



RAPPORT LNR 5481-2007

Risiko- og tiltaksvurdering av forurenset sediment i Saudafjorden

An underwater photograph showing a starfish on a dark, rocky seabed. The starfish is reddish-orange and is the central focus of the image. The background is dark and somewhat blurry, suggesting an underwater environment. The text is overlaid on the top left of the image.

U5 HG5 001HD+4 CA+05 17JUN04
D5 L4 0010.6MS 07C 14:32:35

Foto: F. Uriansrud

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: 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) 22 18 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 Risiko- og tiltaksvurdering av forurenset sediment i Saudafjorden | Løpenr. (for bestilling) 5481-2007 | Dato 2004.09.15 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-27196 | Sider Pris 43 |
| Forfatter(e) Bakke, Torgeir Nilsson, Hans C. Skei, Jens Arild Sundfjord | Fagområde Marine miljøgifter | Distribusjon |
| | Geografisk område Rogaland | Trykket NIVA |

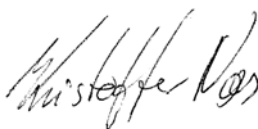
| | |
|--|--|
| Oppdragsgiver(e) Eramet Norway AS Sauda | Oppdragsreferanse Innkjøpsordrenr. 220000739 |
|--|--|

Sammendrag SFT har gitt pålegg til Eramet om miljøundersøkelse, risiko- og tiltaksvurdering knyttet til sedimenttiltak og kostholdsråd i Sauda. Risikovurderingen viser at sedimentene utgjør en risiko for skade på human helse, men liten risiko for økologisk skade bortsett fra på sedimentlevende dyr. Nivåene av metaller og PCB i blåskjell, PCB, PAH og dioksiner i torskelever, PAH-metabolitter i galle og Hg i torskefilet var lave. Blåskjell fra Sauda havn hadde høyt PAH-nivå, mens skjell innover til 2 km fra havna var rene. Analyse av PAH i skjell fra vestsiden av indre fjord anbefales. Mudringstiltak frarådes på grunn av risiko for å avdekke eldre forurensete sedimenter. Tildekking er vanskelig på grunn av skrånende bunn og neppe kostnadseffektivt. Det er tegn til bedring av sedimentforholdene og videre overvåking anbefales. Betydningen av PAH-avrenning fra land via elver og overflatevann bør avklares, her også om dreinsvann fra Eramets fabrikkområdet er forurenset og hvordan utlekking til sjø eventuelt kan unngås.

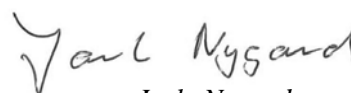
| | |
|---------------------|-------------------------------|
| Fire norske emneord | Fire engelske emneord |
| 1. Sedimenter | 1. Sediments |
| 2. Risikovurdering | 2. Risk assessment |
| 3. Kostholdsråd | 3. Restriction on consumption |
| 4. Tiltak | 4. Remediation |



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Risiko- og tiltaksvurdering av forurenset sediment i Saudafjorden

Forord

Undersøkelsen er gjennomført av NIVA på kontrakt fra Eramet Norway AS av 3 april 2007. Innsamling av blåskjell samt opparbeidelse av skjell og fisk for analyse er utført av forskningsassistent Merete Schøyen og forskningsassistent Sigurd Øxnevad, NIVA. Innsamling av fisk er gjort av Herman Folgerø, Saudasjøen. Analysene av dioksiner er gjort ved Norsk institutt for luftforskning NILU, kontaktperson Martin Schlabach. NIVAs laboratorium ved gruppeleder Bente Lauritzen og forsker Merete Grung har stått for de øvrige analysene. Risikoberegningene er utført av forsker Hans C. Nilsson, NIVA, og tiltaksvurderingen av seniorrådgiver Jens Skei, NIVA. Seniorforsker Torgeir Bakke, NIVA, har vært prosjektleder og kontakt mot oppdragsgiver, og har hatt ansvaret for tolkning av de kjemiske analysene og utforming av sluttrapporten.

