. I tillegg viser spredningsanalysen at det foregår en mulig spredning til resipient og at forurensningen som spres har en konsentrasjon som vil kunne påvirke lokale sjølevende organismer.

Analysen har imidlertid svakheter ved at noen av beregningsverdiene for grunnvann og overflatevann ikke er reelle. For å få en mer spesifikk oppfatning av forurensningssituasjonen i området bør det gjøres supplerende undersøkelser av grunn- og overflateforholdene ved at det settes grunnvannsbrønner og at det innhentes data vedrørende vannføringen i resipient.

Videre bør forekomstene av forurensende komponenter avgrenses horisontalt og vertikalt for å kunne fastslå størrelsesordenen av forurensningen og for å etablere en mer målrettet tiltakspakke for området.

På bakgrunn av de opplysningene som ligger til grunn må massene, og særlig forekomstene av blåsesand i produksjons- og vedlikeholdsområdet, fjernes og leveres godkjent mottak eller nedbrytes bakterielt.

5.2 Forurensete sedimenter

Trinn 2 i SFTs risikoveileder for forurenset sediment viser at miljøgiftene PAH, PCB og TBT i bunnsedimentene utenfor tidligere Ankerløkken verft i Førde representerer risiko for skade på human helse ved transport til lokal sjømat. Vurderingen viser også at flere av miljøgiftene i sedimentet (kobber, nikkel, sink, flere PAH-forbindelser og TBT) utgjør en risiko for skade på sedimentlevende organismer, og at TBT i sedimentet utgjør risiko for skade på organismer i vannmassene over.

Disse konklusjonene tilsier formelt at man må gjennomføre en tiltaksplanlegging for sedimentene. Før man gjennomfører tiltaksplanleggingen anbefales det at man kartlegger den horisontale og vertikale utbredelsen av miljøgiftene i sedimentet bedre for å kunne avgrense et aktuelt tiltaksområde. Videre bør mønsteret for sedimentering av naturlig materiale beskrives for å bedømme om naturlig forbedring er et aktuelt tiltaksalternativ. Videre bør fremtidig skipstrafikk til Ankerløkken beskrives som grunnlag for å planlegge type og omfang av eventuell tildekking på sjøbunnen lokalt.

6. Vedleggsoversikt

Vedlegg A: Risiko- og tiltaksvurdering, forurenset grunn (Rambøll Norge AS)

Vedlegg B: Risiko- og tiltaksvurdering, forurensete sedimenter (NIVA)

Miljøteknisk undersøkelse Fase 1 og 2

Ankerløkken Verft

(Rev. 0)

2009-03-17

Miljøteknisk undersøkelse – Fase 1 og 2

Ankerløkken Verft

Oppdragsnr.: 1090055

Oppdragsgiver: NIVA
Oppdragsgivers repr.: Mats Walday

Oppdragsleder Rambøll: Aud Helland
Medarbeidere: Jan Rukke

Rev.	0
Dato	2009-03-17
Utarb.	JRU
Kontroll	AHE
Godkjent	AHE

Antall sider:
Rapport 25
Vedlegg 5

Rambøll Norge AS
Engebrets vei 5
Pb 427 Skøyen
N-0213 OSLO
www.ramboll.no

Forord

Rambøll Norge AS har utarbeidet denne rapporten på oppdrag av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA). Rapporten bygger på undersøkelser gjort av NIVA på tidligere Ankerløkken Verft i Førde på oppdrag av Ankerløkken Eigedom AS. Ankerløkken Eigedom AS har fått pålegg fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane om å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft.

Representanter for oppdragsgiver er Mats Walday og Torgeir Bakke, NIVA, og prosjektleder i Rambøll Norge AS er Aud Helland. Rapporten er utarbeidet av Jan Rukke i Rambøll Norge.

Innhold

1.	Sammendrag	5
2.	Innledning	7
2.1	Bakgrunn.....	7
2.2	Målsetting.....	7
2.3	Oppdraget og krav	7
3.	Material og metode	9
3.1	Generelt	9
3.2	Lokalitetsbeskrivelse	9
3.3	Feltarbeid	9
3.4	Analyser	9
3.5	Risikoanalyse	9
4.	Resultater og diskusjon	11
5.	Konklusjoner	15
6.	Referanser	16
7.	Vedlegg	17

Tabeller

Tabell 1	Analyseresultater av metaller fra jordprøver fra Ankerløkken Verft, 2008	11
Tabell 2	Analyseresultater PAH, PCB og TBT fra jordprøver fra Ankerløkken Verft, 2008	11
Tabell 3	Stedsspesifikke akseptkriterier for aktuelt arealbruk (C_{he}) og % vise overskridelser ved sammenligning mot målt jordinnhold ($C_{s\ max}$), Ankerløkken Verft	12
Tabell 4	Mulig påvirkning av sjølevende organismer fra forurensning på land	13

Vedlegg

Vedlegg 1	Kart over området	18
Vedlegg 2	Plassering av prøvepunkter	19
Vedlegg 3	Bilder fra prøvepunktene	20
Vedlegg 4	Eksponeringsparametere ved aktuell arealbruk, Ankerløkken Verft	24
Vedlegg 5	Standardverdier benyttet i spredningsanalyse.....	25

1. Sammendrag

Eier av eiendommen, Ankerløkken Eigedom AS, har fått pålegg fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane om å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft. NIVA ble hyret for å utføre undersøkelsen på land og i sjø.

Rambøll Norge har gjort en vurdering av de opplysningene som foreligger fra NIVAs undersøkelse på området, dataene er sammenstilt i forhold til krav i forurensningsforskriften kapittel 2 og det er utarbeidet en miljørisikovurdering av de forurensete massene på området og det er foreslått avbøtende tiltak.

På bakgrunn av eiendommens beliggenhet i forhold til resipient er det i tillegg utført en spredningsanalyse for å belyse risikoen for påvirkning av forurensningen på vannmiljø og vannlevende organismer.

Undersøkellesområdet er lokalisert i Førde kommune, Sogn og Fjordane. Området ligger i et deltaområdet ved utløpet av elven Jølstra i Førdefjorden. Området er delvis utfyllt. Fyllingen består av sprengstein i bunnen og løsmasser bestående av jord og grus på toppen. I tillegg er det tilført en stor mengde blåsesand fra sandblåsing av båter. Resten av området består av glasifluvialt materialet.

Området har i en årrekke blitt benyttet som verft. Arbeidsprosessene i forbindelse med verftsvirksomhet innebærer blant annet bruk av kjemikalier, som tinnorganiske forbindelser og kobber, for å motvirke begroing på skipsskrog. Videre kan det finnes avfallsprodukter fra vedlikehold av skip, så som blåsesand fra sandblåsing av skrog. Blåsesanden inneholder malingsrester og rester av begroingsprodukter, som nevnt ovenfor i dette avsnittet. I utgangspunktet innebærer derfor en slik virksomhet en fare for det ytre miljø.

Prøvepunktene i undersøkelsen ble valgt ut etter anvisning av personell på området og på bakgrunn av hvor forurensete virksomhet ble utført. Prøvepunktene ble derfor plassert i området der det ble utført bunnbehandling og vedlikehold av skip og skipskomponenter (AV1, AV2, AV3 og AV5) og i området for deponering av blåsesand (AV4). Prøvene ble tatt ut ved sjaktegraving med spade ned til omkring 0,20 meter. Det ble tatt ut i alt 5 jordprøver som ble sendt til analyse.

I risikovurderingens trinn 1 ble det påvist forhøyede verdier av tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT sammenlignet med normverdiene i forurensningsforskriften. I risikovurderingens trinn 2 ble det påvist forhøyede verdier av arsen, benzo(a)pyren, krom, PAH totalt og PCB sammenlignet med akseptkriteriene for områdets arealbruk. Dette utgjør en risiko for skade på mennesker som oppholder seg på området og for skade på det omkringliggende terrestriske miljøet. Dette er særlig tilfelle for de områdene som har blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og skipskomponenter. I tillegg indikerer spredningsanalysen at det er en mulig spredning av de forurensete

komponentene til resipienten og at konsentrasjonene kan være skadelig for vannmiljøet og sjølevende organismer.

Analysen har imidlertid svakheter ved at noen av beregningsverdiene for grunnvann og overflatevann ikke er reelle. Det foreslås dermed at det gjøres supplerende undersøkelser av grunn- og overflateforholdene ved at det settes grunnvannsbrønner og at det innhentes data vedrørende vannføringen i resipient.

Videre bør forekomstene av forurensende komponenter avgrenses horisontalt og vertikalt for å kunne fastslå størrelsesordenen av forurensningen og for å etablere en mer målrettet tiltakspakke for området.

På bakgrunn av de opplysningene som ligger til grunn må massene, og særlig forekomstene av blåsesand i produksjons- og vedlikeholdsområdet, fjernes og leveres godkjent mottak eller nedbrytes bakterielt.

2. Innledning

2.1 Bakgrunn

Eier av eiendommen (gnr/bnr 21/305), Ankerløkken Eigedom AS, har fått pålegg fra Fylkesmannen i Sogn og Fjordane om å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft. NIVA ble hyret for å utføre undersøkelsen på land og i sjø.

NIVA henvendte seg til Rambøll Norge AS for en vurdering av resultatene fra den landbaserte undersøkelsen.

Denne rapporten bygger på undersøkelser gjort av NIVA på tidligere Ankerløkken Verft i Førde.

Rambøll Norge har gjort en vurdering av de opplysningene som foreligger fra NIVAs undersøkelse på området, dataene er sammenstilt i forhold til krav i forurensningsforskriften kapittel 2 /1/ og det er utarbeidet en miljørisikovurdering av de forurensete massene på tiltaksområdet. Risikovurderingen er utarbeidet på bakgrunn av føringer gitt i SFT veileder 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn" /2/.

På bakgrunn av eiendommens beliggenhet i forhold til resipient er det i tillegg utført en spredningsanalyse for å belyse risikoen for påvirkning av forurensningen på vannmiljø og vannlevende organismer /2/.

Resultatene fra risikovurderingen og spredningsanalysen kan brukes som grunnlag for å påpeke behovet for videre undersøkelser og valg av mulige tiltak.

2.2 Målsetting

Målet er å undersøke om det er forurensning på land og i sjø som utgjør en uakseptabel risiko for miljøet.

Rapporten skal levere bakgrunnsdata for at Ankerløkken Eigedom AS kan oppfylle fylkesmannens pålegg om undersøkelser av eiendommen og dens påvirkning av det ytre miljø.

2.3 Oppdraget og krav

Undersøkelsesområdet er lokalisert i Førde kommune, Sogn og Fjordane. Området ligger i et deltaområdet ved utløpet av elven Jølstra i Førdefjorden. Plassering av området fremgår av Vedlegg 1. Området er delvis utfyllt med sprengstein i bunnen og løsmasser bestående av jord og grus på toppen. I tillegg er det tilført en stor mengde blåsesand fra sandblåsing av båter. Resten av området består av glasifluvialt materialet.

Området har en middelnedbør på 2500-4500 mm/år. Det har i denne omgangen ikke lyktes å få opplysninger om Jølstras vannføring. Det finnes heller ikke opplysninger om

grunnvannsforholdene og tidevannets påvirkning i området.

Området har i en årrekke blitt benyttet som verft. Arbeidsprosessene i forbindelse med verftsvirksomhet innebærer blant annet bruk av kjemikalier, som tinnorganiske forbindelser og kobber, for å motvirke begroing på skipsskrog. Videre kan det finnes avfallsprodukter fra vedlikehold av skip, så som blåsesand fra sandblåsing av skrog. Blåsesanden inneholder malingsrester og rester av begroingsprodukter, som nevnt ovenfor i dette avsnittet. I utgangspunktet innebærer derfor en slik virksomhet en fare for det ytre miljø.

I hht. forurensningsloven /3/ § 7 må ingen ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning. For industri som har utslipp til resipient er det gitt unntak i § 11 ved at bedriften kan søke om å få en utslippstillatelse. Det er ukjent om bedriften hadde en utslippstillatelse eller hva grenseverdiene i denne var. Videre gir forurensningsloven adgang for forurensningsmyndighetene til å fastsette forskrifter med grenseverdier for forurensende komponenter i miljøet. Forurensningsforskriftens kapittel 2, vedlegg 1 angir grenseverdier for forurensning i jord /1/. Videre har Statens forurensningstilsyn (SFT) gitt grenseverdier for forurensning i ferskvann /4/og sjø/6/.

I denne undersøkelsen er konsentrasjonene av miljøgifter i området sammenlignet med grenseverdiene for forurensning i jord og sjø.

Resultatene fra denne sammenligningen vil danne basis for eiers rapportering til miljømyndigheten i hht. pålegg.

3. Material og metode

3.1 Generelt

En miljøteknisk undersøkelse skal avdekke forhold som kan påvirke miljøet negativt. Undersøkelsen deles tradisjonelt inn i 4 faser. Fase 1 avdekker potensielle miljøfarlige forhold på bakgrunn av en gjennomgang av historisk materiale, intervjuer og befaringer. Fase 2 søker å avkrefte eller bekrefte forhold påvist i fase 1 ved bruk av grunnundersøkelser. I en fase 3 avgrenses de påviste forurensningene i fase 2 og i fase 4 vurderes risikoen for eksponering av forurensning på mennesker og miljø, samt faren for spredning til omkringliggende miljø.

3.2 Lokalitetsbeskrivelse

Området som er undersøkt utgjøres for det meste av produksjons- og vedlikeholdsområder for skip og skipskomponenter. Området inneholder en slipp med skinnegang. Slippområdet er delvis asfaltert, mens resten av undersøkelsesområdet består av grus- og sanddekke.

