



RAPPORT LNR 5133-2006

# Tiltaksplan for forurensede sedimenter – Sandefjordsfjorden

Fase 2.



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86  
Telefax (47) 54 63 87

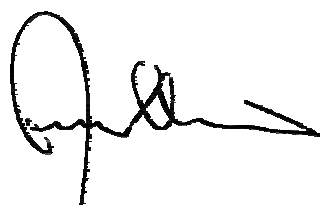
Tittel Tiltaksplan for forurensede sedimenter – Sandefjordsfjorden. Fase 2.	Løpenr. (for bestilling) 5133-2006	Dato 20.12.05
	Prosjektnr. Undernr. 25253	Sider Pris 34
Forfatter(e) Jens Skei Ole Jakob Hansen, Sandefjord kommune	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Vestfold	Oppdragsreferanse
---	-------------------

**Sammendrag**

Det er gjort en samlet vurdering av behov for tiltak som kan ha positive effekter på sjømiljøet i området Trangsholmene – Sandefjord i Sandefjordsfjorden. Det er lagt vekt på at det skal være tett kobling mellom miljømål, brukerinteresser og investeringer i tiltak og at tiltakene skal være lokalt tilpasset. Tiltak som hindrer ytterligere spredning av miljøgifter er vektlagt, samtidig som det er et overordnet mål at miljøtilstanden i hele Sandefjordsfjorden skal bedres på sikt. De delområdene hvor tiltak er vurdert er Kamfjordkilen (endring i navigeringsmønsteret for ferjene og eventuelt tildekking i et begrenset område), Framnes (tildekking av ca. 34.000 m<sup>2</sup> sjøbunn eventuelt mudring av 20.000 m<sup>3</sup> masse), Gimle (avklare kildespørsmålet og eventuelt omfanget av tilførsler fra land) og Hestekoene (0-tiltak, fjerning av 25.000 m<sup>3</sup> masse eller tildekking med 7.000 m<sup>3</sup> sand). Kostnadene av disse tiltakene er grovt anslått til 8,4-26 mill. NOK. Det er anbefalt en spleiselagsmodell for finansiering som involverer både problemeiere (forurenserne) og de som har spesiell nytte av en miljøforbedring, basert på frivillighet framfor pålegg. Det påpekes at det fortsatt mangler detaljkunnskap om mange av de potensielle tiltaksområdene som må framskaffes før reell risiko kan fastslås og beslutninger tas.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Vestfold fylke</li> <li>2. Tiltaksplan</li> <li>3. Forurensede sedimenter</li> <li>4. Fase 2.</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Vestfold county</li> <li>2. Remediation plan</li> <li>3. Contaminated sediments</li> <li>4. Phase 2.</li> </ol>
---	--



Prosjektleder  
Jens Skei



Kristoffer Næs  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4844-7



Ansvarlig  
Øyvind Sørensen

# Tiltaksplan for forurensede sedimenter – Vestfold fylke

Fase 2

## **Forord**

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Fylkesmannen i Vestfold å utarbeide en rapport for fase 2 knyttet til fylkesvise tiltaksplaner for forurensede sedimenter. Rapporten er utarbeidet i henhold til SFTs veiledning.

Hos oppdragsgiver har Sigrun Ringvold Børresen og Berit Løkken vært kontaktpersoner. Ole Jakob Hansen, Sandefjord kommune har skrevet kap.3.

Oslo, 20.12.05

*Jens Skei*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Faktagrunnlag, områdebeskrivelse og forurensningskilder</b>	<b>8</b>
<b>2. Miljømål</b>	<b>11</b>
<b>3. Brukerinteresser</b>	<b>13</b>
<b>4. Tiltaksplan</b>	<b>14</b>
4.1 Veileder for risikovurdering av forurenset sediment	15
4.2 Tiltak i Sandefjordsfjorden	15
4.2.1 Kamfjordkilen	16
4.2.2 Hesteskoen	17
4.2.3 Stub småbåthavn	18
4.2.4 Framnes	18
4.2.5 Gimle	19
4.2.6 Området Gimle – Trangsholmene	19
4.2.7 Oppsummering av forslag til tiltak	20
<b>5. Kostnader</b>	<b>22</b>
5.1 Kostnadsoverslag	22
5.1.1 Kamfjordkilen	23
5.1.2 Hesteskoen	23
5.1.3 Stub båthavn	24
5.1.4 Framnes industriområde	24
5.1.5 Gimle	24
5.1.6 Samlet oversikt over kostnader knyttet til sedimenttiltak i Sandefjordsfjorden.	24
5.1.7 Forslag til finansieringsmodell.	24
<b>6. Referanser</b>	<b>26</b>
<b>7. Vedlegg.</b>	<b>27</b>

---

## Sammendrag

Fylkesvis tiltaksplan fase 2 skal være et styringsdokument og et grunnlag for beslutninger om eventuelle tiltak knyttet til forurenset sjøbunn og tiltak på land som kan influere på sjømiljøet. Planen skal avklare hva som er sentrale miljøproblemer og hvilke miljøforbedringer som må til for å nå miljømålene. Tiltakene skal være risikobaserte og kost-nytte-effektive og det skal være mulig å dokumentere effekten av tiltakene. Forslagene til tiltak er en vurdering av hva som **kan** gjøres. Før tiltak iverksettes vil det være behov for mer detaljerte undersøkelser i hvert delområde, samt en oppdatert risikovurdering av delområdene og en formell kost-nytte- analyse. Det legges vekt på at planen skal være helhetlig.

Forurensningssituasjonen i Sandefjordsfjorden er innfløkt på grunn av mange forurensningskilder (historiske og nåtidige), bredt spekter av miljøgifter (metaller, oljerelaterte forbindelser, klororganiske forbindelser inkludert pesticider og TBT), store gruntvannsområder og mange brukerinteresser (småbåthavner, ferjetrafikk, fjordby-utvikling, industrivirksomhet).

Sedimentene er forurenset i store deler av Sandefjordsfjorden. Det innebærer at det må gjøres en vurdering av miljøgevinst som oppnås ved å velge ut noen mindre arealer som er spesielt forurenset, og hvor tiltak (fjerning av sediment eller tildekking på stedet) gjennomføres. Hvis det viktigste målet er å redusere spredning av forurensning fra sterkt forurensede områder til mindre forurensede områder, så vil "hot-spot-opprydding" ha en positiv effekt. Derimot vil opprydding i små utvalgte områder neppe ha stor innflytelse på human helse (forurensning av sjømat) og økologiske forhold (biologisk mangfold) i fjorden som helhet.

De lokale ambisjonsnivåene eller scenariene som er valgt av styringsgruppen for tiltaksplanene for Sandefjordsfjorden er :

- La naturen ordne opp selv (O-tiltak)
- Stanse spredningen av forurensning fra de mest forurensede arealene
- Sørge for at forurensede sedimenter ikke medfører økologiske effekter

I tillegg er det poengtert at kommunen selv har et overordnet mål om bidra til en positiv utvikling når det gjelder miljøgifter i fjorden.

I fase 1 av tiltaksplanen er det gitt en oversikt over status når det gjelder sedimentforurensning, faktagrunnlag, landbaserte kilder og identifisering av høyrisikoområder. Det ble ikke gjennomført nye undersøkelser under fase 1. I etterkant av fase 1 er det gjennomført tilleggsundersøkelser for å bedre grunnlaget for fase 2, inkludert en detaljert undersøkelse av forurensningstilstanden i Hesteskoen, Stub og på Framnes, målinger av sedimenttilvekst, en vurdering av betydningen av ferjetrafikken i forbindelse med spredning av forurensning og en forenklet risikovurdering knyttet til de områdene som er potensielle risikoområder. I tillegg er det gjennomført nye undersøkelser i nærheten av Jotuns industriområde ved Gimle og grunntekniske undersøkelser på Framnes. Det er i 2005 også gjort nye målinger av organiske miljøgifter i torskelever som generelt viser en nedgang i forhold til 1997, spesielt i indre fjord (se Vedlegg).

Fase 1 og påfølgende undersøkelser har identifisert fem potensielle tiltaksområder innenfor Tranga:

- Kamfjordkilen
- Hesteskoen småbåthavn
- Stub småbåthavn
- Framnes
- Gimle

Forslag til tiltaksplan for disse områdene er basert på alt tilgjengelig faktagrunnlag, samt risikovurdering i forhold til spredning av miljøgifter og effekter på fjordens økosystem. Tiltaksplanen er basert på en helhetsvurdering hvor delområdene ikke vurderes isolert, men ses på samlet. Det overordnede mål er å gjøre tiltak som gir en standardhevning på miljøet i hele Sandefjordsfjorden. Viktigheten av kost-nytte-prinsippet, og at det skal være mulig å dokumentere en miljøgevinst, er påpekt. Det er besluttet å avvente fastsettelse av lokale tiltaks mål i påvente av en vurdering av hvilke tiltak som vil bli anbefalt. Målsettingen om å stanse spredning av forurensing fra høyrisikoområder til andre deler av fjorden, og målet om at forurensete sedimenter ikke skal forårsake økologiske skadeeffekter, er å betrakte som langsiktige, regionale forvaltningsmål.

Ut fra en helhetsvurdering og en skjønnsmessig vurdering av forventet oppnåelse av miljømål og miljøgevinst foreslås følgende tiltaksplan:

OMRÅDE	Tiltak (alt.1)	Tiltak (alt 2.)	Tiltak (alt.3)	Tentative kostnader (mill NOK)	Prioritering
Kamfjordkilen	Endre navigeringsmønsteret for ferjene	Dekke til med grove dekkmasser i navigeringstraceen		Alt. 1 – er gjennomført Alt. 2 (5-10)	Alt.1
Hesteskoen	Mudre 25. 000 m <sup>3</sup> . Deponeringsalternativ ikke avklart	Dekke til 27.000 m <sup>2</sup> . Tilgang på dekkmasse ikke avklart	0- tiltak	Alt. 1 (6-9) Alt. 2 (2,5-4) Alt. 3 (0)	Alt.3
Stub	0- tiltak			Alt. 1 (0)	Alt.1
Framnes	Mudre 20.000 m <sup>3</sup> . Deponeringsalternativ ikke avklart	Dekke til 34.000 m <sup>2</sup> .		Alt. 1 (5-7) Alt. 2 (3,4)	Alt.2
Gimle	Avklare om det er landbaserte kilder			Alt. 1 (?)	Alt.1
Gimle -Tranga	0-tiltak			Alt.1 (0)	Alt.1

De totale kostnadene basert på disse alternativene (alt. 1,2 eller 3) kan anslås mellom 8,4 – 26 millioner (billigste og dyreste alternativ).

Ved å endre navigeringsrutinene til ferjene forventes at transporten av forurensete sedimentpartikler fra havnebassenget og inn i **Kamfjordkilen** reduseres. Samtidig vil mindre oppvirvling i havna føre til bedre vannkvalitet generelt. Tiltaket er allerede gjennomført og det gjenstår å dokumentere effekten av tiltaket med feltmålinger (måling av turbiditet og bruk av sedimentfeller). Hvis tilsiktet effekt ikke oppnås bør alternativ 2 vurderes.