Kontaktperson hos Eramet har vært Reidar Flatabø, Sauda.

Oslo, 15 september 2007

*Torgeir Bakke
prosjektleder*

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag | 6 |
| Summary | 7 |
| 1. Innledning | 9 |
| 2. Bakgrunn og målsetning | 10 |
| 3. Metoder og gjennomføring | 11 |
| 3.1 Risikovurdering av forurensede sedimenter | 11 |
| 3.2 Biologisk undersøkelse for vurdering av kostholdsråd for fjorden | 12 |
| 3.2.1 Gjeldende kostholdsråd | 12 |
| 3.2.2 Undersøkelserprogram | 13 |
| 3.3 Tiltaksvurdering | 14 |
| 4. Resultater og diskusjon | 15 |
| 4.1 Risikovurdering av bunnsedimentene | 15 |
| 4.1.1 Trinn 1 | 15 |
| 4.1.2 Trinn 2 | 16 |
| 4.1.3 Risiko for økologiske effekter | 20 |
| 4.1.4 Inndeling i delområder for eventuelle tiltak | 21 |
| 4.2 Miljøgifter i organismer | 22 |
| 4.2.1 Miljøgifter i blåskjell | 22 |
| 4.2.2 Miljøgifter i torskelever | 25 |
| 4.2.3 PAH-metabolitter i galle av torsk | 26 |
| 4.2.4 Kvikksølv i torskefilet | 27 |
| 4.3 Tiltaksvurdering | 27 |
| 4.3.1 Forurensningsgrad i sedimentene | 27 |
| 4.3.2 Alternative tiltaksmetoder | 28 |
| 5. Konklusjoner og anbefalinger | 30 |
| 5.1 Risikovurdering av sedimentene | 30 |
| 5.2 Miljøgifter i organismer | 30 |
| 5.3 Sammenfattende vurderinger av behovet for sedimenttiltak | 31 |
| 6. Referanser | 32 |
| Vedlegg A. Utredning om vannutskifting | 33 |
| Vedlegg B. Rådata - analyser NIVA | 36 |
| Vedlegg C. Rådata - analyser NILU | 41 |

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet av NIVA etter forespørsel fra Eramet Norway AS. Målsetningen, gitt i pålegg fra SFT til Eramet, er å avklare hvor stor risiko bunnsedimentene utgjør i forhold til helse og miljø, gjennomføre nye analyser av miljøgifter i fisk og skalldyr som grunnlag for å oppdatere kostholdsrådet for fjorden og vurdere nødvendigheten av tiltak på sedimentene.

Risikovurderingen er gjennomført på basis av sedimentanalyser gjort i 2004 på 31 stasjoner. Trinn 1 av vurderingen viser at ingen av sedimentstasjonene kan "friskmeldes" mht risiko for helsemessig eller økologisk skade. Trinn 2 av vurderingen indikerer at de undersøkte sedimentene innebærer en risiko for skade på human helse, spesielt på grunn av PAH-innholdet. Risikoen for skade på lokale marine organismer er liten, bortsett fra for de som lever i direkte kontakt med sedimentet.

Undersøkelsen av miljøgifter i blåskjell og torsk mellom havna og munningen av Saudafjorden er en gjentakelse av analyser fra 2001 som nåværende kostholdsråd bygger på.

Tungmetallinnholdet i blåskjell (Cd, Pb og Hg) økte svakt utover fjorden, men var likevel lavt (SFT klasse I og II). Verken metaller eller PCB i skjell utgjør noe miljøproblem i Saudafjorden. Blåskjell helt inne ved kaiområdet hadde høyt innhold av PAH både i 2001 og 2007 (SFT klasse III og IV). I 2007 var skjellene rene helt inn til ca 2 km fra havna (Ramsnes). Utlekkingen fra sedimentene langs kaiene er stor nok til å forklare PAH-nivåene i skjell i havneområdet. Det anbefales at man analyserer PAH i skjell langs vestsiden av indre fjord før en eventuell revisjon av kostholdsrådet.