3.3 Feltarbeid

Grunnlaget for denne rapporten er miljøteknisk undersøkelse utført av NIVA i august 2008.

Prøvepunktene ble valgt ut etter anvisning av personell på området og på bakgrunn av hvor forurensende virksomhet er utført. Prøvepunktene ble derfor plassert i området der det ble utført bunnbehandling og vedlikehold av skip og skipskomponenter (AV1, AV2, AV3 og AV5) og i området for deponering av blåsesand.

Prøvene ble tatt ut ved sjaktegraving med spade ned til omkring 0,20 meter. Det ble tatt ut i alt 5 jordprøver som ble sendt til analyse. Plassering av prøvepunkter er gjengitt i Vedlegg 2. Bilder fra prøvetakingsområdene er gjengitt i Vedlegg 3.

3.4 Analyser

Prøvene ble pakket i rilsanposer og sendt til analyse på NIVAs akkrediterte analyselaboratorium i Oslo. Prøvene ble blant annet analysert på tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT.

3.5 Risikoanalyse

Det er utført en miljørisikovurdering av de forurensede massene fra området. Risikovurderingen er utarbeidet på bakgrunn av føringer gitt i SFT veileder 99:01A "Risikovurdering av forurenset grunn" /2/. Det er kjennskap til at risikoveilederen er under revisjon, men det har per dags dato ikke kommet noen endelig, revidert utgave.

I hht SFT veilederen inndeles en risikovurdering i 2 trinn:

TRINN 1: Innledende risikovurdering

Analyseresultatene fra de miljøtekniske undersøkelsene sammenholdes med SFTs normverdier for mest følsom arealbruk (MFA). Disse er videre hjemlet i forurensningsforordningen kapittel 2, vedlegg 1 /1/. Videre foretas det en vurdering om de utførte undersøkelsene er tilstrekkelige til å gi et representativt bilde av forurensningstilstanden på eiendommen.

Dersom prøveresultatene overskrider normverdiene for MFA, skal det i hht. forurensningsforordningen gjennomføres en utvidet risikovurdering (TRINN 2) eller tiltak.

SFT er i gang med å revidere normverdiene. Analyseresultatene fra de miljøtekniske undersøkelsene sammenlignes derfor i tillegg med forslaget til nye normverdier /5/. Det forventes at de nye normverdiene godkjennes av SFT i begynnelsen av 2009. Normverdiene vil sannsynligvis øke noe i forhold til dagens verdier.

TRINN 2: Utvidet risikovurdering (resultatene i trinn 1 avgjør om dette er nødvendig)

I den utvidede risikovurderingen foretas en vurdering av resultatene fra den miljøtekniske undersøkelsen i forhold til human helse ved planlagt arealbruk samt spredning ved avdamping eller transport til grunnvann/nærliggende resipienter.

En risikovurdering i henhold til veilederen er en todelt beregningsvurdering bestående av følgende:

I) Helsebaserte akseptkriterier

Beregning av helsemessig eksponering ved opphold utendørs på eiendommen. Utendørs eksponering vurderes i forhold til eksponeringstid, hudkontakt og oralt inntak av forurensete masser. Benyttede verdier er gitt i Vedlegg 4. Beregningen leder frem til helsebaserte akseptkriterier, som er et mål for akseptabel, gjenværende forurensning i massene på området.

II) Spredningsanalysen

Vurdering av forurensningsspredning/-transport. I dette ligger både spredning til grunnvann/resipient samt spredning via avdamping til inneklime i bygninger.

For at et område skal oppfylle kriteriene til ønsket arealbruk, kreves at både de helsebaserte akseptkriteriene (I), og spredningsanalysen (II) er tilfredsstillt.

4. Resultater og diskusjon

Trinn 1: Innledende risikovurdering

Analyseresultatene fra undersøkelsen er sammenlignet med forurensningsforskriftens normverdier /1/ samt SFTs forslag til nye normverdier /4/. Konsentrasjoner som overskrider forurensningsforskriftens normverdier for mest følsom arealbruk er fremhevet med gult. De som i tillegg overskrider forslag til nye normverdier er fremhevet med rødt, jfr. Tabell 1 og Tabell 2 nedenfor.

Tabell 1 Analyseresultater av metaller fra jordprøver fra Ankerløkken Verft, 2008

	Normverdier SFT 99:01	Foreslåtte norverdier	AV1 mg/kg	AV2 mg/kg	AV3 mg/kg	AV4 mg/kg	AV5 mg/kg
			25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008
TTS/%			94,6	95,1	99,6	97,2	95,7
Arsen, AS	2	8	17	4	50,2	<1	<2
Kadmium, Cd	3	1,5	1,2	0,62	3,4	<0,1	<0,2
Krom, Cr	25	50	303	136	540	11,8	13,6
Kobber, Cu	100	100	3190	442	3050	31,5	28,3
Kvikksølv, Hg	1	1	0,043	0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Nikkel, Ni	50	60	541	506	867	32,5	17,9
Bly, Pb	60	60	390	87,6	1280	7	6,3
Sink, Zn	100	200	5270	2050	13700	90,2	80

Som det fremgår av Tabell 1 overskrides normverdiene av tungmetaller i tre av prøvene (AV1, AV2 og AV3). I prøvene fra stasjon AV4 og AV5 overskrides ikke normverdiene for tungmetaller. Ingen av stasjonene hadde overskridelser med hensyn til kvikksølv. I tillegg var det ingen overskridelser med hensyn på kadmium i stasjon AV1 og AV2.

Tabell 2 Analyseresultater PAH, PCB og TBT fra jordprøver fra Ankerløkken Verft, 2008

	Normverdier SFT 99:01	Foreslåtte norverdier	AV1 mg/kg	AV2 mg/kg	AV3 mg/kg	AV4 mg/kg	AV5 mg/kg
			25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008	25.07.2008
TTS/%			94,6	95,1	99,6	97,2	95,7
Sum PCB	0,01	0,01	0,01205	0,00616	0	0,3617	0
Pentaklorbenzen	0,1	0,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Naftalen	0,8	0,8	0,07	0,076	0,0073	<3	<3
Fluoren	0,6	0,8	0,29	0,26	0,083	<2	<2
Fluoranten	0,1	1	3,2	5	0,42	0,0078	<2,5
Pyren	0,1	1	2,8	4,8	0,36	0,006	<2
Benso(a)pyren	0,1	0,2	2,7	5	0,28	0,0064	0,0024
Sum PAH16	2	2	26,44	43,47	3,18	0,0535	0,0091
TBT			13	0,93	1,4	0,082	0,052

Som det fremgår av Tabell 2 overskrides normverdiene for flere PAH-forbindelser i prøvene fra stasjon AV1, AV2 og AV3. I AV1 og AV 4 overskrides også normverdiene for sum PCB.

Jordprøvene er analysert for innhold av TBT med konsentrasjoner varierende fra 13 mg/kg til 0,052 mg/kg. Det finnes ingen normverdier for TBT i jord, men sammenlignet med grenseverdien for sjøsedimenter representerer jordprøvene en uakseptabel risiko. Konsentrasjon av TBT (52 – 13,000 µg/kg) i jordprøvene er så vidt høye i forhold til i

sedimentene utenfor verftet (3 – 16,000 µg/kg) at det er sannsynlig at det kan foregå en spredning av TBT fra land til sjø. På denne bakgrunn gjennomføres Trinn 2 – utvidet risikovurdering.

Trinn 2: Utvidet risikovurdering

Human helse

Den utvidede risikovurderingen for human helse tar utgangspunkt i reguleringen av området, som er industri. Konsentrasjonene for de komponentene, som overskrider SFT normverdiene for MFA er sammenlignet med de stedsspesifikke akseptkriterier for tiltaksområdet. Benyttede eksponeringsparametere ved aktuell arealbruk er gjengitt i Vedlegg 4. Resultatene fra sammenligningen fremgår av Tabell 3.

Tabellen angir prosentvis overskridelse ved sammenligning mot målt innhold av forurensning i jord. Det vil si at hvis prosenten er negativ er det ikke en overskridelse, hvis den er positiv foreligger det en overskridelse av akseptkriteriene

Det foreligger lite opplysninger om jordtetthet, vanninnhold og luftinnhold i jord med mer. Derfor er det, i beregningen av konsentrasjonene, benyttet standardverdier fastsatt i SFTs veileder 99:01 /2/. Standardverdier som er benyttet er gjengitt i Vedlegg 4.

Tabell 3 Stedsspesifikke akseptkriterier for aktuelt arealbruk (C_{he}) og % vise overskridelser ved sammenligning mot målt jordinnhold ($C_{s,max}$), Ankerløkken Verft

Stoff	Målt jordkonsentrasjon			TRINN 1		TRINN 2	
	Antall prøver	Max	Middel	Norm-verdi jord (mg/kg)	$C_{s,max}$ over-skrider norm-verdi	Helserisiko	
		$C_{s,max}$ (mg/kg)	$C_{s,middel}$ (mg/kg)			C_{he} aktuell arealbruk (mg/kg)	$C_{s,max}$ over-skrider C_{he}
Arsen	5	50,2	14,54	2	2410 %	5,329671	842 %
Benso(a)pyren	5	5	1,4776	0,1	4900 %	1,361554	267 %
Bly	5	1280	354,18	60	2033 %	1898,414	-33 %
Fluoranten	5	5	1,7258	0,1	4900 %	11291,54	-100 %
Fluoren	5	0,29	0,127	0,6	-52 %	11749,97	-100 %
Heksaklorbensen	5	0,0003	0,00014	0,03	-99 %	3,464504	-100 %
Kadmium	5	3,4	1,074	3	13 %	39,92868	-91 %
Kobber	5	3190	1348,36	100	3090 %	106384,4	-97 %
Krom totalt (III + VI)	5	540	200,88	25	2060 %	44,51107	1113 %
Kvikksølv	5	0,043	0,0108	1	-96 %	706,8282	-100 %
Naftalen	5	0,076	0,03106	0,8	-91 %	12630,23	-100 %
Nikkel	5	867	392,88	50	1634 %	1344,715	-36 %
PAH totalt	5	43,5	14,6326	2	2075 %	21,78486	100 %
PCB CAS1336-36-3	5	0,36	0,07564	0,01	3500 %	0,355637	1 %
Pentaklorbensen	5	0,0001	0,0001	0,1	-100 %	7,97837	-100 %
Pyrene	5	4,8	1,5934	0,19	2426 %	8497,098	-100 %
Sink	5	13700	4238,04	100	13600 %	644206,4	-98 %

Som det fremgår av Tabell 3 overskrider arsen, benso(a)pyren, krom, PAH totalt og PCB de stedsspesifikke akseptkriteriene for tiltaksområdet. På grunn av en feil i analyseverktøyet er PAH og PCB ikke uthevet med rød skrift selv om de overskrider akseptkriteriene. De øvrige påviste forurensninger vurderes derfor ikke å utgjøre risiko for human helse ved planlagt arealbruk.

Spredning

Det aktuelle området ligger like i nærheten av fjorden. Det er dermed grunn til å tro at resipienten er påvirket av forurensningene på land via direkte partikkelspredning og overflatevann og grunnvann. Spredningsanalysen baserer seg imidlertid kun på spredning via grunnvann og overflatevann.

Basert på standard fordelingskoeffisienter mellom jord og vann av de ulike forurensningskomponentene gitt i risikoveilederen er innholdet av de ulike komponentene i grunnvann og overflatevann beregnet og sammenlignet med PNEC-verdier for sjølevende organismer /6/. Dette vil kunne gi oss en pekepinn på virkningen av forurensningene i resipienten utenfor området. Resultatene av sammenligningen er gjengitt i Tabell 4.

Det foreligger lite opplysninger om vannføringen i resipienten, grunnvannstand, -retning og -gradienter med mer. Derfor er det, i beregningen av konsentrasjonene, benyttet standardverdier fastsatt i SFTs veileder 99:01 /2/. Standardverdier som er benyttet er gjengitt i Vedlegg 5.

Tabell 4 Mulig påvirkning av sjølevende organismer fra forurensning på land

Komponent	Beregnet konsentrasjon i vann (mg/l)				PNEC, vannlevende organismer (mg/l)
	Grunnvann		Overflatevann		
	Cgw (øvre)	Cgw (middel)	Csw (øvre)	Csw (middel)	
Arsen	1,54E-01	4,45E-02	8,35E-05	2,42E-05	4,80E-03
Bly	1,18E-01	3,26E-02	6,41E-05	1,77E-05	2,20E-03
Kadmium	1,04E-02	3,29E-03	5,65E-06	1,79E-06	2,40E-04
Kobber	5,88E-01	2,48E-01	3,19E-04	1,35E-04	6,40E-04
Krom totalt (III + VI)	1,65E+00	6,14E-01	8,98E-04	3,34E-04	3,40E-03
Kvikksølv	1,98E-05	4,97E-06	1,08E-08	2,70E-09	4,80E-05
Nikkel	7,98E-01	3,62E-01	4,34E-04	1,96E-04	2,20E-03
Sink	1,26E+01	3,90E+00	6,85E-03	2,12E-03	2,90E-03
Benso(a)pyren	5,03E-05	1,61E-05	2,73E-08	8,73E-09	5,00E-05
Fluoranten	4,30E-04	1,70E-04	2,34E-07	9,24E-08	1,20E-04
Fuoren	6,67E-04	3,51E-04	3,63E-07	1,91E-07	2,50E-03
Naftalen	6,87E-03	2,89E-03	3,73E-06	1,57E-06	2,40E-03
PAH totalt	4,37E-04	1,47E-04	2,38E-07	8,00E-08	2,15E-03
PCB CAS1336-36-3	2,04E-05	7,13E-06	1,11E-08	3,87E-09	9,52E-05
Pyrene	4,21E-04	1,57E-04	2,29E-07	8,55E-08	2,30E-05

Vi ser av Tabell 4 at den beregnede konsentrasjonen av forurensningskomponentene i grunnvannet vil, for så å si alles vedkommende, være over grensen for påvirkning av sjølevende organismer. Forurensningskonsentrasjonene i overflatevannet vil ikke utgjøre en fare for organismene i sjø.