**Hesteskoen** er et innelukket system med dårlig vannutskiftning og dårlig oksygenforhold i sedimentet. Det er lite sannsynlig at Hesteskoen er et problem i forhold til spredning av miljøgifter til omliggende områder. Bruk av Hesteskoen som småbåthavn med tilstrekkelig seilingsdyp vil på sikt kreve mudring. Ut fra en lokal miljøbetragtning alene vil tildekking være akseptabelt for å bedre vannkvaliteten i Hesteskoen, men neppe forenlig med bruken av Hesteskoen som småbåthavn og krav til seilingsdyp. 0-tiltak er derfor foreslått.

Sedimentkvaliteten på **Stub** er i bedring og det vil neppe være kost-nytte-effektivt å gjøre tiltak. Derfor foreslås 0-tiltak (naturlig restaurering).

På **Framnes** er sedimentene betydelig forurenset. Datagrunnlaget er spinkelt og før tiltak eventuelt besluttes bør det gjennomføres en bedre dokumentasjon av reell risiko i forhold til spredning og reell risiko i forhold til giftighet av sedimentene og bioakkumulering, i henhold til anbefalinger i risikoveilederen knyttet til risiko for økosystemet. Med utgangspunkt i dagens kunnskap om området foreslås tildekking (alt.2).

Ved Jotuns fabrikker på **Gimle** er det påvist betydelig forurensning både på land og i sjøområdet utenfor. Kvantifisering av mulige kilder og deres relative betydning vil være avgjørende for hvilke tiltak som eventuelt bør iverksettes og dette foreslås derfor som tiltak (alt.1).



---

# 1. Faktagrunnlag, områdebeskrivelse og forurensningskilder

Tiltak mot forurensede sedimenter er kostbart, og det er viktig å ha et godt grunnlag for å ta stilling til om tiltak er nødvendig, og eventuelt hvilke typer tiltak som har lav risiko, er kostnadseffektive og hvor det med stor sikkerhet kan forventes å dokumentere en miljøgevinst. Hvis målsettingen med et tiltak er formulert slik at det ikke kan forventes å dokumentere miljøgevinst, så bør ikke kostnadskrevende tiltak gjennomføres.

I Norge er følgende tiltaksalternativer knyttet til forurenset sjøbunn vurdert som aktuelle:

1. 0-tiltak, dvs. at det er indikasjoner på at sedimentkvaliteten er i bedring og at det ikke er kosteffektivt å gjøre tiltak. I stedet følges situasjonen opp ved regelmessig overvåkning. I områder hvor man kjenner til den årlige sedimenttilveksten er det mulig å forutsi når kvaliteten i overflatesedimentet vil bli akseptabel.
2. Tildekking av sedimentene der de ligger, enten i form av tykke lag (30-50 cm) eller tynnsjikttildekking (10-15 cm).
3. Mudring av masser og deponering i strandkantdeponi, landdeponi, gruntvannsdeponi eller dypvannsdeponi.

Kostnadsomfanget for disse tre alternativene øker i rekkefølgen 1 til 3 (se kap.5).

En hovedforutsetning for å gjøre sedimenttiltak er at det er noenlunde kildekontroll. Det vil aldri være 100 % kildekontroll, men det må sannsynliggjøres at landbaserte kilder eller andre kilder utgjør et lite bidrag i forhold til sedimentet som forurensningskilde.

En annen vesentlig faktor ved tiltaksplanlegging er kriterier for valg av tiltaksområde. Et tiltak som omfatter et lite areal som er sterkt forurenset (hot spot) innenfor et større areal som er middels forurenset, kan ha en positiv effekt hvis det lille arealet er et spredningsområde dvs. et kildeområde. En slik opprydding vil neppe i stor grad ha innvirkning på opptak av miljøgifter i fisk og kostholdsråd, fordi dette er mer influert av den regionale sedimentkvaliteten og andre tilførsler. Dette viser hvor viktig det er å koble målsetting opp mot de tiltak som gjennomføres. Det viser også viktigheten av å skille mellom lokale tiltaks mål og regionale, langsiktige forvaltningsmål (for eksempel kostholdsråd).

Faktagrunnlaget for tiltaksplan for Vestfold fylke med Sandefjord i fokus er stort fordi det er blitt gjort miljøundersøkelser helt fra 70-tallet og fram til i dag (se referanseliste i denne rapporten og i rapporten fra fase 1). I forbindelse med sedimenter så er det gjennomført et pilotprosjekt innerst i fjorden (Kamfjordkilen), slik at faktagrunnlaget her er betydelig bedre enn vanligvis er tilfelle i andre områder hvor tiltaksplaner skal utarbeides.

Det området som ble vurdert i fase 1 var området innenfor Trangsholmene (fig.1). Området ble delt i 8 delområder (fig.2). Fase 1 konkluderte med å utpeke 3 delområder (Hesteskoen, Framnes og småbåthavna/Stub) som potensielle tiltaksområder (områder med høy og medium risiko). Veritas gjorde oppfølgende sedimentundersøkelser i disse tre områdene (Veritas, 2005a). Alle disse tre områdene har svært høyt innhold av TBT i overflatesedimentene. Ellers er det påvist betydelige konsentrasjoner av både kvikksølv og PCB. Generelt viser analyser av sedimentkjerner at nivåene av forurensning avtar opp mot overflaten. Det innebærer at tilførslene av forurensning har avtatt de siste årene og at sedimentkvaliteten utvikler seg positivt.

Når det gjelder kildesporing knyttet til miljøgiftene, så råder det nokså stor usikkerhet om den enkelte kildes bidrag. Fase 1 rapporten antyder fyllplasser, eksisterende og nedlagt industri, bilverksteder, båtslipper og småbåthavner, snødumping, overløp, skipsverft, tankanlegg, mekaniske verksteder og

malingproduksjon. Aktiviteten i området har vært bredspektret og det må forventes at kildene til forurensning har vært mange. I en sammenfatning av erfaringene fra pilotprosjektet i Kamfjordkilen konkluderes det med at tilførsler fra land, overløp og bekkefar bidrar lite i dag (NIVA, 2005a). Tilførsler fra overløp og diffus avrenning fra land er kvantifisert og er beregnet til å være små i forhold til andre kilder til kilen. Undersøkelser har også vist at det undersjøiske deponiet som ble etablert under pilotprosjektet fungerer som planlagt og har ført til en reduksjon i spredning av PAH og PCB fra deponiarealeet på 98-99%.

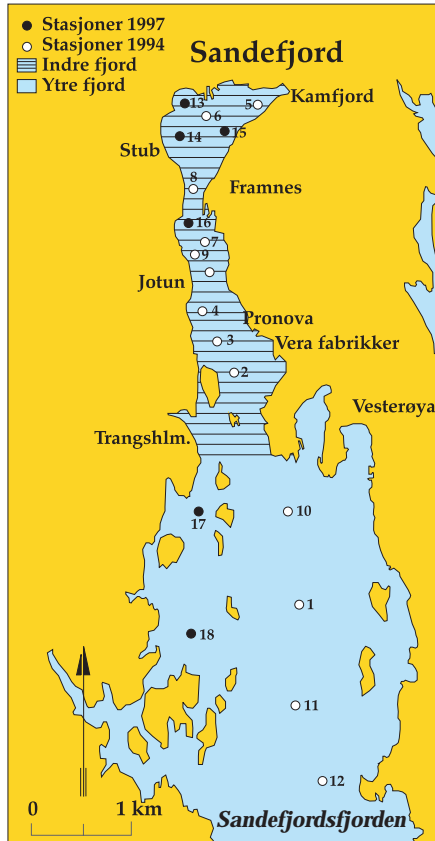


Fig.1. Potensielt tiltaksområde nord for Trangsholmene er markert. Stasjoner for sedimentprøvetaking i 1994 og 1997 er vist (fra NIVA, 2001).

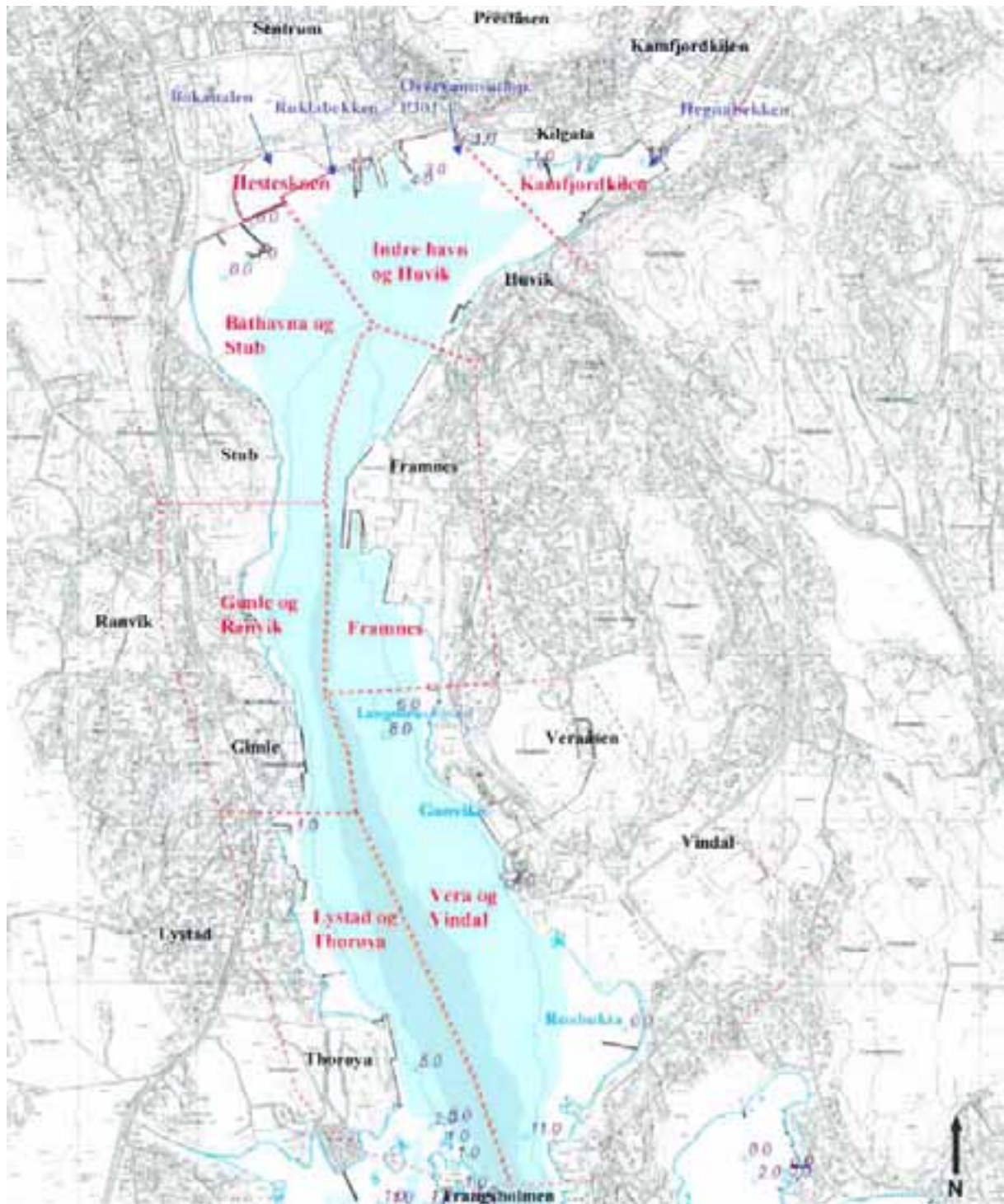


Fig.2. Sandefjordsfjorden innenfor Trangsholmene med inndeling i 8 delområder for vurdering av miljøtilstanden (fra Miljøbistand, 2003).