PCB i torskelever lå i SFT klasse I i hele fjorden og utgjør ikke noe miljøproblem. Verken PAH i lever eller PAH-metabolitter i galle viste tegn til at torsken var eksponert for PAH. Dioksinnivået i torskelever hadde endret seg lite siden 2001 og tilfredstilte gjeldende grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskerivarer. Kvikksølvnivået i torskfilet var lavt, med svak tendens til høyest verdi ytterst i fjorden slik som for blåskjell.

Vevsanalysene viser at de teoretiske risikoberegningene overestimerer risikoen for helseskade på grunn av PAH fra sediment, unntatt ved konsum av blåskjell fra selve havneområdet.

Behovet for tiltak på sedimentene er vurdert på grunnlag av historiske data på miljøgifter i sediment, torsk og blåskjell, miljømål for fjorden, risikovurderingen, samt norsk og utenlandsk erfaring med sedimenttiltak. Mudring frarådes fordi risikoen for å eksponere eldre sedimenter med høyere nivåer av miljøgifter er stor. Tildekking av sedimenter ned til 20-30 m vanddyp er teknisk mulig, men vanskelig på grunn av skrånende bunn. Kostnadene ansees også være høye i forhold til nytteverdien, siden sedimentene ser ut til å representere liten reell risiko for human helse. Det er tegn til at sedimentutviklingen allerede er positiv og at det derfor ikke er grunnlag for sedimenttiltak. Det anbefales imidlertid at sedimentene overvåkes for å få bekreftet dette, anslagsvis hvert 5. år.

For bedre å kunne forutsi framtidig utvikling på sedimentene anbefales det at landbaserte kilders mulige betydning avklares, også at Eramet avklarer om overflatevannet på fabrikkområdet (drensvann) er forurenset og hva som i så fall kan gjøres for at dette drensvannet ikke ledes til sjø.

Summary

Title: Risk assessment and evaluation of remedial actions on contaminated sediments in Saudafjorden.

Year: 2007

Authors: Bakke, Torgeir; Nilsson, Hans C; and Skei, Jens

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-5216-3

This report has been produced by NIVA on request from Eramet Norway AS. The purpose, as required from the Norwegian Pollution Control Authority SFT, was to clarify the risk posed by the sediments to human health and the marine environment, to conduct new contaminant body burden analyses in fish and shellfish as basis for revision of present restrictions on consumption, and to evaluate the need for sediment remedial measures.

The risk assessment was made on basis of contaminant analysis on sediments from 31 sites done in 2004. Tier 1 in the assessment showed that none of the sites represented insignificant risk to the environment or human health. Tier 2 indicated that the sediments represented a significant risk to human health, primarily due to the PAH content. The risk of damage to local marine organisms was very small, except for sediment living animals.

The body burden analysis of blue mussels and cod between Sauda harbour and the outer end of the fjord was a repetition of a survey performed in 2001 on which the present restriction on consumption is based.

The content of heavy metals (Cd, Pb, and Hg) in mussels increased slightly with distance from Sauda, but all levels were in SFT quality class I or II (insignificantly to moderately polluted). Neither metals nor PCBs in mussels are considered an environmental problem in Saudafjorden. Mussels close to Sauda harbour had high levels of PAH both in 2001 and 2007 (SFT class III–IV, markedly to severely polluted), but from 2 km south of the harbour (Ramsnes) and outwards the mussels were clean in 2007. The estimated leakage of PAH from the harbour sediments was high enough to explain the tissue levels in the mussels living there. Prior to a revision of the restriction on consumption it is recommended that supplementary analyses of PAH in mussels are done from selected sites on the western side of the inner Saudafjord which have not yet been surveyed.

PCB levels in cod liver were at background both in the inner and outer part of the fjord and pose no environmental problem. The low levels of PAH in cod liver and of PAH metabolites in cod bile indicated that the fish were not exposed to PAH. The dioxin levels in cod liver had not changed to any extent since 2001 and comply with the EU limit for dioxins in fish meat and fishery products. The mercury levels in cod muscle were low, but slightly higher in the outer than in the inner part of the fjord as was also seen in the mussels.