Forurensningskomponentene som føres ut i sjø via grunnvann vil bli fortynnet når de når marint miljø. Det finnes ingen standard fortynningskoeffisient for utlekking fra land til sjø. Dette vil variere fra området til området ut i fra naturgitte forhold. Hvis man imidlertid bruker fortynningskoeffisienten for forurensningskomponenter som lekker ut fra sedimenter, vil konsentrasjonene som føres ut via grunnvannet bli fortynnet 1500 ganger. Etter en slik fortynning er det bare sink som overskrider PNEC-verdiene.

For TBT er det, som nevnt over, ingen grenseverdier i jord og det er derfor heller ikke mulig å beregne konsentrasjonen av denne komponenten i grunn- eller overflatevann. Allikevel kan vi anta at TBT vil lekke ut i sjø via de relevante eksponeringsveiene. Med en PNEC for TBT i sjø på $2.00E-07$ mg/l kan vi anta at denne komponenten vil ha en påvirkning på sjølevende organismer selv etter en fortynning.

Risikovurderingen trinn 2 indikerer at forurensningskomponenter på området gir risiko for skade på mennesker som oppholder seg på området og for skade på det omkringliggende terrestriske miljøet. Dette er særlig tilfelle for områdene der prøvene AV1, AV2 og AV3 er tatt ut. Dette sammenfaller med de områdene som har blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og skipskomponenter. I tillegg indikerer spredningsanalysen at det er en mulig spredning av de forurensende komponentene til resipienten og at konsentrasjonene kan være skadelig for vannmiljøet og sjølevende organismer.

Allikevel gir resultatene ikke et eksakt riktig bilde av situasjonen siden det mangler en del opplysninger vedrørende grunnvann og overflatevann. For å få et riktig bilde av forurensningssituasjonen bør undersøkelsen suppleres ved å etablere grunnvannsbrønner og innhente opplysninger om vannføringen i nærliggende resipient.

For å kunne vurdere størrelse og utarbeide en målrettet tiltakspakke bør de forurensede områdene avgrensnes horisontalt og vertikalt.

5. Konklusjoner

Området som er undersøkt har historisk blitt brukt til produksjon og vedlikehold av skip og komponenter til skip. Analysen viser at det her finnes tungmetaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT som medfører risiko for negativ effekt på mennesker som oppholder seg på området og for miljøet rundt. I tillegg viser spredningsanalysen at det foregår en mulig spredning til resipient og at forurensningen som spres har en konsentrasjon som vil kunne påvirke sjølevende organismer.

Analysen har imidlertid svakheter ved at noen av beregningsverdiene for grunnvann og overflatevann ikke er reelle. For å få en mer spesifikk oppfatning av forurensningssituasjonen i området bør det gjøres supplerende undersøkelser av grunn- og overflateforholdene ved at det settes grunnvannsbrønner og at det innhentes data vedrørende vannføringen i resipient.

Videre bør forekomstene av forurensende komponenter avgrenses horisontalt og vertikalt for å kunne fastslå størrelsesordenen av forurensningen og for å etablere en mer målrettet tiltakspakke for området.

På bakgrunn av de opplysningene som ligger til grunn må massene, og særlig forekomstene av blåsesand i produksjons- og vedlikeholdsområdet, fjernes og leveres godkjent mottak eller nedbrytes bakterielt.

6. Referanser

/1/ Forskrift av 1. juni 2004 nr. 931 om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)

/2/ SFT. *Veiledning risikovurdering av forurenset grunn*. Oslo 1999

/3/ Lov av 13. mars 1981 nr. 6 om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)

/4/ SFT. *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. Oslo 1997

/5/ Forslag til endring av normverdiene i ny revidert veileder for risikovurdering av forurenset grunn (utgis 2008).

/6/ SFT. *Risikovurdering av forurenset sediment/Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Bakgrunnsdokument (TA-2231/2007)*. Oslo 2007

7. Vedlegg

Vedlegg 1 Kart over området



Vedlegg 2 Plassering av prøvepunkter



Stasjoner Ankerløkken 25.07.08

Vedlegg 3 Bilder fra prøvepunktene



Bilde 1. Stasjon AV1. Prøven tatt der hvor slangen gjør en buktning inn mot skinnegangen.



Bilde 2. Stasjon AV2. Prøven tatt i ruten der personen står.



Bilde 3. Stasjon AV3.



Bilde 4. Stasjon AV4. Prøven tatt der hvor GPS ligger i forgrunnen.



Bilde 5. Stasjon AV5. Prøve tatt i forkant av stigen.

Vedlegg 4 Eksponeringsparametere ved aktuell arealbruk, Ankerløkken Verft

Tabell I. Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk. (Kun verdier i gull felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)

Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365 8			Uaktuelt
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365 8	180 dager/år 8 timer/dag		Normal arbeidstid og opphold på området
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80 8		dager/år	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45 8	45 dager/år 8 timer/dag		
Oppholdstid utendørs (barn)	365 24		dager/år	
Oppholdstid utendørs (voksne)	365 24	180 dager/år 8 timer/dag		Normal arbeidstid og opphold på området
Oppholdstid innendørs (barn)	365 24		UAKTUELL	Prøvene er tatt utendørs
Oppholdstid innendørs (voksne)	365 24		UAKTUELL	Prøvene er tatt utendørs
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann	100 %		UAKTUELL	Ingen grunnvannsinteresser
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %		UAKTUELL	Ingen grønnsaksdyrking
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	100 %		

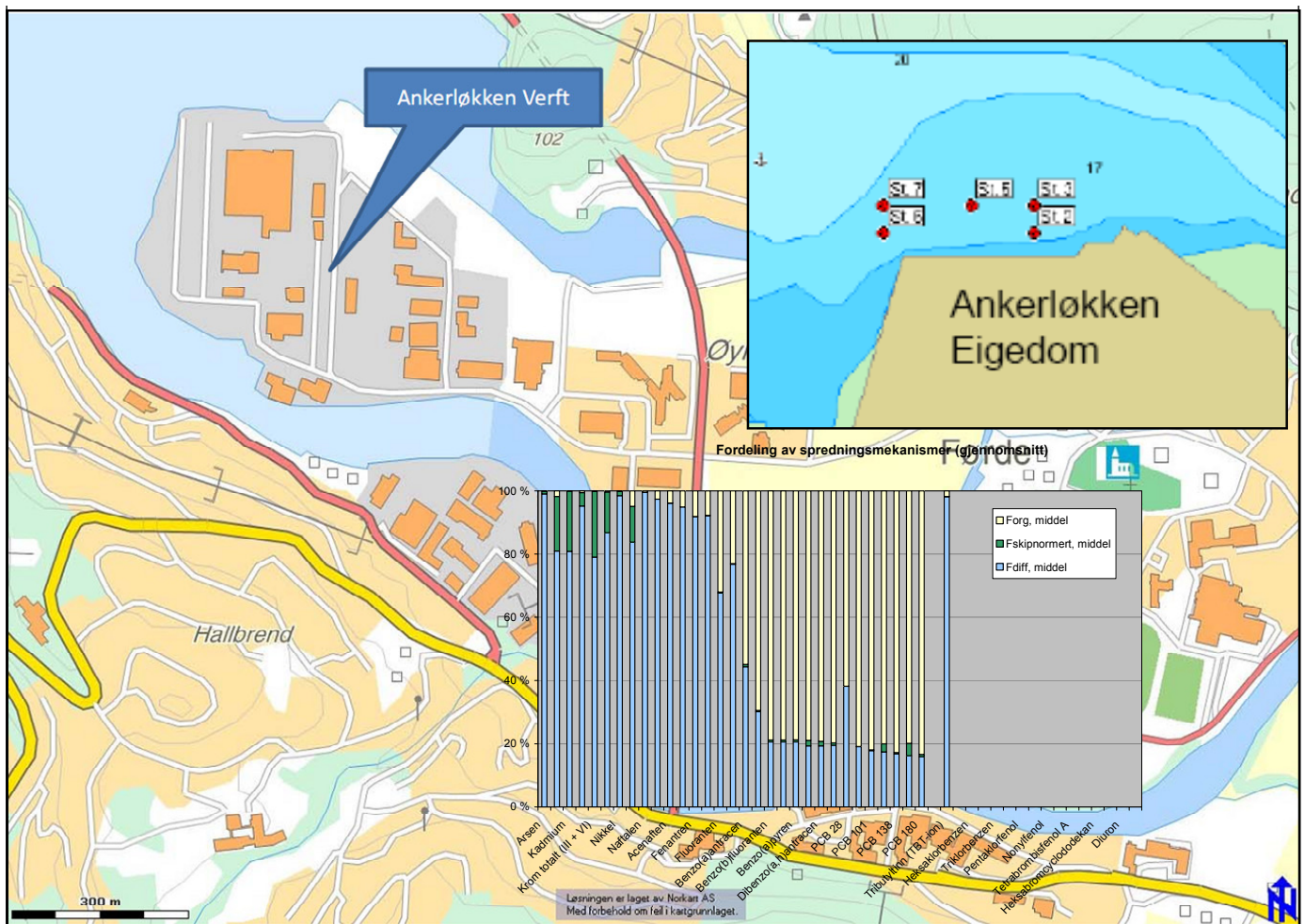
Tabell II. Transport og reaksjonsmekanismer (tabell 21 s.99 i SFT 99:01A; Kun verdier i gule felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)

Parametre	Symbol	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Jordspesifikke data					
Vanninnhold i jord	N_v	0,2	0,2	l vann/l jord	
Luftinnhold i jord	N_s	0,2	0,2	l luft/l jord	
Jordas tetthet	N	1,7	1,7	kg/l jord	
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	1 %	1 %		
Jorda porøsitet	N	40 %	40 %		
Parametre brukt til beregning av konsentrasjon i innedørsluft					
Innvendig volum av huset	V_{hus}	240	240	m^3	
Areal under huset	A	100	100	m^2	
Utskiftingshastighet for luft i huset	I	12	12	d^{-1}	
Innlekkingshastighet av poreluft	L	2,4	2,4	m^3/d	
Dybde fra kjellergulv til forurensning	Z	0,5	0,5	m	
Diffusiviteten i ren luft	D_o	0,7	0,7	m^2/d	
Data brukt til beregning av konsentrasjon i grunnvann					
Jordas hydraulisk konduktivitet	k	0,00001	0,00001	m/s	
Avstand til brønn	X	315,36	315,36	m/år	
Lengden av det forurensende området i grunnvannsstrømmens retning	L_{gw}	0	0	m	
Infiltrasjons faktor	IF	50	50	m	
Gjennomsnittlig årlig nedbørmengde	P	0,141	0,141	år/m	
Infiltrasjonshastigheten	I	730	730	mm/år	
Infiltrasjonshastigheten	I	0,0751389	0,075139	m/år	Beregnet ($IF \cdot P^2$)
Hydraulisk gradient	i	0,02	0,02	m/m	
Tykkelsen av akviferen	d_a	10	10	m	
Tykkelsen av blandingssonen i akviferen	d_{mix}	5,8697689	5,869769	m	Beregnet (ligning (10) i SFT 99:01a)
Data brukt til beregning av konsentrasjon i overflatevann					
Vannføring i overflatevann	Q_{sw}	500000	500000	$m^3/år$	
Bredden av det forurensende området vinkelrett på retningen av grunnvannsstrømmen	L_{sw}	7,34	7,34	m	
Beregnet hastighet på grunnvannstrømning	Q_{di}	271,74006	271,7401	$m^3/år$	Beregnet ($k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}$)

Vedlegg 5 Standardverdier benyttet i spredningsanalyse

	Symbol	Standard verdi	Anvendt Verdi	Enhet
Jordspesifikke data				
Vanninnhold i jord	θ_w	0,2	0,2	l vann/l jord
Luftinnhold i jord	θ_a	0,2	0,2	l luft/l jord
Jordas tetthet	ρ_s	1,7	1,7	kg/l
TOC	f_{oc}	1 %	1,0	%
Jordas porøsitet	ϕ	40 %	40	%
Grunnvannsdata				
Jordas hydrauliske konduktivitet	k	0,00001	0,00001	m/s
Avstand til brønn	X	0	0	m/s
Lengden av forurenset område i grunnvannsretningen	L_{gw}	50	50	m
Infiltrasjonsfaktor	IF	0,141	0,141	år/m
Gjennomsnittlig nedbørsmengde	P	730	2500	mm/år
Hydraulisk gradient	i	0,02	0,02	m/m
Tykkelsen av akviferen	d_a	10	10	m
Overflatevannsdata				
Vannføring i overflatevann	Q_{sw}	500000	500000	m ³ /år
Bredden av forurenset område vinkelrett på grunnvannsretning	L_{sw}	7,34	7,34	m
Innendørsluftsdata				
Innvendig volum av bygg	V_{hus}	240		m ³
Areal under bygg	A	100		m ²
Utskiftningshastighet for luft	I	12		d ⁻¹
Innlekkingshastighet av poreluft	L	2,4		m ₃ /d
Dyp fra kjellergulv til forurensning	Z	0,5		m
Diffusivitet i ren luft	D_o	0,7		m ² /d

Undersøkelse av miljøgifter i sjøsedimenter ved Ankerløkken Eigedom i Førde. Risiko- og tiltaksvurdering



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Undersøkelser av miljøgifter i sjøsedimenter ved Ankerløkken Eigedom i Førde. Risiko- og tiltaksvurdering.	Løpenr. (for bestilling) Delrapport til 5761-09	Dato 17.03.2009
	Prosjektnr. Undernr. 28331	Sider Pris 30
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Øxnevad, Sigurd	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Sogn og Fjordane	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Ankerløkken Eigedom AS	Oppdragsreferanse NIVA J.nr 2/08
--	-------------------------------------

Sammendrag

Etter pålegg fra fylkesmannen har Ankerløkken Eigedom bedt NIVA gjennomføre undersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering av forurensede sjøsedimenter ved tidligere Ankerløkken Verft i Førde. Arbeidet er gjort på basis av analyse av sedimentprøver samlet inn i 2004. På grunn av innhold av tungmetaller, PAH, PCB og TBT utgjør sedimentet en høy risiko for spredning, skade på human helse og på økosystemet både i sedimentet og i vannmassene, og tiltaksplanlegging må gjennomføres. Før dette bør det gjøres supplerende sedimentkartlegging for å avgrense et tiltaksområde, og sedimenteringsforhold og skipstrafikkmonster bør beskrives.