## 2. Miljømål

Fastsettelse av miljømål som er etterprøvbare, kommuniserbare og realistiske er en nødvendighet ved all tiltaksplanlegging. Det er to typer mål:

- langsiktige forvaltningsmål som gjelder hele tiltaksområdet med tilliggende områder
- etterprøvbare lokale tiltaksmål som skal bidra til oppfyllelse av det overordnede forvaltningsmålet

Når det gjelder Sandefjordsfjorden, så bør et viktig langsiktig forvaltningsmål eller en visjon være å fjerne på sikt kostholdsrådet vedrørende PCB i lever av fisk fanget innenfor Trangsholmene. Det er urealistisk å tro at sedimenttiltak alene vil være utslagsgivende, men sedimenttiltak bør bidra positivt til dette. Hvis det er lokale, landbasert kilder som bidrar mest til kostholdsråd, så bør disse tas først. Nye undersøkelser (2005) av innholdet av PCB og dioksiner i torskelever viser en betydelig forbedring i indre fjord siden forrige undersøkelse (1997), uten at årsaken til denne forbedringen er klarlagt (se Vedlegg).

De høyriskoområdene som er blitt identifisert i fase 1 befinner seg fra Framnes og nordover, og målsettingen med eventuelle tiltak her må være at nivåene av PCB i fisk fanget utenfor selve tiltaksområdet også skal reduseres. Det må imidlertid presiseres at miljøgevinsten ved tiltak som gjennomføres på typiske hotspots kan være vanskelig å dokumentere i forhold til langsiktige forvaltningsmål, fordi tiltaksområdene befinner seg midt i et område med middels forurenset sjøbunn.

Når det gjelder lokale tiltaksmål så kan dette være enkle, operasjonelle mål om at sedimentkvaliteten i tiltaksområdet etter at tiltaket er gjennomført ikke skal overskride tilstandsklasse II (moderat forurenset) i SFTs sedimentkvalitetskriterier. Dette vil bla. medføre at risikoen for spredning av forurensning reduseres, noe som vil ha positive virkninger på de langsiktige målene. I forbindelse med oppryddingen i Kamfjordkilen i 2003 ble det satt som mål at sedimentene etter opprydding ikke skulle overskride tilstandsklasse III (markert forurenset). I tiltaksplan fase 2 er det besluttet å avvente etablering av lokale tiltaksmål til at anbefalingene om hvilke tiltak som bør gjennomføres forligger.

Det er også viktig å være oppmerksom på at en sedimentoppdydding kan ha sekundære, positive effekter. Selv om hovedmålsettingen knyttet til sedimenttiltak er å redusere et miljøgiftproblem, så er mange steder oksygenforholdene i sedimentene dårlige som følge av høyt innhold av organisk materiale og dårlige vannutskiftningsforhold. Ved en fjerning eller tildekking av sedimenter som bidrar til høyt oksygenforbruk, vil også dette bidra til en miljøforbedring på bunnen.

Det er også et viktig forvaltningsmål at sedimentene ikke skal være til hinder for bruken av området.

Eksempler på lokale tiltaksmål og langsiktige forvaltningsmål, som for eksempel er brukt i Oslo havn, er:

*Kortsiktig, lokalt tiltaksmål.*

- *I de områdene hvor det besluttes å gjøre tiltak mot forurensede sedimenter skal bunnsedimentene ha en kvalitet etter at tiltaket er gjennomført som ikke skal overskride tilstandsklasse II (moderat forurenset) i henhold til SFTs klassifikasjonssystem. Dette vil bidra til å redusere spredningen av miljøgifter fra områder som er sterkt forurenset til områder som er mindre forurenset*

*Langsiktig forvaltningsmål.*

- *Forurensede sedimenter skal ikke være til hinder for havnedrift, yrkesfiske, friluftsliv (fritidsbåter, fritidsfiske, bading og rekreasjon) og byutvikling. Forurensede sedimenter eller bruken av fjorden skal ikke føre til langsiktige, negative effekter på økosystemet.*

Styringsgruppen for de fylkesvise tiltaksplanene har utarbeidet tre arbeidsmål eller scenarier som er knyttet til ambisjonsnivå og tiltak

- O-tiltak
- Tiltak som hindrer spredning av forurensing
- Tiltak som hindrer negative påvirkninger på økosystemet

Hvilke av disse ambisjonsnivåene som velges vil variere innenfor de områdene som er vurdert.

0-tiltak er definert som naturlig forbedring i et sedimentområde som følge av at sedimenter som tilføres området stadig blir mindre forurenset. Det indikerer tilnærmet kildekontroll. Hvor raskt forbedringen kommer til å skje, vil avhenge av mengden sedimenter som tilføres pr. arealenhet og grad av forurensing i tilførselsmaterialet. Ved hjelp av sedimentkjerner vil det være mulig å fastslå om forurensingen av sedimentet avtar eller øker med tiden. I tillegg er det mulig ved hjelp av aldersdateringer av sedimenter (bruk av isotoper) å beregne når forbedringen startet og hvor raskt forbedringen skjer. På den måten er det mulig å lage en prognose når man kan forvente at overflatesedimentet har en kvalitet som tilsvarer tilstandsklasse II eller III. Jo høyere sedimenttilvekst pr. år, jo raskere vil forbedringen skje. Da vil det være opp til beslutningstagerne basert på brukerinteressene i området å vurdere om man skal la naturen ordne opp selv eller om det for eksempel skal dekkes til med rene masser for raskere å oppnå god sedimentkvalitet.

Det laveste ambisjonsnivået er 0-tiltak. Konsekvensene av å velge 0-tiltak varierer fra delområde til delområde:

Område	Konsekvenser ved valg av 0-tiltak
Kamfjordkilen	Navigeringsrutinene til ferjene er endret for å hindre transport av forurensede partikler inn i Kilen. Hvis dette er tilstrekkelig er det grunnlag for 0-tiltak utover det som er gjort.
Hesteskoen	Sedimentkvaliteten er bedret noe, men vannskiftningen er dårlig. Et 0-tiltak kan gi dårlig vannkvalitet i selve Hesteskoen i lang tid.
Stub	Her er sedimentkvaliteten i merkbart bedring og 0-tiltak vil være å anbefale
Framnes	Konsekvensen av 0-tiltak vil være potensiell risiko for spredning av forurensning fra sedimentene (hotspot)
Gimle	0-tiltak anbefales inntil spørsmålet om kildekontroll i forhold til landbasert forurensing avklares
Gimle - Tranga	Det foreligger ikke nok data for å vurdere tiltak i dette området, slik at 0-tiltak anbefales

Det neste ambisjonsnivået er tiltak for å hindre spredning av forurensning fra sterkt forurensende områder til mindre forurensede områder. Risiko for spredning (i henhold til SFTs risikovurdering av forurenset sediment) vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sedimentene til vannmassene via:

- Diffusjon og bioturbasjon (dyrs gravende virksomhet)
- Oppvirvling som følge av vannstrømmer, bølger og skipstrafikk
- Spredning gjennom opptak i organismer

Av de områdene som er vurdert er det i første rekke Framnes-området som peker seg ut som et potensielt spredningsområde, basert på nivåene i sedimentene og områdets beliggenhet i forhold til eksponering. Datagrunnlaget er noe spinkelt for å vurdere reell risiko.

---

Det høyeste ambisjonsnivået er knyttet til fjordens økosystem. Risiko for økosystemet (i henhold til SFTs risikovurdering av forurenset sediment) vurderes ut fra estimert eksponering i forhold til grenseverdier for effekter i vann og sediment. I tillegg anbefales det at vurderingsgrunnlaget styrkes ved gjennomføring av to hel-sedimenttester:

- Test på effekter av adferd og overlevelse
- Test på bioakkumulering ved eksponering direkte for sediment

Målet er at sedimentene skal ikke ha negative effekter på økosystemet, underforstått at forurensningsnivået i sedimentet ikke skal gi redusert biologisk mangfold. Basert på erfaring viser det seg at forurensningsnivået med hensyn til miljøgifter kan være svært høyt uten at det påvises negative økologiske effekter. Oksygenforholdene derimot er en følsom parameter i forhold til biologisk mangfold på bløtbunn.

### 3. Brukerinteresser

#### 1. Havn for skip og større nyttefartøy

Color Line er den dominerende skipstrafikken i Sandefjordsfjorden i dag. I tillegg anløper lastebåter industrivirksomheten sør for Framnes. I indre havn er det i tillegg til fergevirksomheten noen større skip som legger til kai ved Framnes og utstikker 2 og 3.

#### 2. Småbåthavner

Det er mange etablerte småbåthavner innenfor Tranga i Sandefjordsfjorden, flest er det i indre havnebasseng ved Stub, Hesteskoen, Fjellvik, Indre del av Kamfjordkilen og Kilen Brygge. Det er varierende mudringsbehov ved disse småbåthavnene. I tillegg er det behov for og planlagt nye småbåthavner ved Huvik.

#### 3. Yrkesfiske

I forskrift om forbud om omsetning av fisk og skalldyr fra forurensete havner og fjorder er Sandefjordsfjorden beskrevet. Fisk som er fanget innenfor Trangsholmene skal omsettes sløyet og uten lever. Unntatt fra denne bestemmelsen er makrell, sild, brisling og andre fiskeslag som normalt omsettes som rund fisk. Området innenfor Tranga er i utgangspunktet en begrenset fiskeplass, men noe yrkesfiske foregår i dag, og ville sannsynligvis vært noe utvidet hvis omsetningsforbudet hadde opphørt. Yrkesfiske må derfor anses som en brukerinteresse, dog i begrenset omfang.

#### 4. Rekreasjon

Indre del av Sandefjordsfjorden benyttes i mindre grad av befolkningen til fritidsfiske. Det er noe fiske fra enkelte dypvannskaier, men da mest etter pelagisk fisk som makrell. Sandefjordsfjorden innenfor Tranga har kostholdsråd for fisk, lever fra fisk fanget innenfor Tranga bør ikke konsumeres.

Sandefjordsfjorden innenfor Tranga benyttes til småbåttrafikk, seiling, padling og roing, i mindre grad vannsportsaktiviteter som dykking og vannskikjøring. Det skyldes trolig også fartsbegrensningen innenfor Tranga som er 7 knop (5 knop innenfor Framnes).

Området benyttes i mindre grad til bading. Det er få gjenværende, naturlige strandområder som er tilgjengelig for allmennheten. Tidligere var det flere badeplasser, blant annet ved Stub, Huvik og Langestrand. Det har også vært et ønske om å få plassert en sandstrand i indre havn i Hesteskoområdet. Totalt sett er imidlertid bading en mindre brukerinteresse nå i det aktuelle området.

#### 5. Boligbygging

Strandsonen i Sandefjord kommune er generelt under sterkt press med hensyn på utbygging. Dette gjelder også i Sandefjordsfjorden innenfor Tranga. I dette området har det også vært en trend mot at

eldre industriområder i strandsonen søkes omdisponert til boligutbygging. Prosjektene berører i varierende grad sjøområdene.

#### 6. Næringsliv

Større etablerte bedrifter som Jotun, Oleon og Pronova benytter fjorden som resipient for utslipp. Flere har kaianlegg der frakteskuter legger til. Over tid foregår også en utvikling av industrianleggene, som kan berøre strandsonen og sjøen. I indre havnebasseng er det gjestehavn med restauranter i strandsonen og på flåte som har sjøen som miljøfaktor.