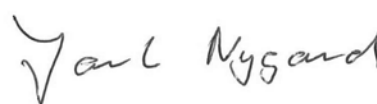
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Miljøgifter Sedimentforurensning Risikovurdering Tiltak 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Environmental contaminants Sediment contamination Risk assessment Remedial action
---	---



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Undersøkelse av miljøgifter i sjøsedimenter ved
Ankerløkken Eigedom i Førde**

Risiko- og tiltaksvurdering

Forord

En risikovurdering av forurenset sjøbunn utenfor Ankerløkken Eigedom i Førde er gjennomført av NIVA som ledd i et arbeid der både forurenset grunn og sjøsedimenter er undersøkt og risikovurdert. Risikovurderingen av forurenset grunn er utført av Rambøll Norge. Risikovurderingen av sjøsedimentene er gjort av NIVA.. Oppdragsgiver har vært Ankerløkken Eigedom AS. Hos NIVA har Torbjørn Johnsen stått for prøveinnsamling og Sigurd Øxnevad for gjennomføring av risikovurderingen. Analyser av bunnsedimentene er gjort av NIVAs laboratorium. Torgeir Bakke har vært prosjektleder og hatt kontakt mot oppdragsgiver og Rambøll. NIVAs delrapport er skrevet av Sigurd Øxnevad og Torgeir Bakke, Kontaktperson hos Ankerløkken Eigedom AS har vært Jan Tandle.

Oslo, 17. mars 2009

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn og målsetting	7
2. Metoder og gjennomføring	8
2.1 Litt historie	8
2.2 Undersøkellesområdet	8
2.3 Prinsipp for gjennomføring av risikovurderingen	9
2.4 Lokal informasjon	9
3. Resultater	11
3.1 Innhold av miljøgifter og risikovurdering Trinn 1.	11
3.2 Trinn 2A, risiko for spredning	14
3.3 Trinn 2B, risiko for skade på human helse	19
3.4 Trinn 2C, risiko for økologisk skade	21
3.4.1 Risiko for sedimentlevende organismer	21
3.4.2 Risiko for øvrige lokale akvatiske organismer	23
3.5 Samlet risikovurdering Trinn 2	24
3.6 Risikovurdering Trinn 3	24
4. Tiltaksvurdering, bunnsedimenter	25
4.1 Miljømål	25
4.2 Tiltaksalternativer	25
4.3 Behov for tilleggsundersøkelser	26
5. Konklusjoner og anbefalinger	27
6. Referanser	28

Sammendrag

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har pålagt Ankerløyken Eigedom AS å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløyken Verft i Førde. Arbeidet omfatter både forurenset grunn på land og sjøsedimentene utenfor bedriften.

Risikovurderingen av miljøgiftinnholdet i sedimentene utenfor verftsområdet ble gjennomført etter prosedyre beskrevet i SFTs risikoveileder (SFT TA-2230/2007). Vurderingen har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Systemet er bygget opp i tre trinn der hvert trinn er mer arbeidskrevende, men gir økt lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Dette skal både forhindre at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, samtidig som det skal hindre at områder som utgjør en betydelig risiko blir friskmeldt innledningsvis. I Trinn 1 sammenlignes konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. I Trinn 2 bedømmer man risiko for spredning, risiko knyttet til human helse og økologisk risiko. I et eventuelt Trinn 3 gjøres stedsspesifikke vurderinger for bedre å beskrive den reelle risikoen sedimentene representerer. Gjennomføring av Trinn 1 og 2 er gjort ved hjelp av et eget regneverktøy som SFT har fått laget for formålet.

Bunnsedimentenes innhold av tungmetaller, PAH og TBT overskred grenseverdiene i risikoverktøyets Trinn 1 og utgjorde derfor en tilstrekkelig høy risiko for økologiske effekter til at Trinn 2 i vurderingen måtte gjennomføres. Trinn 2 viste at miljøgiftene i bunnsedimentene representerer en for høy risiko både med hensyn til spredning ut fra sedimentet, skade på human helse og økologisk skade. Dette skyldes konsentrasjonene av noen tungmetaller, TBT, sumPCB₇ og enkelte PAH-forbindelser.

Konklusjonene fra risikovurderingene er så vidt klar at det antakelig er lite å vinne ved å gjennomføre en mer stedsspesifikk risikovurdering (SFT Trinn 3). Konklusjonen tilsier at tiltak på sjøsedimentene bør planlegges. Et foreslått tiltaks mål om at sedimentene ikke skal gi skade på laks er sannsynligvis allerede oppnådd. Et mål om at sedimentene ikke skal føre til helseskade tilsier at topplaget av sedimentet ikke skal overskride Klasse II i SFTs klassifiseringssystem.

Før tiltaksplanleggingen anbefales supplerende kartlegging av tiltaksområdets utbredelse, samt beskrivelse av vertikalfordelingen av miljøgiftene i sedimentet, lokale sedimenteringsforhold og forventet fremtidig skipstrafikk mønster.

Summary

Title: Environmental investigations at Ankerløkken Egedom AS in Førde. Evaluation of environmental risk in relation to contaminated soil and bottom sea sediments.

Year: 2009

Author: Torgeir Bakke, Sigurd Øxnevad, Source: Norwegian Institute for Water Research, Subreport to NIVA Report No 5761-2009, ISBN 978-82-577-5496-9

The Sogn og Fjordane County Administration has instructed Ankerløkken Egedom AS to perform investigations, risk assessment and evaluation of remedial actions of contaminated soil at an earlier shipyard site in Førde as well as of sea bottom sediments outside the former yard.

Risk assessment of contaminants in the sediments was performed according to the SFT guidelines TA-2230/2007, the aim of which is to assess the risk of environmental and health damage due to the sediment contamination. This system takes a 3 level tiered approach with gradually more complex and more locally reliable assessment going from Tier 1 to 3. Tier 1 compares the concentrations and toxicity of contaminants in the sediments with agreed acceptable limits. Sediments that do not comply must be assessed at Tier 2 which estimates the risk for mobilisation, human health damage and ecological impact. Tier 3 (optional) comprises a more locally based investigation and assessment of real risk from the sediments. Tier 1 and 2 were performed using a tailor made spread sheet tool developed by SFT for the purpose.

Cu, Ni, Zn, PAHs, and TBT exceeded the Tier 1 limits. Tier 2 showed that risk for contaminant mobilisation as well as risk of health and ecological damage exceeded acceptable levels. This was due to the content of several heavy metals, some PAHs, PCBs, and TBT. The conclusions were sufficiently reliable to render a Tier 3 assessment of little value, and a plan for remedial action has to be developed.

An environmental goal that the risk of harm to local salmon shall be acceptable is most likely already achieved. To obtain an acceptable risk regarding human health any remedial action should reduce sediment contamination to SFT environmental quality Class II or better. Prior to the remedial action planning one should define the extent of the contaminated area to be handled is defined, and describe the vertical distribution of contaminants, the sedimentation regime and the future ship traffic pattern.

1. Bakgrunn og målsetting

Fylkesmannen i Sogn og Fjordane har pålagt Ankerløkken Eigedom AS å gjennomføre undersøkelser, risiko- og tiltaksvurderinger av miljøtilstanden ved tidligere Ankerløkken Verft (g.nr. 21, b.nr. 305) i Førde. Ankerløkken Eigedom AS har engasjert NIVA for å gjøre en undersøkelse av miljøtilstanden i grunnen på land og i sjøsedimentene utenfor verftet, samt å gjennomføre de påkrevde risiko- og tiltaksvurderingene. Denne delrapporten dekker arbeidet som ble gjort på sjøsedimentene. En egen delrapport (Rambøll oppdragsnr.: 1090055) dekker risikovurderingen av forurenset grunn.

Den 8. sept. 2004 ble det tatt 6 sedimentprøver utenfor Ankerløkken Verft av NIVA. To av disse ble analysert i 2004 og viste at sedimentet var markert forurenset av kobber og PAH og meget sterkt forurenset av TBT. Siden disse sedimentprøvene viste seg å inneholde så vidt høye konsentrasjoner av noen miljøgifter at grenseverdiene i Trinn 1 i følge SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment ble overskredet (SFT TA-2230/2007), ble en Trinn 2 vurdering gjennomført. Før dette ble ytterligere tre sedimentprøver analysert for metaller og organiske miljøgifter slik at minstekravet om data fra 5 sedimentstasjoner ble oppfylt før vurderingen ble gjennomført. Analyseresultatene av de fem sedimentprøvene er brukt i risikovurderingen.

En Trinn 2 risikovurdering har som mål å bedømme om risikoen for miljø- og helsemessig skade fra et sediment er akseptabel eller ikke ut fra beregninger av spredning av miljøgifter fra sedimentet til andre deler av økosystemet. Til å gjennomføre disse beregningene er det laget et regneark som benytter analyseresultatene samt andre lokale data, evt. også sjablongverdier for parametere som ikke er målt eller tallfestet.

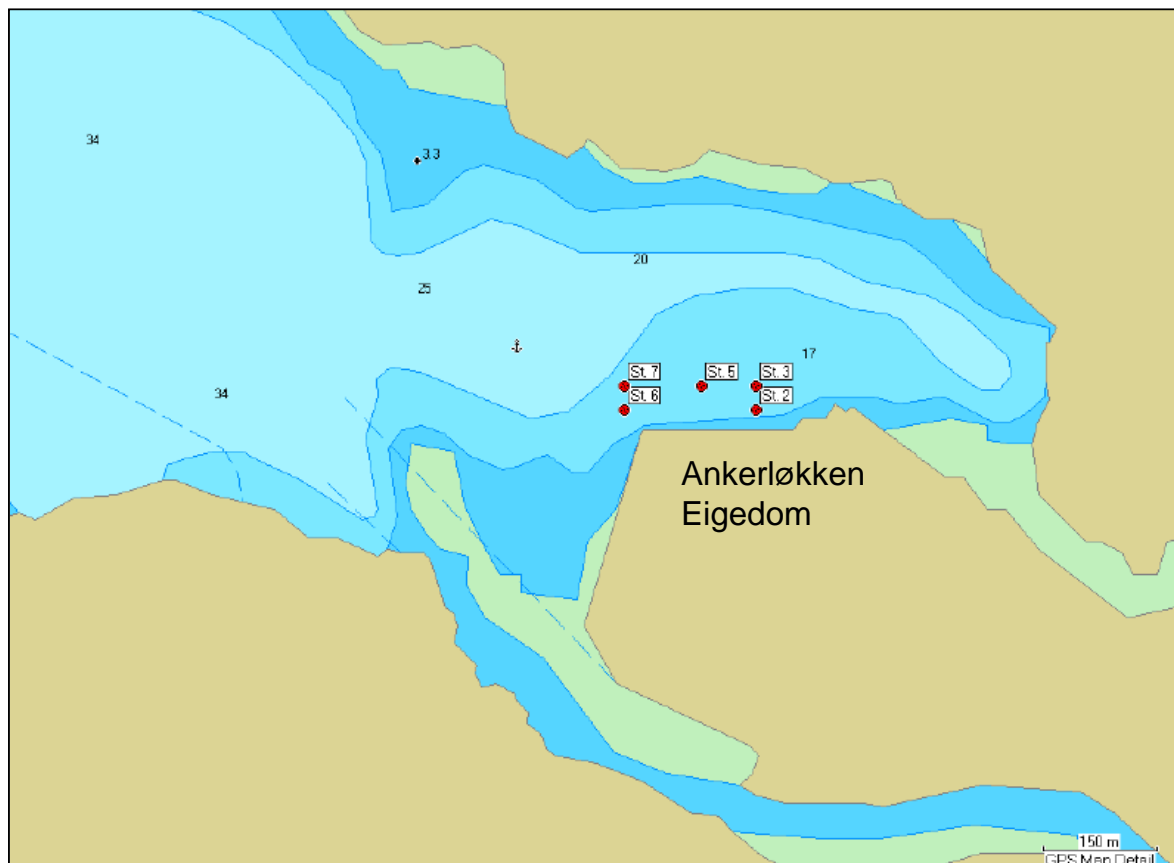
2. Metoder og gjennomføring

2.1 Litt historie

Ankerløkken Verft ble bygget i 1971 på Øyrane i Førde. Det ble bygget skip ved verftet fram til 1985, da Ankerløkken-konsernet gikk konkurs. I 1991 ble verftet kjøpt av Kværner-konsernet, og ble hetende Kværner Florø – avdeling Førde. I 1999 ble verftet solgt til Kleven-gruppen i Ulsteinvik, og ble hetende Kleven Florø AS, avdeling Førde. Våren 2003 ble imidlertid verftet i Førde lagt ned. I 2005 kjøpte den Førde-baserte investorgruppa Ankerløkken Eigedom AS den 86 dekar store verftstomta med bygninger av Kleven Florø AS. Kleven gjorde i 2005 avtale om å leie tilbake skipsverftet for skipsbygging i minst to år. I juni 2006 overtok Aker Yards selskapet Kleven Florø AS.

2.2 Undersøkelsesområdet

Sedimentene som brukes i denne risikovurderingen er samlet inn rett utenfor tidligere Ankerløkken Verft. I vurderingen er disse prøvene forutsatt å representere sedimentene på arealet ned til 20 m dyp på nordsiden utenfor verftet. Gjennomsnittsdybden der prøvene er tatt er ca 11 meter. Kart over området med vandyp og prøvetakingsstasjoner er vist i Figur 1.



Figur 1. Kart over prøvetakingsstasjonen på bunnsedimentene som er grunnlaget for risikovurderingen.

2.3 Prinsipp for gjennomføring av risikovurderingen

Trinn 2 i risikovurderingen er en stedsspesifikk risikovurdering hvor lokale forhold som antall skipsanløp, problemområdets bunnareal, arealbruk og sedimentenes innhold av totalt organisk karbon (TOC) og finpartikler (mindre enn 63 µm, dvs. silt og leire) legges til grunn. Det beregnes tall for total spredning som følge av oppvirvling fra skip, biodiffusjon (fysisk diffusjon samt virkningen av bioturbasjon¹) og transport via organismer videre i næringskjeden. Total human helserisiko beregnes på grunnlag av eksponering via sjømat og via kontakt med sedimenter og vann. Risiko for spredning av tungmetaller, metallorganiske forbindelser (TBT) og de organiske miljøgiftene PAH (polysykliske aromatiske forbindelser) og PCB (polyklorerte bifenyler) som følge av biodiffusjon, oppvirvling og transport via organismer, samt risiko for skade på human helse og økosystemet er beregnet ved hjelp av regneark tilpasset SFTs risikoveileder (TA-2230/2007).

2.4 Lokal informasjon

Beregningene i Trinn 2 baserer seg på en rekke konstanter og faktorer der man enten kan benytte standardverdier foreslått i selve veilederen eller stedsspesifikke verdier der slike finnes. I Tabell 1 er det gitt en oversikt over de stedsspesifikke verdiene som er lagt til grunn for risikoberegningene.

Tabell 1. Stedsspesifikk informasjon for området for undersøkelsen.

Areal grunnere en 20 meter	60 000 m ²
Gjennomsnittsdyp grunnere enn 20 meter	11.4 m
Oppholdstid av vannet over sedimentområdet	0,5 dag (0,0013698 år)
TOC	1.5 %
Fraksjon suspendert sediment (< 63 µm)	16 %
Antall skipsanløp pr år	18

Arealet for undersøkelsen, som defineres som problemområdet, er området utenfor verftet, øst for utløpet av Jølstra. Arealet for risikovurderingen omfatter området ut til kote -20 m. Dette arealet er på ca 60.000 m². Dette forutsettes at de analyserte prøvene er representative for dette området. I følge risikoveilederen vil oppvirvling fra skip neppe foregå dypere enn ca 20 meter. Det er beregnet et gjennomsnittsdyp på 11.4 m i det aktuelle området. Dette gir et totalt vannvolum for undersøkelsesområdet på ca 684.000 m³.

Fordelingskoeffisientene mellom sediment og porevann i risikoverktøyet er basert på et innhold av totalt organisk karbon (TOC) på 1 % i sedimentene, men bør justeres ved store lokale avvik siden bindingen av miljøgiftene til sediment avhenger av TOC.

I beregningen av oppvirvling fra propeller har vi valgt å benytte havnekategorien industrihavn, og bruker dermed 100 kg pr anløp i regnearket. Det relativt lave innholdet av fine partikler tilsier at sedimenttypen utenfor verftet er sand. Vi legger til grunn at antall skipsbevegelser inn og ut fra verftet

¹ Bioturbasjon er omblending av sedimentet forårsaket av bunndyrs aktivitet (graving .m.m)

er ca 36 pr år på bakgrunn av opplysninger fra bedriften. Kleven Maritime bruker det som utrustningsverft for 2 – 3 båter i året. Trafikken er 5 – 6 båtanløp pr båt som rustes ut.

For prøver hvor konsentrasjonen av den analyserte parameteren var lavere enn deteksjonsgrensen for analysemetoden, er konsentrasjoner tilsvarende halvparten av deteksjonsgrensen benyttet i risikoberegningene.

3. Resultater

3.1 Innhold av miljøgifter og risikovurdering Trinn 1.

Tabell 2 viser konsentrasjonen av de enkelte parametrene som er lagt til grunn for risikovurderingen – Trinn 2. Tabellens kolonne 2 viser i hvor stor grad enkeltprøver avviker fra medianverdien av alle prøvene. Hvis avviket er stort kan det tyde på inhomogenitet i sedimentene. Tabellen viser et avvik på over 2 for de fleste parametrene, men siden det er ulike prøver som avviker for ulike parametere tyder ikke resultatene på at noe enkeltpunkt er så sterkt forurensset at det bør vurderes eller håndteres separat (såkalt hotspot).

Tabell 2. Konsentrasjonen av metaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT. En indeks for "hotspot" er vist i tabellen.

Stoff	$C_{sed, max} / C_{sed, median}$ (Verdi større enn 2 kan tyde på inhomogenitet/hotspot)	Prøve 3	Prøve 5	Prøve 6	Prøve 2	Prøve 7
Arsen	1,9	4,00	5,00	7,50		
Bly	3,3	11,00	14,00	30,00	27,00	36,00
Kadmium	2,0	0,10	0,10	0,20		
Kobber	1,8	184,00	150,00	326,00	278,00	162,00
Krom totalt (III + VI)	1,8	27,30	28,20	48,40		
Kvikksølv	2,9	0,02	0,02	0,05	0,02	0,05
Nikkel	1,9	161,00	239,00	305,00		
Sink	5,7	96,60	197,00	310,00	553,00	239,00
Naftalen	5,7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Acenaftalen	1,6	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Acenaften	7,2	0,02	0,05	0,13	0,01	0,09
Fluoren	5,0	0,02	0,04	0,08	0,01	0,05
Fenantren	4,2	0,05	0,09	0,19	0,05	0,18
Antracen	2,8	0,02	0,01	0,04	0,01	0,05
Fluoranten	12,1	0,05	0,10	0,45	0,12	0,63
Pyren	8,9	0,04	0,08	0,32	0,09	0,32
Benzo(a)antracen	7,6	0,03	0,04	0,16	0,04	0,26
Krysen	4,9	0,06	0,04	0,15	0,06	0,30
Benzo(b)fluoranten	3,6	0,06	0,07	0,23	0,02	0,15
Benzo(k)fluoranten	6,9	0,03	0,03	0,09	0,03	0,18
Benzo(a)pyren	4,6	0,04	0,04	0,12	0,03	0,17
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5,9	0,02	0,04	0,13	0,01	0,10
Dibenzo(a,h)antracen	3,8	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02
Benzo(ghi)perylene	5,9	0,02	0,04	0,10	0,01	0,08
PCB 28	1,0	0,00025	0,00025	0,00025	0,0001	0,0001
PCB 52	1,0	0,00025	0,00025	0,00025	0,0001	0,0001
PCB 101	2,6	0,00025	0,00025	0,00065		
PCB 118	1,0	0,00025	0,00025	0,00025	0,0001	0,00025
PCB 138	6,8	0,00025	0,00057	0,0017	0,00045	0,001
PCB 153	3,3	0,00054	0,00066	0,0018	0,00057	0,0012
PCB 180	4,4	0,00025	0,00025	0,0011	0,00027	0,00082
Tributyltinn (TBT-ion)	4,7	2,00	5,90	9,40	0,68	3,30

Siden regnearket også beregner overskridelse av grenseverdiene for Trinn 1 vises denne i Tabell 3. Overskridelse vises både for maksimumverdi (dvs. overskridelse av prøven med høyest konsentrasjon) og for middelerdi av alle prøvene. For metallene kobber, nikkel og sink overskrider den høyeste av sedimentkonsentrasjonene ($C_{\text{sed,max}}$) grenseverdien med henholdsvis, 539, 563 og 54 %. Også middelerdien av disse metallene overskrider grenseverdien. For de andre metallene overskrides ikke grenseverdiene for Trinn 1.

For 4 av enkeltforbindelsene av PAH overskrider både maksimum- og gjennomsnittsverdiene av prøvene grenseverdiene for Trinn 1. For 7 av enkeltforbindelsene av PAH overskrider kun maksimumverdien grenseverdien.

PCB overskrider ikke grenseverdiene for Trinn 1.

For TBT er det svært høye overskridelser av grenseverdien for Trinn 1. Maksimumverdien overskrider grenseverdien med hele 26757 %.

I følge risikoveilederen krever disse overskridelsene at Trinn 2 av risikovurderingen gjennomføres.

Tabell 3. Målt sedimentkonsentrasjon for alle prøvene sammenlignet med Trinn 1 grenseverdier (hentet fra regnearket). Positive prosentverdier betyr overskridelse.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sedimentkonsentrasjon overskrider trinn 1 grenseverdi med:	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	3	7,5	5,5	52		
Bly	5	36	23,6	83		
Kadmium	3	0,2	0,13333333	2,6		
Kobber	5	326	220	51	539 %	331 %
Krom totalt (III + VI)	3	48,4	34,63333333	560		
Kvikksølv	5	0,053	0,0318	0,63		
Nikkel	3	305	235	46	563 %	411 %
Sink	5	553	279,12	360	54 %	
Naftalen	5	0,017	0,00472	0,29		
Acenaftylen	5	0,0064	0,00382	0,033		
Acenaften	5	0,13	0,06	0,16		
Fluoren	5	0,08	0,0392	0,26		
Fenantren	5	0,19	0,1112	0,50		
Antracen	5	0,05	0,0266	0,031	61 %	
Fluoranten	5	0,63	0,2704	0,17	271 %	59 %
Pyren	5	0,32	0,1674	0,28	14 %	
Benzo(a)antracen	5	0,26	0,1068	0,06	333 %	78 %
Krysen	5	0,3	0,1226	0,28	7 %	
Benzo(b)fluoranten	5	0,23	0,1078	0,24		
Benzo(k)fluoranten	5	0,18	0,0704	0,21		
Benzo(a)pyren	5	0,17	0,0782	0,42		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5	0,13	0,0612	0,047	177 %	30 %
Dibenzo(a,h)antracen	5	0,023	0,007	0,59		
Benzo(ghi)perylene	5	0,095	0,047	0,021	352 %	124 %
PCB 28	5	0,00025	0,00019			
PCB 52	5	0,00025	0,00019			
PCB 101	3	0,00065	0,00038333			
PCB 118	5	0,00025	0,00022			
PCB 138	5	0,0017	0,000794			
PCB 153	5	0,0018	0,000954			
PCB 180	5	0,0011	0,000538			
Sum PCB7	5	6,00E-03	3,27E-03	0,017	-65 %	-81 %
Tributyltinn (TBT-ion)	5	9,4	4,256	0,035	26757 %	12060 %

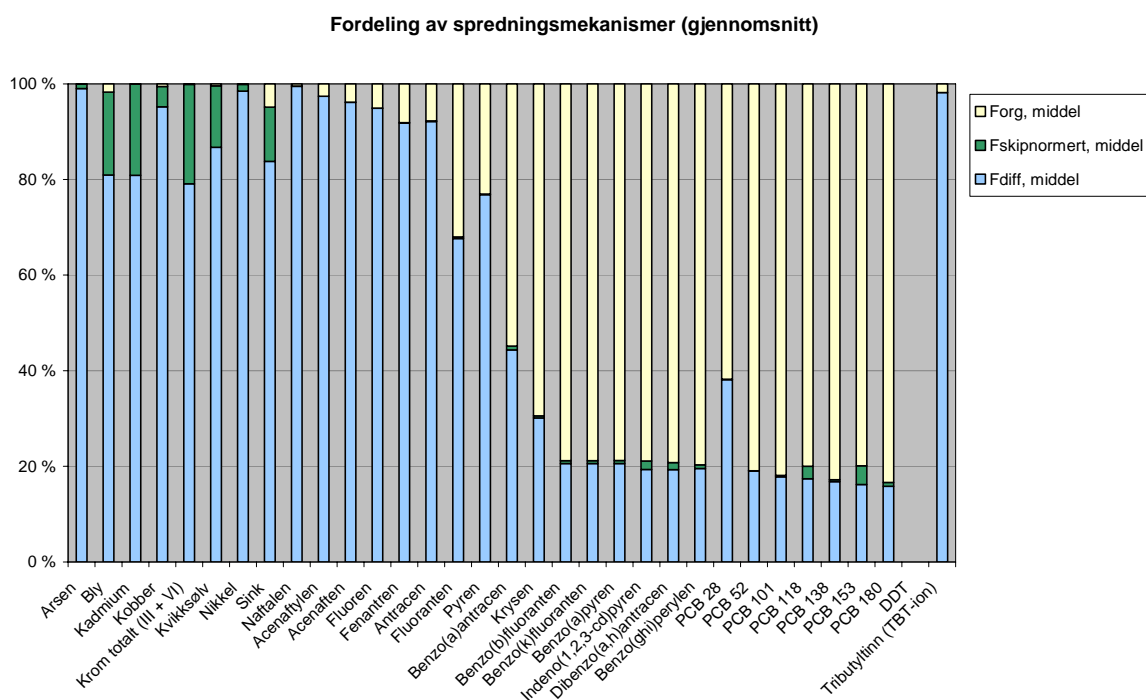
3.2 Trinn 2A, risiko for spredning

Beregnet spredning av tungmetaller, PAH, PCB og TBT ut fra sedimentet som følge av biodiffusjon, oppvirvling og transport via organismer er vist i Tabell 4. Det blir lagt mest vekt på at middelverdiene overskrider siden det er områdets samlede risiko som vurderes og ikke bare risikobidraget fra et enkelt prøvepunkt.