## 4. Tiltaksplan

Valg av tiltak må bestemmes ut fra ambisjon om miljømål og sannsynlighet for måloppnåelse og hvilke lokale forutsetninger som er tilstede. Erfaringsmessig vil lokalt tilpassede tiltak være å foretrekke. Videre bør valg av tiltak vurderes ut fra risikobetraktninger. Alle inngrep er forbundet med risiko i selve anleggsperioden og risiko i forhold til å lykkes med tiltaket (oppnå miljømålet). Tiltakene er kostbare og det er viktig at kost-nytte-aspektet blir nøye vurdert. Det bør derfor gjøres en formell kost-nytte-analyse når kostnadene er konkretisert. Jo dyrere et tiltak er jo større krav til beslutningsgrunnlag bør settes. Det er også viktig at tiltaket er mest mulig helhetlig slik at oppryddingen blir mest mulig en engangsføreteelse, at tiltakene gjøres i riktig rekkefølge og at den langsiktige effekten blir størst mulig.

Når tiltaksplanen skal utarbeides er det viktig å se denne i forhold til konkrete ambisjonsmål, og at det samtidig gjøres en konkret vurdering av sannsynligheten for å nå miljømålene. En slik framgangsmåte vil bidra til at tiltaksplanen blir forstått av alle problemeiere og bidragsytere i finansiering av tiltakene. Det er tre hovednivåer knyttet til risiko og ambisjonsnivå i SFTs sedimentveileder:

- Sikre human helse (effekter knyttet til bading og rekreasjon samt kostholdsrad for sjømat)
- Sikre mot spredning av forurensning (tiltak i grunnområder spesielt)
- Sikre mot negative effekter på økosystemet (gjelder økosystemet i vann og på bunnen)

Ved valg av ambisjonsnivå er det også viktig å tenke gjennom på forhånd hvordan måloppnåelse skal dokumenteres. Hvis det ikke kan sannsynliggjøres at det er mulig å dokumentere effekt av et tiltak, bør ikke kostnadskrevende tiltak gjennomføres.

Det er også viktig å vurdere lokale brukerinteresser i hvert delområde når tiltaksplan knyttet til målene skal utarbeides. Hvis området er en småbåthavn er det lite sannsynlig at det samtidig er en brukerinteresse knyttet til bading i samme område. Lokale brukerinteresser og lokalt tilpassede tiltak vil være viktige faktorer i forbindelse med gjennomføringen av sedimenttiltak.

Når det gjelder valg av tiltaksmetoder så må følgende kriterier vurderes:

- Forutsigbarhet i forhold til å lykkes (måloppnåelse)
- Konsekvenser av å mislykkes (opprettelig eller uopprettelig skade)
- Teknisk gjennomførbarhet / anleggsteknisk kompleksitet
- Kostnadsnivå i forhold til forutsigbar miljøgevinst
- Langsiktige miljøeffekter
- Finansieringsmuligheter

## 4.1 Veileder for risikovurdering av forurenset sediment

I mai 2005 ble veilederen for risikovurdering av forurensete sedimenter ferdigstilt. Den skal brukes til å prioritere områder for tiltak ved å vurdere potensiell risiko, aktuell risiko og reell risiko. I forbindelse med gjennomføringen av fase 1 i Sandefjordsfjorden er klassifisering av høyrisikoområder blitt gjort ut fra konsentrasjoner i sedimentene og skjønnsmessig vurdering av spredningsfare. Det foreligger ikke data fra toksisitet eller porevannsdata fra Sandefjordsfjorden. Ei heller data fra bioakkumuleringstester eller tester på effekter på adferd og overlevelse av sedimentlevende dyr.

Når det gjelder trinn 2 i risikoveilederen, så omfatter det en vurdering av risiko for spredning, humanhelse og økosystem. Ettersom sedimentene i de tre områdene som i fase 1 er blitt vurdert som høyrisiko-områder ligger på grunt vann (2-5 m i Hestekoen og Stub og 10-20 m ved Framnes) er det en potensiell spredningsfare i forbindelse med oppvirvling som følge av vannstrømmer, bølger og skipstrafikk. Risiko knyttet til human helse og økosystem er noe mindre relevant ettersom det dreier seg om små sedimentarealer, uten spesielle lokale brukerinteresser utenom småbåthavn-bruk. Når det gjelder grenseverdier for ubetydelig risiko så overskrides denne grensen for noen av metallene, PAH-forbindelser og PCB i alle de tre nevnte områdene.

Etter at fase 1 var avsluttet er det gjort en risikovurdering basert på bruk av SFTs sedimentveileder og rangering av områdene med hensyn til forurensningssituasjon (Trinn 1) (Veritas, 2005c), med rangering av risikobidrag per stoffgruppe og beregning av risikoindekser for de 5 delområdene som ble vurdert. I risikovurderingen er også Kamfjordkilen tatt med. Det er beregnet en risikoindeks basert på risikobidrag per stoffgruppe innenfor miljøgiftene og denne viser risikoindeks i følgende rekkefølge: Framnes nord > Framnes sør > Kamfjordkilen > Stub > Hestekoen. Det bør påpekes at Kamfjordkilen, Stub og Hestekoen kommer i en klasse for seg med indekser som ligger 4 – 7 ganger lavere enn henholdsvis Framnes sør og nord. Risikobidraget er beregnet ut fra forholdet mellom målt konsentrasjon av miljøgift i sediment i forhold til grenseverdi for ubetydelig risiko i Trinn 1 basert på laveste verdi av risiko for human helse eller risiko for økosystemet.

Videre er det gjennomført en risikovurdering Trinn 2 (risiko i forhold til spredning og effekter på økosystemet). I mangel av måledata er det gjort teoretiske beregninger (Veritas, 2005c). Når det gjelder spredning så er det beregnet spredning via biodiffusjon (dvs. som følge av dyrs aktivitet i sedimentet), oppvirvling fra skip og transport via dyr ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$ ). Det er tatt utgangspunkt i et tenkt referansesediment som tilfredsstillende grenseverdiene for miljøgifter i Trinn 1 og sammenlignet med stedsspesifikke data fra delområdene. Oppsummering av resultatene fra Trinn 2 gir samme risikobilde som ved Trinn 1, med Framnes og Kamfjordkilen som også viser relativt sett størst spredningsrisiko og økologisk risiko sammenlignet med Stub og Hestekoen. Det bør påpekes at denne risikoen er potensiell og ikke nødvendigvis reell. Det finnes ingen allmenne akseptkriterier eller grenseverdier for spredning av miljøgifter fra sediment. Hva som er akseptabel/uakseptabel spredning vil variere avhengig av miljømål og hvilken belastning disse områdene utsettes for fra andre kilder

## 4.2 Tiltak i Sandefjordsfjorden

Tiltaksplanen fase 2 baserer seg på anbefalingene i fase 1 rapporten (Miljøbistand, 2003) og oppfølgende sedimentundersøkelser i de tre områdene hvor det er foreslått at tiltak skal vurderes (Hestekoen, småbåthavna/Stub og Framnes) (Veritas, 2005a), samt vurdering av betydningen av skipstrafikken på oppvirvling og forflytning av forurensete sedimenter (Veritas, 2005b). Nylig er det også gjennomført risikovurderinger i henhold til SFTs risikoveileder som også omfatter Kamfjordkilen (Veritas, 2005c), samt grunntekniske undersøkelser og sedimentundersøkelser på Framnes (Multiconsult, 2005) og ved Jotuns anlegg på Gimle (NGI/NIVA, 2005). Resultatene fra alle disse undersøkelsene danner hovedgrunnlaget for forslaget om tiltak.



Det som kjennetegner de fire innerste områdene er at tre av de er svært grunne (Hesteskoen, Stub og kilen). Her er vanddyppet kun 2- 6 m. Det fjerde området (Framnes) er noe dypere med vanddypp på 10-15 m nært land. At sedimentene befinner seg på så grunt vann innebærer muligheter for oppvirvling og spredning. Dette gjelder for så vidt hele sjøområdet nord for Framnes. Veritas har gjennomført målinger knyttet til oppvirvling av sedimenter knyttet til skipstrafikk og da spesielt ferjetrafikken (Veritas, 2005b). Dette ble gjort for å kunne vurdere om propellerrosjon kunne forklare at det fortsatt lå et tynt, "fluffy" lag med forurenset sediment i det mudrede bunnområdet i Kamfjordkilen. Resultatene indikerte at når Color Line sine ferger slår forover etter å ha bakket ut fra kai virvler de opp sediment som transporteres inn mot Kamfjordkilen. Det ble også gjort et forsøk på å kvantifisere hvor mye sediment som virvles opp ved hvert skipsanløp, men det er betydelige usikkerheter med slike beregninger. I en ny rapport om Kamfjordkilen er spørsmålet om ferjetrafikkens betydning for transport av forurensete sedimenter inn i det området som ble mudret i 2002-2003 tatt opp igjen (NIVA, 2005b). Her er et også gjort et forsøk på å kvantifisere problemet. Konklusjonen må bli at basert på Veritas og NIVA sine beregninger er det mengdemessig en stor transport av forurensete partikler inn i kilen som følge av ferjeaktiviteten og at det derfor er behov for tiltak (se 4.2.1.).

I tillegg til å beregne innflytelsen av ferjetrafikken på Kamfjordkilen ble det også gjort vurderinger av mulig innvirkning av propelloppvirvling på Hesteskoen og Stub. Det vil kunne ha stor betydning i forhold til tiltaksplaner knyttet til disse områdene. Det ble konkludert med at ankomst av ferjer fører til økt turbiditet i småbåthavna på Stub og i Hesteskoen (Veritas, 2005b). Det kan enten skyldes at oppvirvlet sediment fra seilingsleden til ferjene transporteres inn i småbåthavnene eller at propellstrøm virvler opp sedimenter i selve havna. Hvis det siste er tilfelle kan det forventes at sedimentene i grunnområdene virvles opp ved hvert skipsanløp, men at det vesentligste som virvles opp sedimenterer omtrent på samme sted når propellstrømmen opphører. Det betyr at vannkvaliteten forverres ved hvert skipsanløp, men at forurensningssituasjonen i et lengre tidsperspektiv er uendret. Det må også antas at noe tilsvarende kan skje ved Framnes, selv om vanddyppet her er betydelig større enn i Hesteskoen og ved Stub. Framnes ligger i innsnevringen i fjorden og her må det forventes betydelig strøm og bølgeaktivitet både i forbindelse med skipstrafikken og i forbindelse med kraftig vind.