Tabell 4. Beregnet spredning (mg pr m² og år) av metaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT (hentet fra regnearket). Tabellen viser spredning ut fra den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maksimum spredning) og på basis av et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel spredning).

Stoff	Beregnet maksimal spredning				Beregnet middel spredning			
	F _{tot, maks} [mg/m ² /år]	F _{diff, maks} [mg/m ² /år]	F _{skipnormert, maks} [mg/m ² /år]	F _{org, maks} [mg/m ² /år]	F _{tot, middel} [mg/m ² /år]	F _{diff, middel} [mg/m ² /år]	F _{skipnormert, middel} [mg/m ² /år]	F _{org, middel} [mg/m ² /år]
Arsen	7,6471	7,5646	0,0808	0,0017	5,6078	5,5474	0,0592	0,0012
Bly	2,0364	1,6174	0,3842	0,0349	1,3350	1,0603	0,2518	0,0229
Kadmium	0,0103	0,0081	0,0021	0,0000	0,0069	0,0054	0,0014	0,0000
Kobber	74,1046	70,2177	3,4862	0,4007	50,0092	47,3862	2,3527	0,2704
Krom totalt (III + VI)	2,2861	1,7671	0,5165	0,0024	1,6358	1,2645	0,3696	0,0017
Kvikksølv	0,0040	0,0034	0,0006	0,0000	0,0024	0,0021	0,0003	0,0000
Nikkel	213,2462	209,7057	3,2821	0,2585	164,3045	161,5765	2,5288	0,1992
Sink	47,3901	39,2137	5,9037	2,2726	23,9196	19,7927	2,9798	1,1471
Naftalen	5,5540	5,5271	0,0008	0,0261	1,5420	1,5346	0,0002	0,0072
Acenaftalen	0,9541	0,9292	0,0002	0,0247	0,5695	0,5546	0,0001	0,0147
Acenaften	8,0843	7,7712	0,0023	0,3107	3,7312	3,5867	0,0011	0,1434
Fluoren	2,9051	2,7567	0,0012	0,1471	1,4235	1,3508	0,0006	0,0721
Fenantren	3,0210	2,7737	0,0024	0,2449	1,7681	1,6233	0,0014	0,1433
Antracen	0,6433	0,5927	0,0006	0,0500	0,3422	0,3153	0,0003	0,0266
Fluoranten	1,9683	1,3312	0,0069	0,6302	0,8448	0,5714	0,0030	0,2705
Pyren	2,1598	1,6589	0,0037	0,4972	1,1298	0,8678	0,0019	0,2601
Benzo(a)antracen	0,3281	0,1454	0,0028	0,1799	0,1348	0,0597	0,0011	0,0739
Krysen	0,7010	0,2112	0,0032	0,4866	0,2865	0,0863	0,0013	0,1988
Benzo(b)fluoranten	0,3593	0,0739	0,0025	0,2830	0,1684	0,0346	0,0012	0,1326
Benzo(k)fluoranten	0,2877	0,0592	0,0019	0,2266	0,1125	0,0231	0,0008	0,0886
Benzo(a)pyren	0,2596	0,0534	0,0018	0,2044	0,1194	0,0246	0,0008	0,0940
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0704	0,0136	0,0014	0,0555	0,0332	0,0064	0,0007	0,0261
Dibenzo(a,h)antracen	0,0149	0,0029	0,0002	0,0118	0,0045	0,0009	0,0001	0,0036
Benzo(ghi)perylene	0,1166	0,0227	0,0010	0,0928	0,0577	0,0113	0,0005	0,0459
PCB 28	0,0041	0,0016	0,0000	0,0026	0,0031	0,0012	0,0000	0,0019
PCB 52	0,0062	0,0012	0,0000	0,0050	0,0047	0,0009	0,0000	0,0038
PCB 101	0,0023	0,0004	0,0000	0,0019	0,0014	0,0002	0,0000	0,0011
PCB 118	0,0001	0,0000	0,0000	0,0001	0,0001	0,0000	0,0000	0,0001
PCB 138	0,0040	0,0007	0,0000	0,0033	0,0019	0,0003	0,0000	0,0015
PCB 153	0,0004	0,0001	0,0000	0,0004	0,0002	0,0000	0,0000	0,0002
PCB 180	0,0014	0,0002	0,0000	0,0011	0,0007	0,0001	0,0000	0,0006
Tributyltinn (TBT-ion)	2059,6462	2021,9560	0,4321	37,2582	932,5377	915,4728	0,1956	16,8692

Den prosentvise betydningen av de ulike spredningsveiene er vist i Figur 2.



Figur 2. Spredning av metaller, PAH-forbindelser, PCB og TBT vist som %-fordeling på de ulike spredningsveiene (hentet fra regnearket). Figuren viser % spredning ut fra et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middelverdi).

Figuren viser at viktigste spredningsvei varierer for de ulike forbindelsene. For metallene og TBT er det diffusjon fra sedimentene som er viktigste spredningsvei. Fordelingen av spredningsveiene for PAH viser at diffusjon fra sedimentene er viktigst for de med lavest molekylvekt, og at spredning via organismer i sedimentene er viktigst for de tyngre forbindelsene. Oppvirvling fra skipstrafikk er ikke den viktigste spredningsveien for noen av forbindelsene, men synes å ha en viss betydning for noen av metallene.

Beregnet total spredning av de ulike miljøgiftene basert på hhv maksimums- og gjennomsnittskonsentrasjoner er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Beregnet spredning sammenlignet med spredning fra et tenkt sediment som tilfredsstillende kravene i Trinn 1 (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelse på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel).

Stoff	Beregnet spredning		Spredning dersom C_{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 (mg/m ² /år)	F_{tot} overskrider tillatt spredning med:	
	$F_{tot, maks}$ (mg/m ² /år)	$F_{tot, middel}$ (mg/m ² /år)		Maks	Middel
Arsen	7,6500	5,6019	53,0000		
Bly	2,0400	1,3098	4,7000		
Kadmium	0,0103	0,0067	0,1340		
Kobber	74,100	49,774	11,6000	539 %	331 %
Krom totalt (III + VI)	2,2900	1,5989	26,5000		
Kvikksølv	0,0040	0,0024	0,0477		
Nikkel	213,00	164,05	32,2000	563 %	411 %
Sink	47,400	23,621	30,9000	54 %	
Naftalen	5,5500	1,5420	142,0000		
Acenaftalen	0,9540	0,5695	7,3800		
Acenaften	8,0800	3,7311	14,9000		
Fluoren	2,9100	1,4234	14,2000		
Fenantren	3,0200	1,7679	11,9000		
Antracen	0,6430	0,3422	0,5980	8 %	
Fluoranten	1,9700	0,8445	0,7960	147 %	6 %
Pyren	2,1600	1,1296	2,8300		
Benzo(a)antracen	0,3280	0,1346	0,1130	190 %	19 %
Krysen	0,7010	0,2864	0,9800		
Benzo(b)fluoranten	0,3590	0,1683	0,5610		
Benzo(k)fluoranten	0,2880	0,1125	0,5020		
Benzo(a)pyren	0,2600	0,1193	0,9600		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0704	0,0331	0,0379	86 %	
Dibenzo(a,h)antracen	0,0149	0,0045	0,5710		
Benzo(ghi)perylene	0,1170	0,0576	0,0385	202 %	50 %
PCB 28	0,0041	0,0031			
PCB 52	0,0062	0,0047			
PCB 101	0,0023	0,0014			
PCB 118	0,0001	0,0001			
PCB 138	0,0040	0,0019			
PCB 153	0,0004	0,0002			
PCB 180	0,0014	0,0007			
Sum PCB7					
Tributyltinn (TBT-ion)	2059,6	932,53	11,5	17805 %	8007 %

Risikoveilederen angir ikke noen allmenne akseptgrenser for spredning alene, og vi kjenner ikke til at det finnes lokale akseptgrenser for spredning. Tabell 5 viser hvor mange ganger totalspredningen fra sedimentene overskrider spredningen fra et referansesediment som akkurat tilfredsstillende grenseverdiene i Trinn 1 (dvs. som har en akseptabel økologisk risiko). Maksimumverdiene overskrider spredningen fra referansesedimentet for tre av metallene (Cu, Ni og Zn), 5 av PAH-komponentene og for TBT. Seks av gjennomsnittskonsentrasjonene overskrider referansespredningen. Spredning basert på gjennomsnittskonsentrasjonene gir det mest realistiske bildet av hva som transporteres ut av sedimentet og kan påvirke andre deler av økosystemet og human helse. Siden beregningene viser overskridelse også her, ansees risikoen knyttet til spredning isolert som for høy til å være akseptabel.

Som en kontroll på at spredningsberegningene er realistiske, har regnearket en rutine som beregner hvor lang tid det vil ta å tømme sedimentet for miljøgifter med den beregnede spredningen (Tabell 6). Hvis denne tiden er kort for et stoff betyr det at utlekkingen er så stor at sedimentene allerede burde ha vært tømt for stoffet. Siden stoffet finnes betyr det at beregningen overestimerer risikoen (gir for høy utlekking) eller at tilførselen til sedimentene også er betydelig. Det finnes sjelden data for å kunne sondre mellom disse årsakene. For stoffene TBT, naftalen, acenaftalen og acenaften er tid for å tømme sedimentene ett år eller mindre. Dette tyder på at beregnet spredning for disse stoffene er overestimert eller at det stadig er påfyll av disse forbindelsene til sedimentet. Vi regner det første som mest sannsynlig.

Tabell 6. Beregnet tid for å tømme sedimentet for de ulike forbindelsene (hentet fra regnearket). Tabellen viser tømmetid ut fra et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel).

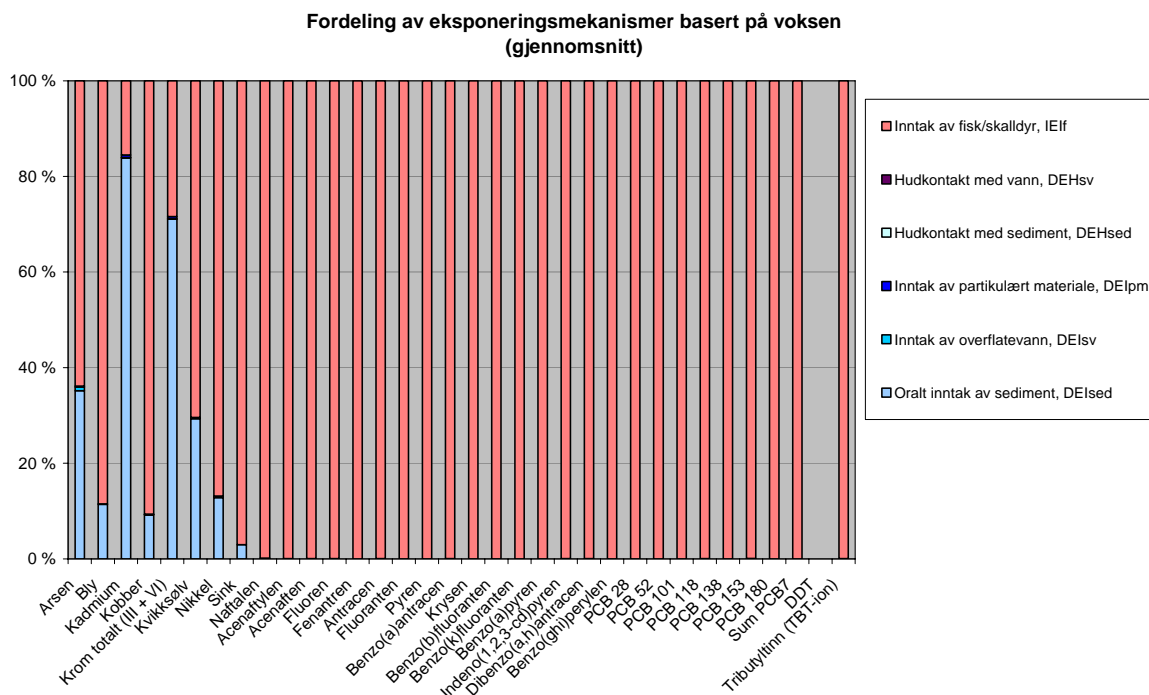
Stoff	Beregnet middel spredning		Tiden det tar å tømme sedimentet for gitt stoff, t_{tom} (år)
	$F_{tot, maks}$ [mg/m ² /år]	$F_{tot, middel}$ [mg/m ² /år]	Middel
Arsen	7,6500	5,6019	44,6
Bly	2,0400	1,3098	804,4
Kadmium	0,0103	0,0067	884,9
Kobber	74,100	49,774	200,2
Krom totalt (III + VI)	2,2900	1,5989	963,3
Kvikksølv	0,0040	0,0024	600,5
Nikkel	213,00	164,05	65,1
Sink	47,400	23,621	530,9
Naftalen	5,5500	1,5420	0,1
Acenaftalen	0,9540	0,5695	0,3
Acenaften	8,0800	3,7311	0,7
Fluoren	2,9100	1,4234	1,3
Fenantren	3,0200	1,7679	2,9
Antracen	0,6430	0,3422	3,5
Fluoranten	1,9700	0,8445	14,6
Pyren	2,1600	1,1296	6,7
Benzo(a)antracen	0,3280	0,1346	36,1
Krysen	0,7010	0,2864	19,5
Benzo(b)fluoranten	0,3590	0,1683	29,1
Benzo(k)fluoranten	0,2880	0,1125	28,5
Benzo(a)pyren	0,2600	0,1193	29,8
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0704	0,0331	84,0
Dibenzo(a,h)antracen	0,0149	0,0045	70,2
Benzo(ghi)perylene	0,1170	0,0576	37,1
PCB 28	0,0041	0,0031	2,7
PCB 52	0,0062	0,0047	1,8
PCB 101	0,0023	0,0014	12,6
PCB 118	0,0001	0,0001	123,0
PCB 138	0,0040	0,0019	19,3
PCB 153	0,0004	0,0002	185,6
PCB 180	0,0014	0,0007	37,0
Tributyltinn (TBT-ion)	2059,6	932,53	0,2

3.3 Trinn 2B, risiko for skade på human helse

For å kunne vurdere human eksponering for de ulike miljøgiftene i sedimentet blir det beregnet en total livstidsdose (som mg pr kg kroppsvekt pr dag gjennom hele livsløpet) basert på transport fra sedimentet til mennesker. Hovedveien er transport gjennom næringskjeden til fisk og skalldyr, men andre sannsynlige kontaktveier er også inkludert (se Figur 3). Denne livstidsdosen sammenlignes så med gitte grenseverdier: tolerabelt daglig inntak (TDI) for stoffer der dette er fastsatt av Mattilsynet eller maksimalt tolerabel risiko (MTR) for de øvrige stoffene. Siden mennesker utsettes for flere miljøgiftkilder er det satt en grense ved at bare 10 % av det totale inntaket i mennesker får stamme fra sedimenter (for TBT er grensen 100 % da man går ut fra at all påvirkning fra dette stoffet stammer fra sediment). Tabell 7 viser at det er overskridelser av beregnet livstidsdose for gjennomsnittnivået av stoffene sumPCB₇, TBT og benzo(a)pyren. Sedimentnivåene av sumPCB₇, TBT og benzo(a)pyren gir dermed for høy risiko for skade på human helse.

Tabell 7. Beregnet total livstidsdose (mg/kg/d), grense for human risiko (MTR/TDI 10 %) og overskridelse av beregnet total livstidsdose av MTR 10 % (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelse på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel).

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose overskrider MTR 10 % med:	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	1,20E-05	8,82E-06	1,00E-04		
Bly	1,45E-04	9,48E-05	3,60E-04		
Kadmium	1,85E-07	1,23E-07	5,00E-05		
Kobber	1,59E-03	1,07E-03	5,00E-03		
Krom totalt (III + VI)	4,90E-05	3,51E-05	5,00E-04		
Kvikksølv	9,70E-08	5,82E-08	1,00E-05		
Nikkel	1,11E-03	8,54E-04	5,00E-03		
Sink	7,90E-03	3,99E-03	3,00E-02		
Naftalen	8,56E-05	2,38E-05	4,00E-03		
Acenaftylen	8,07E-05	4,82E-05			
Acenaften	1,02E-03	4,69E-04			
Fluoren	4,81E-04	2,36E-04			
Fenantren	8,01E-04	4,69E-04	4,00E-03		
Antracen	1,63E-04	8,70E-05	4,00E-03		
Fluoranten	2,06E-03	8,85E-04	5,00E-03		
Pyren	1,63E-03	8,51E-04			
Benzo(a)antracen	5,89E-04	2,42E-04	5,00E-04	17,7 %	
Krysen	1,59E-03	6,50E-04	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	9,26E-04	4,34E-04			
Benzo(k)fluoranten	7,41E-04	2,90E-04	5,00E-04	48,3 %	
Benzo(a)pyren	6,69E-04	3,08E-04	2,30E-06	28974,0 %	13274,0 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,82E-04	8,54E-05	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	3,86E-05	1,17E-05			
Benzo(ghi)perylen	3,04E-04	1,50E-04	3,00E-03		
PCB 28	8,38E-06	6,37E-06			
PCB 52	1,63E-05	1,24E-05			
PCB 101	6,28E-06	3,70E-06			
PCB 118	2,42E-07	2,13E-07			
PCB 138	1,08E-05	5,06E-06			
PCB 153	1,15E-06	6,09E-07			
PCB 180	3,68E-06	1,80E-06			
Sum PCB7	4,69E-05	3,02E-05	2,00E-06	2244,4 %	1407,9 %
Tributyltinn (TBT-ion)	1,22E-01	5,52E-02	2,50E-04	48668,4 %	21980,7 %



Figur 3. Fordeling av eksponeringsmekanismer til mennesker basert på gjennomsnitt av alle sedimentprøvene

Figur 3 viser at risikoen for skade på human helse fra benzo(a)pyren, PCB₇ og TBT er knyttet til eksponering gjennom konsum av fisk og skalldyr.

3.4 Trinn 2C, risiko for økologisk skade

Ved vurdering av økologisk risiko skilles det mellom risiko for organismer som lever i direkte vedvarende kontakt med sedimentene og organismer i vannmassene for øvrig.

3.4.1 Risiko for sedimentlevende organismer

Risikovurdering for organismer i sedimentet baserer seg dels på Trinn 1, siden grenseverdiene her for konsentrasjoner og toksisitet utgjør grense for effekter ved kronisk eksponering ($PNEC_{\text{sediment}}$). I trinn 2 baseres den også på (i dette tilfellet) beregnede porevannskonsentrasjoner av de ulike miljøgiftene sammenlignet med tilsvarende kroniske $PNEC$ -verdier for konsentrasjoner i vann ($PNEC_{\text{vann}}$ eller $PNEC_w$).

Tabell 8 viser at beregnet porevannskonsentrasjon basert på gjennomsnittskonsentrasjonene i sedimentet overskrider $PNEC_w$ for 3 metaller (Cu, Ni og Zn), 4 av PAH-forbindelsene og TBT. Maksimumkonsentrasjonene overskrider $PNEC_w$ for ytterligere 2 PAH-forbindelser. Dette, sammen med konklusjonen fra Trinn 1, viser dermed at sedimentene utgjør en for høy risiko for skade på organismer i vedvarende kontakt med sedimentet.

Tabell 8. Beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med grenseverdi for økologisk risiko (hentet fra regnearket). Tabellen viser overskridelser på basis av den høyeste sedimentkonsentrasjonen (maks) og på basis av et gjennomsnitt for alle sedimentprøvene (middel).

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Grense-verdi for økologisk risiko, PNEC _w (ug/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon overskrider PNEC _w med:	
	C _{pv. maks} (mg/l)	C _{pv. middel} (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	1,14E-03	8,32E-04	4,8		
Bly	2,32E-04	1,52E-04	2,2		
Kadmium	1,54E-06	1,03E-06	0,24		
Kobber	1,34E-02	9,01E-03	0,64	1986,8 %	1308,3 %
Krom totalt (III + VI)	4,03E-04	2,89E-04	3,4		
Kvikksølv	5,30E-07	3,18E-07	0,048		
Nikkel	4,31E-02	3,32E-02	2,2	1858,4 %	1408,9 %
Sink	7,58E-03	3,82E-03	2,9	161,2 %	31,8 %
Naftalen	8,72E-04	2,42E-04	2,4		
Acenaftylen	1,64E-04	9,79E-05	1,3		
Acenaften	1,40E-03	6,45E-04	3,8		
Fluoren	5,23E-04	2,56E-04	2,5		
Fenantren	5,53E-04	3,24E-04	1,3		
Antracen	1,18E-04	6,29E-05	0,11	7,5 %	
Fluoranten	2,91E-04	1,25E-04	0,12	142,2 %	4,0 %
Pyren	3,62E-04	1,89E-04	0,023	1474,8 %	723,8 %
Benzo(a)antracen	3,46E-05	1,42E-05	0,012	188,2 %	18,4 %
Krysen	5,02E-05	2,05E-05	0,07		
Benzo(b)fluoranten	1,89E-05	8,84E-06	0,03		
Benzo(k)fluoranten	1,51E-05	5,91E-06	0,027		
Benzo(a)pyren	1,36E-05	6,27E-06	0,05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,70E-06	1,74E-06	0,002	84,9 %	
Dibenzo(a,h)antracen	7,86E-07	2,39E-07	0,03		
Benzo(ghi)perylen	6,19E-06	3,06E-06	0,002	209,5 %	53,1 %
PCB 28	4,10E-07	3,11E-07			
PCB 52	3,33E-07	2,53E-07			
PCB 101	1,28E-07	7,54E-08			
PCB 118	4,92E-09	4,33E-09			
PCB 138	2,21E-07	1,03E-07			
PCB 153	2,34E-08	1,24E-08			
PCB 180	7,50E-08	3,67E-08			
Sum PCB7	1,19E-06	7,96E-07			
Tributyltinn (TBT-ion)	5,70E-01	2,58E-01	0,0002	2712841,7 %	1228282 %

3.4.2 Risiko for øvrige lokale akvatiske organismer

Risikovurdering for organismer i vannet over sedimentet baserer seg på beregnet konsentrasjon av den enkelte miljøgift i vannmassene som følge av spredning fra sedimentene og fortykning i vannmassene (det siste beregnet fra totalt vannvolum og oppholdstid av vannet i bassenget over sedimentet). Dette betegnes ofte som PEC (Predicted Environmental Concentration). I Tabell 9 er resultatene av disse beregningene vist og forholdet mellom PEC og grenseverdi for effekter i vannmassene ($PNEC_w$) vist. Resultatene viser at PEC overskrider $PNEC_w$ bare for TBT, men at denne overskridelsen er meget stor. Dette betyr at sedimentene, på grunn av utlekking av TBT, også utgjør en for høy risiko for skade på organismer i de overliggende vannmassene.

Tabell 9. Beregnet sjøvannskonsentrasjon av miljøgifter grunnet spredning fra sedimentet (C_{sv}) og beregnet overskridelse av $PNEC_w$ for akvatiske organismer.-

Stoff	$F_{tot, \text{ middel}}$ [mg/m ² /år]	$F_{diff, \text{ middel}}$ [mg/m ² /år]	$F_{\text{skipnormert, middel}}$ [mg/m ² /år]	$F_{org, \text{ middel}}$ [mg/m ² /år]	C_{sv} µg/l	$PNEC_w$ µg/l	% overskridelse
Arsen	5,61E+00	5,55E+00	5,92E-02	1,25E-03	0,0007	4,8	
Bly	1,33E+00	1,06E+00	2,52E-01	2,29E-02	0,0002	2,2	-100 %
Kadmium	6,86E-03	5,43E-03	1,42E-03	3,08E-06	0,0000	0,24	-100 %
Kobber	5,00E+01	4,74E+01	2,35E+00	2,70E-01	0,0060	0,64	-99 %
Krom totalt (III + VI)	1,64E+00	1,26E+00	3,70E-01	1,73E-03	0,0002	3,4	
Kvikksølv	2,41E-03	2,06E-03	3,39E-04	9,54E-06	0,0000	0,048	-100 %
Nikkel	1,64E+02	1,62E+02	2,53E+00	1,99E-01	0,0197	2,2	
Sink	2,39E+01	1,98E+01	2,98E+00	1,15E+00	0,0027	2,9	-100 %
Naftalen	1,54E+00	1,53E+00	2,12E-04	7,25E-03	0,0002	2,4	-100 %
Acenaftylen	5,69E-01	5,55E-01	1,06E-04	1,47E-02	0,0001	1,3	-100 %
Acenaften	3,73E+00	3,59E+00	1,07E-03	1,43E-01	0,0004	3,8	-100 %
Fluoren	1,42E+00	1,35E+00	5,89E-04	7,21E-02	0,0002	2,5	-100 %
Fenantren	1,77E+00	1,62E+00	1,40E-03	1,43E-01	0,0002	1,3	-100 %
Antracen	3,42E-01	3,15E-01	3,26E-04	2,66E-02	0,0000	0,11	-100 %
Fluoranten	8,45E-01	5,71E-01	2,97E-03	2,70E-01	0,0001	0,12	-100 %
Pyren	1,13E+00	8,68E-01	1,91E-03	2,60E-01	0,0001	0,023	-100 %
Benzo(a)antracen	1,35E-01	5,97E-02	1,15E-03	7,39E-02	0,0000	0,012	-100 %
Krysen	2,86E-01	8,63E-02	1,32E-03	1,99E-01	0,0000	0,07	-100 %
Benzo(b)fluoranten	1,68E-01	3,46E-02	1,16E-03	1,33E-01	0,0000	0,03	-100 %
Benzo(k)fluoranten	1,13E-01	2,31E-02	7,55E-04	8,86E-02	0,0000	0,027	-100 %
Benzo(a)pyren	1,19E-01	2,46E-02	8,38E-04	9,40E-02	0,0000	0,05	-100 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,32E-02	6,40E-03	6,54E-04	2,61E-02	0,0000	0,002	-100 %
Dibenzo(a,h)antracen	4,54E-03	8,74E-04	7,48E-05	3,59E-03	0,0000	0,03	-100 %
Benzo(ghi)perylene	5,77E-02	1,13E-02	5,03E-04	4,59E-02	0,0000	0,002	-100 %
PCB 28	3,15E-03	1,20E-03	2,23E-06	1,95E-03	0,0000		
PCB 52	4,69E-03	8,94E-04	2,20E-06	3,79E-03	0,0000		
PCB 101	1,38E-03	2,46E-04	4,14E-06	1,13E-03	0,0000		
PCB 118	8,14E-05	1,41E-05	2,35E-06	6,49E-05	0,0000		
PCB 138	1,87E-03	3,14E-04	8,54E-06	1,55E-03	0,0000		
PCB 153	2,34E-04	3,77E-05	1,02E-05	1,86E-04	0,0000		
PCB 180	6,61E-04	1,05E-04	5,76E-06	5,51E-04	0,0000		
Tributyltinn (TBT-ion)	9,33E+02	9,15E+02	1,96E-01	1,69E+01	0,1100	0,0002	52293 %

3.5 Samlet risikovurdering Trinn 2

Beregningene i følge risikoveilederens Trinn 2 viser at spredningen av miljøgifter fra sedimentet til andre deler av økosystemet, basert på gjennomsnittskonsentrasjonene i sedimentet, overskrider spredningen fra et sediment som i Trinn 1 ansees å ha ubetydelig risiko. Isolert sett ansees derfor risikoen knyttet til spredning som for høy.