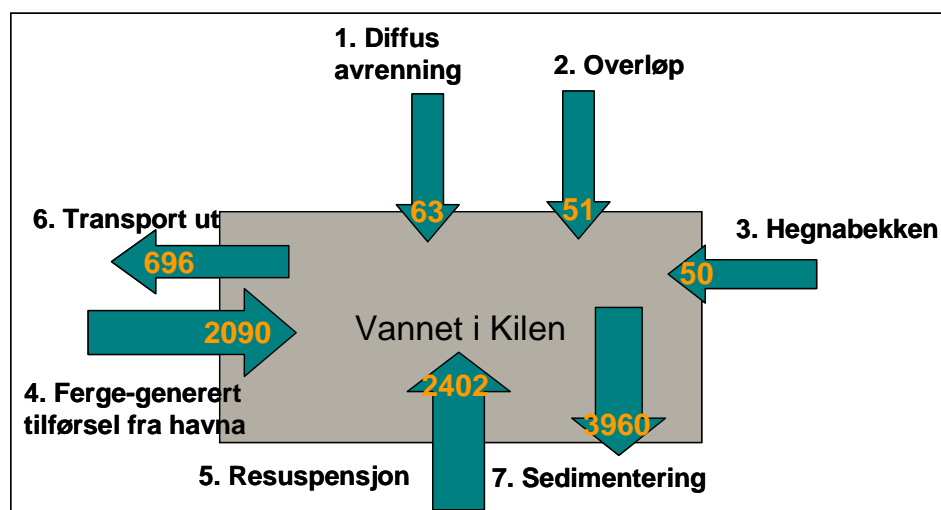
Det ytterste området som er vurdert som potensielt kildeområde, er nærområdet til Jotun AS på Gimle, ca. 2.5 km sør for Sandefjord sentrum (NIVA, 2005a). I undersøkelsen inngikk en vurdering av landbaserte kilder (deponier/forurenset jord) og sedimenter i nærområdet til industritomta. Analyseresultatene viste at de fleste prøvene både på land og i sjøen var forurenset av miljøgifter. Bruk av passive prøvetakere indikerte at det er aktiv kilde for løst PCB i dette området (forurensete gruntvannssedimenter eller fortsatt tilførsel fra land). Også området lenger sør (Gimle-Trangsholmene) er uavklart når det gjelder landbasert forurensning både på østsiden og vestsiden av fjorden. Dette er et område med stor aktivitet tilbake til hvalfangerperioden og det vil være ressurskrevende å få en oversikt over hvilken betydning forurenset grunn har for miljøet i sjøen.

I det følgende er det gjort en systematisk gjennomgang av delområdene med tanke på tiltak og prioritering.

#### **4.2.1 Kamfjordkilen**

Dette er et gruntvannsområde med vanddypp mellom 2 og 6 m, hvor det ble gjennomført et pilotprosjekt i 2003 hvor et større areal ble mudret ned til ca. 0.5m og muddermassene lagt i et undersjøisk gruntvannsdeponi. I forkant av pilotprosjektet ble det tatt en rekke sedimentprøver i Kamfjordkilen, og etter at prosjektet ble avsluttet er det gjort oppfølgende undersøkelser for å registrere effekten av tiltaket. I forbindelse med oppryddingen i kilen ble det satt et krav om at sedimentene i kilen skulle være i tilstandsklasse III eller bedre når oppryddingen var ferdig. Status er at gruntvannsdeponiet ser ut til å fungere som planlagt og at det ikke skjer utlekking av miljøgifter og at vannkvaliteten med hensyn til PCB er blitt bedre. Totalt har reduksjonen av forurensete sedimentarealer, og isolering av sterkt forurensete masser i deponi, minsket potensialet for spredning.

Videre viser prøvetaking av sedimenter og ved hjelp av sedimentfeller i den mudrede området, at det er en restforurensning i overflatesedimentet som enten skyldes problemer knyttet til selve mudringsfasen, eller at det tilføres ny forurensning fra sedimenter utenfor tiltaksområdet, delvis som følge av ferjetrafikken som virvler opp og flytter sedimenter. Mye tyder på at propellvann fra fergetrafikken transporterer forurensede partikler inn i kilen. Det er beregnet en partikkeltransport på 1,5 tonn/døgn inn i kilen (fig.3), hvis man ser på oppvirvling (resuspensjon) og sedimentering som interne prosesser i kilen. Dette bidrar til opprettholdelse av høye nivåer av TBT og kvikksølv. PCB-innholdet i sedimentene er derimot redusert.



Figur 3. Skjematisk oversikt over partikkelbudsjett for Kilen. Tallene er partikkelfluks i kg tv/døgn som gjennomsnitt over året. Partikkelfluks fra nedbør direkte på vannoverflaten er regnet som 0 og ikke tegnet inn (fra NIVA, 2005b).

Slike budsjettoverslag er nyttige i vurderingen av hvor tiltak skal settes inn, selv om anslagene ofte blir grove.

Veritas har i sin bedømmelse av risikobidrag fra de ulike delområdene vurdert Kamfjordkilen som relativt lavt hva risiko angår. Til tross for dette er situasjonen knyttet til transport av forurensning inn i kilen (spredning) av et slikt omfang at tiltak bør vurderes. Det ene tiltaket som er mer av logistisk art er å endre manøvreringen av ferjene ved avgang/ankomst slik at de bruker mest propellkraft når de snur lenger ute hvor det er større vanddyb og mindre sjanse for oppvirvling av sedimenter. Dette er allerede gjennomført. Det andre alternativet er å dekke til sjøbunnen med grov sand eller lignende i den delen av havna som i dag berøres av oppvirvling fra ferjetrafikken. Det bunnarealet som påvirkes av ferjetrafikken er ikke kjent, men ut fra grovestimat er det ikke usannsynlig at det kan dreie seg om størrelsesorden 50.000 – 100.000 m<sup>2</sup>. Det foreslås at man avventer effekten av endringen i manøvreringsrutinene til ferjene før man eventuelt vurderer andre tiltak.

I forhold til målet om at sedimentene skulle være i tilstandsklasse III eller bedre etter opprydding så synes dette kun å være tilfredstilt når det gjelder PCB, med unntak av det bevegelige sjiktet helt i overflaten (NIVA, 2005b). Utilstrekkelige forundersøkelser gjør sammenligning mellom før-situasjonen og etter-situasjonen vanskelig.

#### 4.2.2 Hesteskoen

Hesteskoen er også et lite gruntvannsområde (ca.2 m dyp) på fjordens vestsida og som i dag brukes som småbåthavn. Dårlig vannutskiftning har ført til høyt organisk innhold og sulfidiske forhold i sedimentene. Minimum en halvmeter av bunnslammet er forurenset av miljøgifter. Det påpekes i

rapporten fra fase 1 (Miljøbistand, 2003) at de forurensede sedimentene oppvirvles av småbåttrafikken og at dette kan være en kilde til spredning. Imidlertid er Hesteskoen svært innelukket og det er ikke sannsynliggjort at eventuell oppvirvling fører til transport av miljøgifter ut av båthavna. Men det kan ikke utelukkes at skipstrafikk ute i havnebassenget setter opp en propellstrøm som er sterk nok til å virvle opp sedimenter som ligger på grunt vann inne i Hesteskoen.

På grunn av liten vanddybde vil det ikke være hensiktsmessig å dekke til sedimentene med et tykt dekklag av ren masse. Hvis Hesteskoen fortsatt skal brukes som småbåthavn vil nødvendig seilingsdyp være en forutsetning. Hvis området skulle mudres må det mudres minst en halv meter for å komme ned på ren sjøbunn. Området dekker et areal på 47.500 m<sup>2</sup> slik at det blir et volum på ca. 25.000 m<sup>3</sup> som må fjernes og deponeres på en forsvarlig måte. Det påpekes at disse arealene og volumene er grove beregninger. Alternativet er å gjennomføre en tynnsjiktdeponering i Hesteskoen hvor 10-15 cm med ren sand legges oppå de forurensede massene. Dette representerer et behov for ca. 7.000 m<sup>3</sup> med ren sand. Det betyr ikke nødvendigvis at de forurensede sedimentene dekkes totalt til, men det betyr at sedimentkvaliteten i overflatelaget bedres med 50 % dersom vi forutsetter full blanding i de øvre 10-20 cm. Det kan være tilstrekkelig for å oppnå en akseptabel sedimentkvalitet. Ved en tynnsjikttildekking vil dessuten overflatesedimentet få et lavere innhold av oksygenforbrukende materiale slik at dette vil også virke positivt på oksygenforholdene i grenseflaten mellom sediment og vann (sjøbunnen friskner til). Ved en tynnsjikttildekking med sand vil det også forventes at sjansen for oppvirvling fra båttaktiviteter i havna og oppvirvling som følge av propellstrøm fra skipstrafikken ute i havna reduseres. Det betyr at arbeidsmålet om å hindre spredning tilfredstilles.

Det bør bemerkes at Veritas sin risikovurdering vurderer risikobidraget fra Hesteskoen som lavt og faktisk lavest av de fem områdene som ble rangert. På grunnlag av dette kan 0-tiltak foreslås, forutsatt at seilingsdypet ikke er kritisk eller at vannkvaliteten i båthavna ikke er sjenerende dårlig.

#### 4.2.3 Stub småbåthavn

Historisk har det vært aktivitet knyttet til opplag i skip og skipsverft fra hvalfangertiden på stedet. I dag er det småbåthavn og vanddypet er mindre enn 3 m. I motsetning til Hesteskoen er dette en langt mer åpen båthavn. Nivået av forurensing er noe lavere enn i Hesteskoen, men ettersom det er forventes å være mye gammel forurensning i sedimentet så ville fjerning av sedimentet innebære store volumer (arealet er ca. 32.500 m<sup>2</sup>). Analyser av sedimentprofiler viser at forurensningen avtar mot sedimentoverflaten og for de fleste komponentene som er analysert så tilsvarer nivået av miljøgifter tilstandsklasse II, med unntak av TBT som viser høy forurensning også i de øvre 0-1 cm. I lys av dette anbefales 0-tiltak for Stub båthavn. Det innebærer ingen tiltak, men overvåking av situasjonen. Basert på dybdeprofiler for miljøgifter så er utviklingen såpass positiv at det ikke synes å være kostnadseffektivt å gjøre tiltak.

Det bør bemerkes at Veritas sin risikovurdering vurderer risikobidraget fra Stub som lavt og i samme risikoindeks-område som Hesteskoen.

#### 4.2.4 Framnes

Det kan være hensiktsmessig å dele området i to; Framnes nord og Framnes sør. Arealet på Framnes nord er ca. 17.200 m<sup>2</sup>. Dette omfatter området innenfor det området hvor tørrdokka tidligere lå. Sjøbunnen i dette området har en utpreget PCB, PAH og TBT forurensning, men reell risiko i forhold til spredning og potensielle økologiske effekter er uavklart. I Veritas sin risikovurdering har Framnes nord fått den høyeste risikoindeksen av de områdene som er vurdert. Risikoindeksen er mer enn 10 ganger høyere enn i Hesteskoen og på Stub og 5 ganger høyere enn Kamfjordkilen.

Dette stedet er preget av gammel skipsindustri og sannsynligvis en lang forurensningshistorie. Det er forurensede sedimenter ned til 30 cm, men det er sannsynlig at det stedvis kan være tykkere lag av forurensning. Mudring og fjerning av sedimentene vil være en risikofylt operasjon fordi man kan

avdekke og forstyrre sterkt forurensede sedimentlag. Det er stor forurensning på innsiden av det området hvor tørrdokken tidligere lå og dette området må betraktes som et potensielt tiltaksområde.

En tildekking kan være problematisk ettersom dette er et relativt trangt sund hvor det forventes mye strøm og fysiske forstyrrelser fra skipstrafikken. Men det er klare indikasjoner på at sedimentene under topplaget er langt mer forurenset enn i overflaten. Det skulle bety at dagens forurensningskilder på land er noen lunde under kontroll og at mudring i den sammenheng kanskje bør unngås og at man likevel dekker til området med sandig materiale.

Når det gjelder Framnes sør så er dette området nesten like stort som Framnes nord (16.300 m<sup>2</sup>). Selv om risikobidraget er omtrent halvparten så stort som for Framnes nord, så er risiko knyttet til PCB like stort. Det betyr at hele Framnes-området er et potensielt kildeområde med hensyn til spredning av miljøgifter, men at en opprydning på Framnes neppe vil ha stor innflytelse på kostholdsråd i Sandefjordsfjorden eller på den økologiske situasjonen i fjorden, bortsett fra helt lokalt. Begge områdene er nokså begrenset i areal (grovt beregnet til ca.34.000 m<sup>2</sup>) og man kunne tenke seg at en tildekking vil redusere spredningsfaren samt at det vil bidra til en generell forbedring av miljøtilstanden i Sandefjordsfjorden. Alternativet til tildekking vil være mudring hvor de øverste 50 cm i disse områdene ble fjernet. Forutsetningen er da at man kan deponere massene (ca. 17.000 m<sup>3</sup>) på en miljøforsvarlig og kost-nytte-effektiv måte.

#### 4.2.5 Gimle

Jotun AS sitt industriområde på Gimle var i fase 1 rapporten vurdert som et mulig risikoområde. I en rapport fra 2001 ble det konkludert med at det er stor fare for spredning av forurensning fra fyllmassene både gjennom grunnvannstrømming og i overvann fra land (NIVA, 2001). Det ble derfor gjort miljøtekniske grunn- og sedimentundersøkelser på Gimle og i fjorden utenfor i 2005 (NGI / NIVA, 2005) hvor det ble bekreftet at prøver tatt på land og i fjorden var forurenset av miljøgifter (tungmetaller, TBT, PAH og PCB). Det gjenstår fortsatt en avklaring om det er aktive, landbaserte kilder for PCB i Gimle-området og eventuelt størrelsen på disse kildene og den relative betydningen for fjorden. Det er også nødvendig å vurdere om de eventuelle kildene på Gimle er av en slik størrelse at de kan påvirke områdene lenger inne i fjorden og dermed bidra til redusert effekt av eventuelle tiltak mot sedimentene der.

Jordprøver fra ett borehull på land (i området hvor brannen herjet på Jotun i 1976) viste verdier på 39 mg/kg kvikksølv, 850 mg/kg bly og 1990 mg/kg mineralolje (NGI / NIVA, 2005). Dette er svært høye verdier. Også sedimentprøver fra grunnområdet utenfor industritomta viste høye verdier av bl.a. kvikksølv og bly, henholdsvis 11 mg/kg kvikksølv og 760 mg/kg bly tilsvarende tilstandskl. V og IV.

Gimle-området inngår ikke i risikovurderingen utført av Veritas. Konsentrasjonene av kvikksølv i sedimentene utenfor Jotun er langt høyere enn målt i Hestekoene og Stub, men i samme konsentrasjonsområde som på Framnes. Det bør påpekes at kostholdsforbudet når det gjelder konsum av fiskelever innenfor Tranga er basert på PCB-innhold. Nye undersøkelser av torskelever gjort i 2005 viser at nivåene av dioksin og non-ortho PCB i ytre deler av Sandefjordsfjorden er på omtrent samme nivå som i 1997. I indre fjord er det derimot en betydelig nedgang i nivåene i torskelever (se Vedlegg).

Den noe uavklarte situasjonen når det gjelder området rundt Jotun AS gjør at det er vanskelig å anbefale tiltak i sjøen før det er slått fast om det eksisterer landbaserte kilder og i tilfelle hvor store de er. Et sedimenttiltak vil ha liten langsiktig effekt dersom kildekontroll ikke eksisterer.

#### 4.2.6 Området Gimle – Trangsholmene

Det potensielle tiltaksområdet strekker seg helt ut til Tranga, som også er den sørlige grenselinjen for kostholdsrådområdet i Sandefjordsfjorden. Det er og har vært betydelig aktiviteter i området Pronova, Roabukta, området ved deponiet på Vera, Lystad og Thorøya og tidligere undersøkelser i området har

påvist forurensning i sjøsedimentene (krom og nikkel) og på land (Vera-deponiet). I Roabukta er det en stor småbåthavn og ellers i området var det betydelig aktivitet i hvalfangerperioden, hvor mye er uavklart i forhold til landbaserte kilder. Det kan nevnes at det er påvist sedimenter i tilstandsklasse IV i Roabukta med hensyn til PCB og kl. V rett utenfor Vera-deponiet. Generelt er datagrunnlaget for dette området dårlig og det vil bli svært ressurskrevende å få en samlet oversikt i forhold til landbaserte kilder ettersom dette i stor grad dreier seg om historiske aktiviteter.

#### **4.2.7 Oppsummering av forslag til tiltak**

Anbefalinger knyttet til tiltak er basert på eksisterende grunnlagsdata knyttet til tilførsler og nivåer i sedimenter, samt enkle risikobetraktninger i forbindelse med spredning av forurensning og effekter på det marine økosystemet. Helsebetraktninger knyttet til forurensete sedimenter er ikke gjort på grunn av manglende data på bl.a. giftighet. Det bør påpekes at valg av tiltak er avhengig av praktiske forutsetninger. Hvis tildekking av sedimenter med sandig materiale velges forutsettes at egnet sand finnes lokalt. Hvis deponering av mudrede sedimenter på grunt eller dypt vann velges forutsettes at egnede lokaliteter finnes i nærområdet.

Følgende alternativer til tiltaksplan knyttet til risikoområder foreslås:

**Kamfjordkilen:**

- (i) Det er gjort en større mudringsoperasjon i 2002-2003 og etablering av et gruntvannsdeponi. Et gjenstående problem er tilførsler av forurensning til kilen utenfra, hovedsakelig på grunn av ferjetrafikken som virvler opp og flytter forurensede sedimenter inn i kilen.
- (ii) Et forslag til tiltak er å endre manøvreringen av ferjene slik at de snur lengre ute på dypere vann (Veritas, 2005) og at det brukes minst mulig motorkraft når ferjene befinner seg inne i havneområdet (tiltaket er nylig gjennomført)
- (iii) Et supplerende tiltak kan være å dekke til sjøbunnen med grovt materiale ute i havnebassenget som hindrer oppvirvling hvor ferjene normalt snur (Veritas, 2005b). Det er ikke avklart hvor stort bunnareal dette gjelder, men det er anslått til 50 -100.000 m<sup>2</sup>.
- (iv) Det gjenstår fortsatt en uavklart landtilførsel av PCB i området rundt Hegnabekken innerst i kilen.

**Hesteskoen:**

- (i) Mudring av ca. 25.000 m<sup>3</sup> forurenset sediment forutsatt at det kan finnes en miljøakseptabel og en økonomisk gjennomførbar deponering av massene
- (ii) Alternativet er å foreta en tynnsjikttildekking (10-15 cm) av forurenset sjøbunn med ren sand (areal: 47.500 m<sup>2</sup>), men på grunn av lite vanddyb vil selv en tynnsjikttildekking være lite hensiktsmessig
- (iii) 0-tiltak, forutsatt at det ikke er behov for å øke seilingsdypet i havna

**Stub:**

- (i) 0-tiltak og overvåking av situasjonen

**Framnes nord:**

- (i) Tildekking av 17.000 m<sup>2</sup> sjøbunn innenfor området hvor tørrdokka tidligere lå.
- (ii) Mudring av ca. 10.000 m<sup>3</sup> forurenset masse innenfor området hvor tørrdokka tidligere lå. Forutsetter akseptable deponeringsløsninger.

**Framnes sør:**

- (i) Tildekking av 16.000 m<sup>2</sup> forurenset sjøbunn.
- (ii) Mudring av ca. 10.000 m<sup>3</sup> forurenset sjøbunn. Forutsetter akseptable deponeringsløsninger.

**Gimle:**

- (i) Avklare om det er aktive kilder på land, fastslå størrelsen på kildene og gjøre tiltak på land etter behov (helhetsbetraktning).
- (ii) Etter at eventuelt tiltak på land er gjennomført vurderes behov for tildekking av de mest forurensede sedimentene på grunt vann utenfor Jotun AS.

**Gimle – Trangsholmene:**

- (i) Det er et forureningspotensiale i dette området pga. historiske årsaker.
- (ii) Det vil sannsynligvis være for ressurskrevende å få totaloversikt over eventuelle aktive kilder på land.
- (iii) Kunnskapen om sjøsedimentene i området er begrenset.
- (iv) I lys av alle usikkerhetene foreslås 0-tiltak

## 5. Kostnader

Uansett valg av tiltaksalternativer vil alle sedimentoppryddingstiltak være kostnadsdrivende. Det er derfor viktig at det kun iverksettes tiltak dersom det er overveiende sannsynlig at det vil gi en miljøgevinst som står i forhold til investeringen. Foreløpig er det liten erfaring med finansieringsmodeller knyttet til sedimenttiltak i Norge fordi tiltaksplanene fortsatt er på planstadiet. I forbindelse med tiltaksplan for Oslo havnedistrikt er det lagt opp til et økonomisk spleiselag hvor de aktørene som er identifisert som forurensere (eksisterende og i historisk sammenheng), de som har nytte av en opprydding og staten går inn med midler etter en foreslått fordelingsnøkkel.

Finansiering av sedimentopprydding står omtalt i st. meld.nr. 12 og her står bl.a.: *”der det bl.a. ut fra økonomisk bæreevne, ikke er rimelig å pålegge havnene de fulle kostnadene ved opprydding, vil det bli vurdert å gi statlige bidrag til gjennomføring av nødvendige tiltak”*. Det står videre følgende: *”det vil forekomme at den ansvarlige forurensere ikke lenger eksisterer. I slike tilfeller legger Regjeringen opp til at miljøvernmyndighetene skal sikre at det gjennomføres nødvendige tiltak”*. Dette indikerer en betydelig statlig innsats for å få tiltakene gjennomført.

### 5.1 Kostnadsoverslag

Kostnadsoverslagene er gjort på grunnlag av erfaringstall fra andre tiltaksplaner under utvikling (Bergen, Kristiansand og Oslo). Kostnadene må derfor betraktes som orienterende. Den enkelte entrepenør må kostnadsberegne tiltakene i detalj etter at nødvendig detaljundersøkelser er gjort i tiltaksområdene. Stedsspesifikke forhold vil være særdeles avgjørende med hensyn til kostnader både når det gjelder deponeringskostnader, hvis det blir aktuelt å mudre, men også tildekkingskostnader som vil være avhengig av tilgang på dekkmasser.

De erfaringstall som finnes når det gjelder kostnadsestimater for sedimentopprydding varierer svært mye. Det henger sammen med at beregningsgrunnlaget ikke alltid er det samme (for eksempel om kostnadene omfatter transport). I forbindelse med tiltaksplanarbeidet i Bergen er det gjort estimater av kostnader for ulike typer tiltak:

Type tiltak	Pris pr. m <sup>3</sup>
Etablering av landdeponi (pumping fra tiltakssted) eks. transport og vannbehandling	150 NOK
Strandkantdeponi med utgangspunkt i Haakonsvern (alt inkludert)	300 NOK
Gruntvannsdeponi med utgangspunkt i Store Lungegårdsvann inkl. tildekking med geotekstil og sand	60 NOK
Gruntvannsdeponi og bruk av geotekstilposer	90 NOK
Tildeckingskostnader, inkl. kjøp av sand	106-235 NOK pr m <sup>2</sup>

Tiltaksplanen for Oslo havn gav følgende enhetspriser:

- Tildekking: 54 NOK per. m<sup>2</sup>
- Mudring: 97 NOK per m<sup>3</sup>
- Dypvannsdeponi: 128 NOK per m<sup>3</sup>
- Levering til NOAH/Langøya: 298 NOK m<sup>3</sup>

I disse enhetsprisene ligger det følgende forutsetninger:

Tildekking: prisen forutsetter gratis tilgang på dekkmasser.