Risikoen for skade på human helse ved konsum av lokal sjømat er heller ikke akseptabel på grunn av beregnet utlekking av sumPCB₇, TBT og benzo(a)pyren. Den påviste risikoen for skade på human helse er bare reell dersom det fanges og konsumeres fisk eller skalldyr fra området rett utenfor verftet. Vi har ikke informasjon til å kunne bedømme dette nærmere, men en slik bedømmelse bør gjøres i forkant av en eventuell tiltaksplan. En slik vurdering vil i praksis utgjøre et Trinn 3 element i risikovurderingen.

Beregningene viser videre at sedimentene utgjør en risiko for skade på organismer i vannmassene p.g.a. utlekkingen av TBT. Det er også en risiko for skade på organismer som lever i sedimentene på grunn av for høyt nivå av kobber, sink, nikkel, fire PAH-forbindelser og TBT.

3.6 Risikovurdering Trinn 3

I følge SFTs retningslinjer krever konklusjonene fra risikovurderingen ovenfor at det må gjennomføres en tiltaksplanlegging. Det er imidlertid rom for å gjennomføre et Trinn 3 av risikovurderingen før en eventuell tiltaksplanlegging settes i gang. Dette kan være nyttig dersom det er tvil om at den beregnede risikoen er reell ut fra de stedlige forholdene, og at en mer lokalbasert vurdering kanskje vil konkludere med at risikoen fra sedimentene likevel er akseptabel.

For sedimentene utenfor Ankerløkken Eigedom er det først og fremst TBT som bidrar til risikobildet, og det ville derfor være mest å tjene på å gjøre lokale målinger for bedre risikoberegningene for TBT. Vi er likevel sterkt i tvil om at en Trinn 3 vurdering vil kunne "friskmelde" sedimentene. Ved et annet norsk verft ble det i 2008 gjort lokale målinger av reell utlekking av TBT fra sedimentet (Bakke m. fl. 2008). Denne utlekkingen var bare ca 4 % av den som ble beregnet i Trinn 2. Hvis dette forholdet er representativt for den TBT som finnes utenfor norske skipsverft, ville utlekkingen fra sedimentene utenfor Ankerløkken fortsatt overskride utlekkingen fra et sediment som tilfredsstiller Trinn 1 med henimot 320 %. Vi mener derfor at et antakelig er lite å vinne ved å gjennomføre et Trinn 3.

4. Tiltaksvurdering, bunnsedimenter

4.1 Miljømål

Så vidt vi har kunnet finne ut er det ikke etablert overordnede miljømål eller spesifikke miljømål som kan gi grunnlag for å etablere spesifikke mål for et sedimentiltak utenfor Ankerløkken. Førdefjorden har imidlertid etter St.prp. nr 79 (2001-2002) status som laksefjord, dvs. med særlig beskyttelse av laksen. Vi foreslår derfor at et mål bør være at risikoen fra sedimentene for skade på laks etter tiltak er akseptabel. I følge kapittel 4.4.2 utgjør TBT i sedimentet en risiko for skade på organismer i vannet over sedimentet. Siden laksen først og fremst vandrer gjennom området og neppe heller er blant de mest ømfintlige organismene som $PNEC_w$ for TBT er basert på, anser vi likevel at risikoen for skade på laksen i fjorden som liten, og at dette målet allerede er oppnådd.

Et annet mål bør være at bidraget fra sedimentet til risikoen for skade på human helse ved konsum av laks og annen lokal sjømat er akseptabel. I praksis betyr dette at miljøgiftnivået i det øvre, bioaktive laget etter tiltak ikke skal overskride Klasse II i SFTs klassifiseringssystem for sedimenter. I et sandig sediment bør det bioaktive laget kunne defineres som de øvre 10 cm. Oppfyllelse av dette målet krever tiltak.

4.2 Tiltaksalternativer

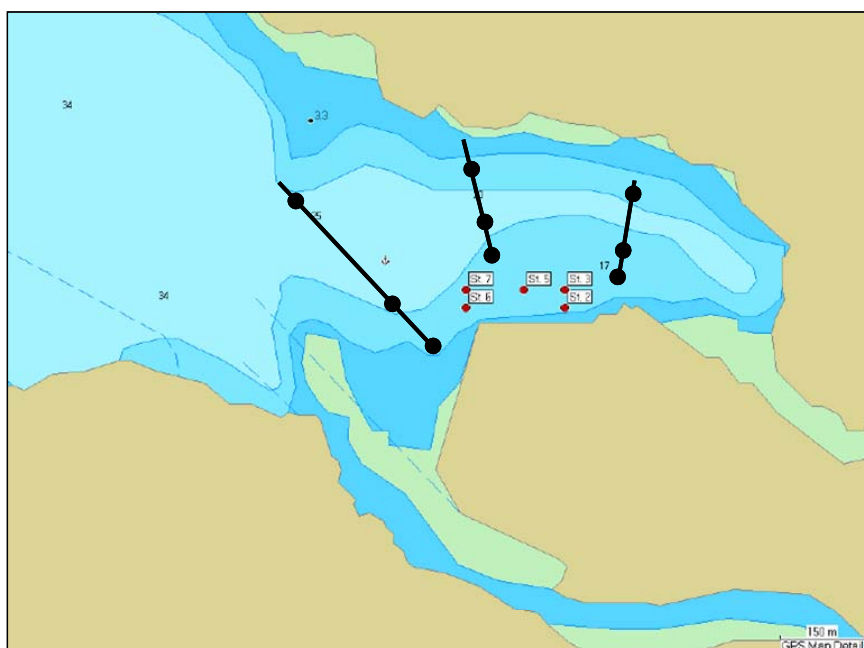
Prinsippet om at tiltaksmetoder skal være lokalt tilpasset er viktig. I realiteten er det tre alternativer som er aktuelle. I mange tilfeller kan det være hensiktsmessig å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område ved å dele opp området.

- **Mudring.** Erfaring viser at man etter mudring som oftest sitter igjen med et løst toppsjikt av restmateriale som kan ha høyere miljøgiftkonsentrasjoner enn de opprinnelige toppsedimentene. Av disse grunnene er det relativt stor enighet i fagmiljøene i dag om at man bør unngå å mudre forurensede sedimenter dersom det ikke er nødvendig for å øke seilingsdyp eller av andre praktiske hensyn. Tildekking er et klart foretrukket alternativ. Hvis mudring anbefales bør akseptkriteriet være at gjennomsnittskonsentrasjonene i det nye bioaktive laget, inklusive dette sjiktet, utgjør en akseptabel risiko.
- **Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av sand eller lignende).** Tildekking med egnede, rene masser vil på en rask måte oppfylle akseptkriteriet. En forutsetning er at bioturbasjonen fra faunaen som etablerer seg i dekklaget ikke blander opp underliggende masser til høyere nivåer enn at risikoen er akseptabel. En annen forutsetning er de topografiske forholdene ligger til rette for tildekking. Utenfor Ankerløkken har sedimentbunnen relativt liten skråning slik at det bør være mulig å legge ut et dekklag uten fare for geoteknisk destabilisering og utrasning.
- **Naturlig restitusjon.** I situasjoner hvor forurensningstilførslene har vært store tidligere og hvor det er iverksatt rensetiltak eller avskjæring av kilder vil de dypere delene av sedimentene være mer forurenset enn overflatelaget, og gradvis naturlig overdekking med rent sediment vil etter hvert gi akseptabel risiko. Vi kjenner ikke vertikalprofilen av forurensningen i sedimentet utenfor Ankerløkken og derfor ikke hvordan sedimenteringen er. Relativt grovt sediment indikerer at sedimenteringshastigheten er liten og at naturlig restitusjon derfor vil ta uakseptabel lang tid, men hvis sedimenteringen skyldes tilførsel av elvesand kan den være høy. Nytt av naturlig restitusjon kan derfor først vurderes når man vet noe om profilene.

4.3 Behov for tilleggsundersøkelser

Sedimentundersøkelsene som er gjort er omfattende nok for å fastslå at risikoen fra sedimentene er for høy og at tiltak må planlegges. De omfatter imidlertid bare overflateprøver i et lite lokalt areal, og gir ikke godt nok grunnlag for selve tiltaksplanleggingen. Vi vurderer behovet for tilleggsinformasjon til følgende.

I utgangspunktet foreslås tildekking, alternativt naturlig restitusjon, men før dette planlegges må man avgrense et aktuelt tiltaksområde. Dette innebærer at man må beskrive forurensningen i overflatelaget utenfor det undersøkte området, eksempelvis langs 3 linjer som vist i Figur 4. Analyseprogrammet bør tilsvare det som allerede er gjort.



Figur 4. Forslag til stasjonsnett som grunnlag for å avgrense tiltaksområdet utenfor Ankerløyken Eieendom.

Ved tildekking må det som minimum brukes rene masser like grove som dagens sediment for å unngå gradvis erosjon av dekklaget. I områder der det blir liten avstand mellom skipspropeller og bunn må tildekkingen også motstå denne type erosjon. Dette kan innebære bruk av grov stein eller betongmadrasser. Dersom en tildekking vil gi for liten seilingsdybde, kan det være aktuelt å mudre helt lokalt før tildekking. For å bestemme egnet tildekkingsmateriale, behovet for eventuell lokal mudring og tykkelsen på det laget som i så fall fjernes, må det forventede fremtidige båttrafikk mønster rett utenfor Ankerløyken beskrives. Skipsstørrelsen vil bestemme både seilingsdyp og dyp for propellererosjon.

For å vurdere om naturlig restitusjon vil være akseptabelt, må man beskrive om det foregår slik restitusjon i dag (dvs at forurensningen er lavest nær sedimentoverflaten). Dette kan best belyses ved analyse av miljøgiftprofil og andre sedimentegenskaper i kjerneprøver. Man bør også vite hvor stor sedimentasjonen er. Dette kan best belyses ved aldersdatering av en kjerneprøve eller bruk av sedimentfeller.

Disse undersøkelsene bør gjennomføres før man går videre med tiltaksplanleggingen på sediment.

5. Konklusjoner og anbefalinger

Trinn 2 i SFTs risikoveileder for forurenset sediment viser at miljøgiftene PAH (enkelte forbindelser), PCB (sum PCB₇) og TBT i bunnsedimentene utenfor tidligere Ankerløkken verft i Førde representerer risiko for skade på human helse ved transport til lokal sjømat. Vurderingen viser også at flere av miljøgiftene i sedimentet (kobber, nikkel, sink, flere PAH-forbindelser og TBT) utgjør en risiko for skade på sedimentlevende organismer, og at TBT i sedimentet utgjør risiko for skade på organismer i vannmassene over.

Disse konklusjonene tilsier formelt at man må gjennomføre en tiltaksplanlegging for sedimentene. Før man gjennomfører tiltaksplanleggingen anbefales det at man kartlegger den horisontale og vertikale utbredelsen av miljøgiftene i sedimentet bedre, både for å kunne avgrense et aktuelt tiltaksområde og fastslå om det allerede foregår en naturlig restitusjon ved sedimentasjon av rent materiale. Videre bør mønsteret for sedimentering av naturlig materiale beskrives for å bedømme om naturlig forbedring er et aktuelt tiltaksalternativ. Videre bør fremtidig skipstrafikk til Ankerløkken-området beskrives som grunnlag for å planlegge type og omfang av eventuell tildekking på sjøbunnen lokalt.

6. Referanser

Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. SFT-rapport TA-2230/2007.

Bakke, T., Håvardstun, J., Næs, K., Schaanning, M., Oug, E., Rygg, B., 2008. Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen. Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering. NIVA rapport nr 5669-2008. 80 s.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no