Mudring: inkluderer forundersøkelser, utarbeidelse av nødvendige søknader og anskaffelse.

Dypvannsdeponi: inkluderer forundersøkelser, overvåking under og etter anleggsperioden, transport til deponi, nedføring av massene, tildekking/avslutning av deponi.

Levering til NOAH: det bør presiseres at NOAHs priser har variert mye og at prisen som er lagt til grunn her er basert på opplysninger som var tilgjengelige i juni 2005.

Med utgangspunkt i disse enhetsprisene fra tiltaksplanen for Oslo havn vil det være mulig å gjøre tentative anslag på opprydningskostnader i Sandefjordsfjorden i de ulike tiltaksområdene.

### 5.1.1 Kamfjordkilen

Endring i rutine knyttet til ferjetrafikken er ikke forbundet med kostnader og er derfor allerede gjennomført. En eventuell tildekking i manøvreringstraceen til ferjene vil sette spesielle krav til dekkmassen. Den må være erosjonsbestandig. Ettersom arealet sannsynligvis vil være i størrelsesorden 50-100.000 m<sup>2</sup> vil kostnadene bli høye basert på de enhetsprisene vist ovenfor, hvis ikke dekkmasser kan skaffes til veie gratis. Hvis man bruker en enhetspris på 100 m<sup>2</sup> blir tildeckingskostnadene være 5-10 mill.

### 5.1.2 Hestekoen

Overflatearealet i hestekoen er ca. 47.500 m<sup>2</sup>. Det er ikke sannsynliggjort at bunnsedimentene i Hestekoen representerer en stor risiko knyttet til spredning, til tross for at sedimentene er betydelig forurenset. Det må imidlertid forventes en dårlig vannkvalitet i Hestekoen som følge av oppvirvling som skjer i forbindelse med ferjetrafikken utenfor småbåthavna og som følge av oppvirvling fra selve småbåttrafikken i havna. Det bør også påpekes at oksygenforholdene i overflatesedimentene er dårlige og at dette setter sitt preg på vannkvaliteten.

Hvis det ansees som nødvendig å fjerne sedimenter for å øke seilingsdypet så foreslås å fjerne ca. 0.5 m i hele havna. Det betyr at mudringsvolumet vil være ca. 25.000 m<sup>3</sup>. Kostnadene med selve mudringen vil da være ca. 2.4 mill hvis erfaringstall fra Oslo brukes. I tillegg kommer deponeringskostnadene (landdeponi eller sjødeponi) som sannsynligvis vil ligge i størrelsesordenen 3-6 millioner NOK.

Hvis det ikke er behov for å fjerne masser for fortsatt bruke Hestekoen som småbåthavn så kan alternativet være en tynnsjikttildekking med 10-15 cm sand. Dette innebærer i så fall et behov for ca.



7000 m<sup>3</sup> sand. Igjen hvis erfaringstall fra Oslo brukes og det antas at 7000 m<sup>3</sup> sand kan skaffes uten kostnad så vil tiltaket koste ca. 2.5 millioner NOK.

I henhold til lokale mål og ambisjoner så tillegges potensialet for spredning og økologisk effekter stor vekt. Det er lite sannsynlig at spredning av forurensning ut av havna (som er relativt innelukket) er et stort problem. De økologiske effektene vil således være begrenset til selve båthavna hvor sedimentene er forurenset. Ettersom det er neppe brukerkonflikter i selve havna kan dette neppe tillegges stor vekt.

Konklusjonen blir derfor at dersom det ikke er behov for å fjerne masser for å kunne bruke båthavna i de nærmeste årene så vil forslaget være 0-tiltak. Analyser av sedimentkjerner viser at sedimentkvaliteten er på bedringens vei. Det er ikke gjort aldersdatering av sedimentkjerner fra Hesteskoen slik at man kjenner ikke den årlige sedimenttilveksten.

### **5.1.3 Stub båthavn**

Ut fra en totalvurdering synes det ikke å være grunnlag for å investere i en opprydding i Stub båthavn som miljøtiltak. Det forutsettes da at det ikke er behov for å mudre for å øke seilingsdypet. Båthavna er ikke spesielt forurenset i overflatesedimentene og det er lite som tyder på at spredning av forurensning er et stort problem. Det er gjort målinger av sedimenttilveksten på utsiden av båthavna og denne viser en tilvekst på 4.3 mm/år, som er relativt høyt. Forutsatt at de partiklene som sedimenterer ikke er vesentlig forurenset vil det skje en naturlig tildekking og det er derfor grunnlag for 0-tiltak.

### **5.1.4 Framnes industriområde**

Sedimentene i Framnes-området er betydelig forurenset og risikopotensialet i forhold til spredning og økologiske effekter er stort i henhold til Veritas sin risikovurdering. Hele arealet (Framnes nord og sør) er ca. 34.000 m<sup>2</sup> (det påpekes at arealberegningene baserer seg på grove anslag). Et alternativ kan være å dekke til dette arealet med sandig materiale. Hvis tildekkingsmasser skal anskaffes kan vi regne med minimum 100 NOK/m<sup>2</sup> og da blir kostnadene grovt regnet 3.4 mill NOK. Hvis det skal mudres må vi regne med at det forurensete laget er minst ca. 0.5 m tykt i gjennomsnitt. På innsiden av der hvor tørrdokka tidligere lå kan være noe større. Hvis man tar høyde for dette vil det være behov for å fjerne ca. 20.000 m<sup>3</sup> forurenset masse. Hvis mudringspriser fra Oslo igjen brukes vil kostnadene dreie seg om ca. 1.9 millioner NOK. I tillegg kommer deponeringskostnadene på 3-5 millioner.

### **5.1.5 Gimle**

Situasjonen er noe uavklart når det gjelder kildekontroll i dette området. Det er mistanke om at det er aktiv landkilde for PCB, og i så fall vil tiltak knyttet til de forurensete sedimentene på grunt vann utenfor fabrikkområdet være lite hensiktsmessig. Det foreslås derfor å investere i en bedre kartlegging og kvantifisering av de landbaserte kildene på Gimle, før det eventuelt tas en beslutning om hva som skal skje med de forurensete sedimentene. Det kan ikke ses bort fra at forurensning fra dette området transporteres nordover og kan således påvirke Framnes-området. Det vil derfor være en fordel at kartleggingen av kilden på Gimle skjer før at tiltakene på Framnes effektueres, eller samtidig.

### **5.1.6 Samlet oversikt over kostnader knyttet til sedimenttiltak i Sandefjordsfjorden.**

Med utgangspunkt i prioriteringen gitt i 4.2.7 så vil de samlede kostnadene knyttet til tiltak være i størrelsesorden 8,4-26 mill. NOK. Det ligger her mange forutsetninger til grunn og beløpet må derfor sees på som tentativt.

### **5.1.7 Forslag til finansieringsmodell.**

Finansieringsmodellen bør i størst mulig grad baseres på spleiselag. I forbindelse med andre tiltaksplaner er fondsmodellen blitt vurdert, men konklusjonen har vært at det krever en rekke

juridiske avklaringer, blant annet diskusjon om pålegg og krav om bekreftelse på at ingen framtidige pålegg vil gis. Disse punktene ansees som tidkrevende og vanskelig å oppnå. Derfor anbefales spleiselagsmodellen. Det tas utgangspunkt i hvem som har pågående eller planlagt aktivitet i området og vurdere hvordan denne aktiviteten med minst mulig økonomisk tillegg kan tilpasses til en helhet i tiltaksplanen. Det er viktig at tiltakene vurderes i forhold til følgende kriterier for aktørene:

- Det tas utgangspunkt i tiltak som uansett skal gjennomføres
- Aktørenes medvirkning vurderes i forhold til dennes relevante delområde
- Aktørenes gjennomføring av tiltak utføres på en slik måte at aktøren er sikret at dennes primære behov blir dekket (eks. gir grunnlag for bruksgodkjenning av boliger, gir nødvendig seilingsdybde med mer)

Miljømyndighetenes godkjenning av tiltaksplanen vil medføre en forventning om at pålegg om ytterligere tiltak ikke vil følge, i alle fall i den nærmeste tiden, og sett bort i fra eventuelle vedlikeholdstiltak.

## 6. Referanser

De referansene som er tatt med her er utelukket de som er brukt aktivt i fase 2. For en mer fullstendig referanseliste over arbeider som er gjort i tilknytning til Sandefjordsfjorden vises til referanselisten i rapport fra fase 1.

DNV, 2005 a. Fylkesmannen i Vestfold. Sedimenter i Sandefjordsfjorden. Rapport nr.2004 -1375.

DNV, 2005 b. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment fra Color Line sin fergetrafikk i Sandefjordsfjorden. Rapport nr.2005 – 0656.

DNV, 2005 c. Fylkesmannen i Vestfold. Risikovurderinger – Sandefjordfjorden. Rapport nr.2005-1088.

Miljøbistand, 2003. Fylkesvise tiltaksplaner Sandefjordsfjorden. Rapport nr. P-03.029-2.

Multiconsult, 2005. Framnes midtre, Sandefjord. Geoteknikk og forurenset grunn. Notat.

NGI/NIVA, 2005. Jotun A/S, Sandefjord. Miljøtekniske grunn- og sedimentundersøkelser på Gimle og ute i fjorden. Rapport nr. 20051387-1.

NIVA, 2001. Forurensningstilstand i indre Sandefjordsfjorden og kartlegging av forurensningskilder. Rapport nr. 4344-2001.

NIVA, 2005a. Erfaringsnotat miljømudring i Kamfjordkilen, Sandefjord. Rapport nr. 5059-2005

NIVA, 2005b. Oppfølgende undersøkelser knyttet til sedimenttiltak i Kamfjordkilen, Sandefjordsfjorden. Rapport nr. 5072-2005.

## 7. Vedlegg.

### NOTAT

9. januar 2006

Til: Sandefjord kommune v/Ole Jakob Hansen  
Fra: NIVA v/ Sigurd Øxnevad og Torgeir Bakke

### **Sak: Undersøkelse av miljøgifter i torsk fra indre- og ytre Sandefjordsfjorden.**

Torsk fra indre- og ytre Sandefjordsfjorden ble undersøkt for miljøgifter for å overvåke utviklingen i miljøgifter siden forrige undersøkelse i 1997-98 (Knutzen og Hylland 1998).

Fisken ble fanget ved hjelp av ruser i siste halvdel av september og månedsskiftet september / oktober. Det ble fisket ved 2 stasjoner, indre og ytre fjord (figur 1).



Figur 1. Kart over Sandefjordsfjorden. Torsken som ble analysert ble fanget i indre- og ytre Sandefjordsfjorden (rødt område).

Fisken ble opparbeidet på NIVA. Blandprøver av lever fra de 2 lokalitetene ble analysert for dioksiner og dioksinliknende PCB av NILU (Norsk institutt for luftforskning). Blandprøver av lever fra indre- og ytre Sandefjordsfjorden og blandprøve av filet fra indre Sandefjordsfjorden ble analysert for PCB<sub>7</sub>, klororganiske stoffer og fett. Disse analysene ble utført på NIVA.

Det ble tatt prøver av 18 torsk fra indre Sandefjordsfjorden og 20 torsk fra ytre Sandefjordsfjorden. Fisken var av liten størrelse (se tabell 1).

**Tabell 1.** Størrelse på torsken som ble analysert

	Gj.snitt vekt (g)	Vekt (g) Min - maks	Gj.snitt lengde (cm)	Lengde Min - maks	Gj.snitt. Levervekt (g)	Levervekt Min – maks.
Indre Sandefjordsfjorden	398.3	246 - 725	34.4	28.5 – 44.0	7.25	2.6 – 13.8
Ytre Sandefjordsfjorden	878	370 - 2006	44.1	33.0 – 60.0	15.1	5.9 – 34.4

## RESULTATER

De viktigste resultatene fra blandprøveanalysene er presentert i tabell 2, mens rådata er samlet i vedlegg.

**Tabell 2.** Utvalgte miljøgifter i torsk fra indre- og ytre Sandefjordsfjorden.

	$\Sigma$ PCB <sub>7</sub> µg/kg	CB153 µg/kg	HCB µg/kg	DDE µg/kg	DDD µg/kg	DDT µg/kg	$\Sigma$ DDT µg/kg	HCH µg/kg	% Fett	Non-orto PCB ng/kg	PCDF/D ng/kg
Lever indre Sandefjordsfjorden	607.7	250	1.9	34	6.7	2.8	43.5	1.9	21	38.3	2.21
Lever ytre Sandefjordsfjorden	2069.5	880	5.4	93	22	16	131	5.4	37	63.5	4.91
Filét indre Sandefjordsfjorden	2.39	0.98	<0.03	0.19	<0.10	<0.20	<0.49	<0.03	0.32		

$\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i lever fra ytre Sandefjordsfjorden har økt fra 1470 µg/kg v.v. i 1997/98 (SFT klasse II) til 2069.5 µg/kg v.v. i år, og er i tilstandsklasse III i henhold til SFTs klassifiseringssystem for organiske miljøgifter i organismer (Molvær et al.1997).

I indre Sandefjordsfjorden har  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i torskelever blitt betydelig redusert fra 8493 µg/kg v.v. i 97/98 (SFT klasse IV) til 607.7 µg/kg v.v. i år (SFT klasse II).

$\Sigma$ PCB<sub>7</sub> i filet fra indre Sandefjordsfjorden er redusert fra 11.2 µg/kg v.v. i 97/98 (SFT klasse II) til 2.39 µg/kg v.v. i år (SFT klasse I).

**HCB (Heksaklorbenzen)** i torskelever fra ytre Sandefjordsfjorden hadde økt marginalt fra 4.0 µg/kg v.v. i 97/98 til 5.4 i år. Filétprøven fra indre Sandefjordsfjorden hadde et HCB-innhold på <0.03 µg/kg v.v., mot 0.07 µg/kg v.v. i 97/98. Alle HCB-konsentrasjonene lå i SFT klasse I.

**DDE** i lever fra ytre Sandefjordsfjorden har blitt redusert noe, fra 111 µg/kg v.v. i 97/98 til 93 i år. I lever fra indre Sandefjordsfjorden er innholdet av DDE betydelig mer redusert, fra 344 µg/kg v.v. i 97/98 til 34 µg/kg v.v. i år. I filétprøven fra indre Sandefjordsfjorden var DDE – konsentrasjonen på 0.19 µg/kg v.v., mens den i 97/98 var på 3.0 µg/kg v.v..

**DDD** er redusert både i lever og filet siden 97/98. DDD var i 97/98 på 117 µg/kg v.v. i lever fra indre Sandefjordsfjorden, og var nå på 6.7 µg/kg v.v. I filétprøven var konsentrasjonen av DDD på <0.1 µg/kg v.v., mot 0.7 i 97/98. I leverprøvene fra ytre Sandefjordsfjorden var konsentrasjonen av DDD redusert fra 59 µg/kg v.v. i 97/98 til 22 µg/kg v.v. i år.

**DDT-konsentrasjonen** var lav i både filét- og leverprøvene (SFT klasse I).  $\Sigma$ DDT var i undersøkelsen fra 98/97 på 1173 µg/kg v.v. (SFT klasse III) i torskelever fra indre Sandefjordsfjorden, men var nå nede i 43.5 µg/kg v.v. I leverprøven fra ytre Sandefjordsfjorden ble det funnet konsentrasjon av  $\Sigma$ DDT på 131 µg/kg v.v., mot 355 µg/kg v.v. fra undersøkelsen i 97/98. I filétprøven var  $\Sigma$ DDT på <0.49 µg/kg v.v., mot ca 3.7 µg/kg v.v. fra undersøkelsen i 97/98 (Klasse II).

**Dioksiner.** Konsentrasjonen av PCDF/D (summen av dioksiner og furaner), målt som toksisitetsekvivalenter, har gått ned fra 6.9 ngTE/kg v.v. til 2.21 ngTE/kg v.v. i lever fra indre Sandefjordsfjorden. I ytre Sandefjordsfjorden var det imidlertid en svak økning i konsentrasjonen, fra 4.3 ngTE/kg v.v. i 97/98 til 4.91 ngTE/kg v.v. i år. Alle konsentrasjonene av PCDF/D er i SFT klasse I.

Sum toksisitetsekvivalenter av non-orto PCB (dioksinliknende PCB-forbindelser) har blitt redusert i lever fra begge lokaliteter siden undersøkelsen i 97/98. Størst reduksjon var det i blandprøven av lever fra indre Sandefjordsfjorden, fra 458 ngTE/kg v.v. i 97/98 til 38.3 ngTE/kg v.v. i år. I lever fra ytre fjord var reduksjonen i non-orto PCB marginal: fra 83,2 ngTE/kg v.v. i 97/98 til 63,5 ngTE/kg v.v. i 2005.

Kommentar: Det var en viss størrelsesforskjell på torsken som ble analysert fra indre- og ytre Sandefjordsfjorden. Større (og eldre) fisk kan ha akkumulert mer miljøgifter enn de yngre. Dette vil eventuelt kunne bekrefte ved å gjøre analyser av enkelfisk fra de to områdene.

**Hovedkonklusjon:**

Konsentrasjonen av PCB i torskelever fra ytre Sandefjordsfjorden har økt noe fra 97/98 til 2005, mens PCB i spesielt lever men også i filét i torsk fra indre Sandefjordsfjorden har blitt redusert. PCB-innholdet er i Klasse I i filét fra indre Sandefjordsfjorden, men er i Klasse III og II i lever for henholdsvis ytre- og indre Sandefjordsfjorden.

Konsentrasjonen av dioksinliknende PCB har også blitt betydelig redusert i torskelever fra indre fjord, og var i 2005 lavere her enn i ytre fjord.

Konsentrasjonen av DDT var nå markert lavere enn i undersøkelsen fra 97/98, og er nå i Klasse I.

For de andre analyserte stoffene ble det generelt funnet lave konsentrasjoner (Klasse I).

**REFERANSER**

Knutzen, J. & Hylland, K. 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og Indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 745/98. TA-1586/1998.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. SFT. TA-1467/1997.

Norsk  
 Institutt for  
 Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås  
 0411 Oslo  
 Tel: 22 18 51 00  
 Fax: 22 18 52 00

# KORREKTUR RAPPORT

Navn Sandefjord  
 Adresse

<b>Deres referanse:</b>	<b>Vår referanse:</b>	<b>Dato</b>
	Rekv.nr .2005-2326	31.01.2006
	O.nr O 25349	

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bl.pr lever torsk Indre Sandef		2005.11.11	2005.11.22-2005.11.29
2	Bl.pr lever torsk Ytre Sandef		2005.11.11	2005.11.22-2005.11.29
3	Bl.pr file torsk Indre Sandef		2005.11.11	2005.11.22-2005.11.29

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3
Tørrstoff	%	B 3	37	50,6	19,2
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	21	37	0,32
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	3,5	5,5	<0,05
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	6,2	14	<0,05
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	27	100	0,12
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	85	200	0,39
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	31	66	0,18
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	250	880	0,98
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	170	570	0,67
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	11	40	0,05
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	66	300	0,23
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	<1	2,9	<0,05
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	649,7	2178,4	2,62
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	607,7	2069,5	2,39
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,5	0,63	<0,03
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<1	<1	<0,05
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	1,9	5,4	<0,03
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<1	<1	<0,05
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,5	<0,5	<0,03
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	34	93	0,19
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	6,7	22	<0,10
DDTPP-B	µg/kg v.v.	H 3-4	2,8	16	<0,20

\* : Metoden er ikke akkreditert.

### Kommentarer

- 1 Et referansemateriale ble opparbeidet parallelt med prøvene.  
 Alle komponentene lå innenfor +/-30% av oppsatt verdi.



## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-3630

NILU sample number: 05/1616

Customer: NIVA

Customers sample ID: Ytre Sandefjordsfjorden

: (O-25349) Six, Bl.pr.

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: VB022\_diox\_06-12-2005

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	1,47	79	1,47	1,47	1,47
12378-PeCDD	0,22	95	0,11	0,11	0,22
123478-HxCDD	0,10	96	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	1,52	93	0,15	0,15	0,15
123789-HxCDD	0,73 i		0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDD	1,11	91	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,01 i	84	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>1,82</b>	<b>1,82</b>	<b>1,93</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	15,2	82	1,52	1,52	1,52
12378/12348-PeCDF	5,45	*	0,05	0,27	0,27
23478-PeCDF	0,84	95	0,42	0,42	0,42
123478/123479-HxCDF	3,96	94	0,40	0,40	0,40
123678-HxCDF	2,78	101	0,28	0,28	0,28
123789-HxCDF	0,18 i	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	1,63	92	0,16	0,16	0,16
1234678-HpCDF	0,99	94	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,26 i	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	94	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>2,87</b>	<b>3,08</b>	<b>3,08</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4,69</b>	<b>4,91</b>	<b>5,01</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	685	74			0,07
344'5'-TeCB (PCB-81)	33,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	622	92			62,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	124	98			1,24
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>63,5</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-3630

NILU sample number: 05/1617

Customer: NIVA

Customers sample ID: Indre Sandefjordsfjorden

: (O-25349) Six, Bl.pr.

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: VB022\_diox\_06-12-2005

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,59 i	70	0,59	0,59	0,59
12378-PeCDD	0,19	79	0,10	0,10	0,19
123478-HxCDD	0,28	78	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	0,76 i	75	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDD	0,47		0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDD	0,52	73	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,16 i	63	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,84</b>	<b>0,84</b>	<b>0,93</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	7,11	70	0,71	0,71	0,71
12378/12348-PeCDF	2,26		0,02	0,11	0,11
23478-PeCDF	0,41	73	0,21	0,21	0,21
123478/123479-HxCDF	1,47	73	0,15	0,15	0,15
123678-HxCDF	0,76 i	78	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	0,19		0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,90	71	0,09	0,09	0,09
1234678-HpCDF	0,45	73	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,22 i		0,00	0,00	0,00
OCDF	0,90	66	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>1,28</b>	<b>1,37</b>	<b>1,37</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>2,12</b>	<b>2,21</b>	<b>2,30</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	588	64			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	23,4				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	376	73			37,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	65,9	76			0,66
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>38,3</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948