The tissue analyses showed that the theoretical risk assessment overestimates the risk posed by PAH in the sediments to human health, except for the risk from consumption of mussels from the harbour.

The need for remediation of the sediments was evaluated on basis of historical data on contamination in sediment, mussels and cod, environmental targets for the fjord, the risk assessment and experience from sediment remedial actions elsewhere. Dredging is not recommended due to the high risk of exposing older and more contaminated sediments. Capping of sediments down to 20-30 m water depth is feasible but difficult due to a strongly sloping bottom that may be destabilised. The cost of dredging or capping is also considered high relative to the benefit, since the sediments at the moment seem to pose a small risk to human health. There are also indications that the sediments are developing

positively and hence that the cause for doing active measures is weak. It is recommended that the sediment conditions are monitored on a 5 yr basis to confirm this development.

To improve the basis for forecasting the future development in sediment contamination it is recommended that the possible significance of land based contaminant sources is determined, and that Eramet in this context clarifies if surface runoff from their land areas is contaminated, and if that is the case what can be done to prevent the contamination from reaching the fjord.

1. Innledning

Denne rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning, NIVA på grunnlag av forespørsel fra Eramet Norway AS (heretter kalt Eramet), i følge kontrakt datert 3 april 2007. Forespørselen gjaldt gjennomføring av risikovurdering, biologiske undersøkelser og tiltaksvurdering gitt i pålegg til Eramet fra Statens forurensningstilsyn i brev av 15. januar 2007 (SFT ref 2006/1529). Pålegget ga krav om at følgende utredninger/undersøkelser skulle gjennomføres.

- Risikovurdering av forurensede sedimenter i fjorden
- Biologiske undersøkelser for vurdering av kostholdsrådet for fjorden
- Vurdering av aktuelle tiltak på bakgrunn av resultatene fra risikovurderingen.

2. Bakgrunn og målsetning

Saudafjorden i Rogaland, som er en del av Sandsfjordsystemet, er en relativt trang, 15 km lang fjordarm omkranset av bratte fjellsider. Selve fjordbassenget skråner bratt nedover mot bunnen som har største dyp på 380 m. Fjorden er ytterst avgrenset med en terskel på ca 200 m dyp. Det vesentligste av nedbørsfeltet drenerer til den innerste delen, spesielt ved Sauda. Ferskvannstilførselen gir en utgående brakkvannsstrøm av ca 10 m tykkelse, som igjen genererer en underliggende inngående kompensasjonsstrøm av tykkelse 20-40 m (Stenstrøm og Golmen 2005).

Fjorden har i mange år mottatt avløpsvann fra gruvedrift og smelteverksproduksjon ved Sauda. Smelteverket ble opprettet i 1923 og er siden 1999 eid av Eramet. Miljøgiftene som har vært i fokus er i første rekke tjærestoffer (PAH) og tungmetaller (kadmium, bly, sink og kvikksølv). I de senere årene er det gjennomført omfattende tiltak for å redusere utslippene av miljøgifter. Fjorden har i dag kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner satt av Mattilsynet (Økland 2005, Miljøstatus 2007).

Saudafjorden ble i 2002 sammen med 28 andre fjord- og kystområder valgt ut til første fase av det fylkesvise tiltaksplanarbeidet med forurensede sedimenter. Fase 1 av planarbeidet ble gjennomført i 2003 av Fylkesmannen i Rogaland (2003). I tiltaksplanen fase 1 ble Saudafjorden nord for Ramsnes blinket ut som et hasteområde for tiltak grunnet tilgjengelighet av rene masser for mulig tildekking. I denne sammenhengen ble det etablert et forprosjekt for å vurdere disse massenes egnethet, kartlegge bunntopografiske forhold i den indre del av fjorden og oppdatere informasjonen om forurensningsnivåer i sedimentene (Uriansrud 2003, 2004 a,b, 2006).

Som følge av kontakt mellom Eramet, Fylkesmannen i Rogaland og SFT (møte 12.10.2004) har SFT gått ut til Eramet med pålegg om gjennomføring av risiko- og tiltaksvurdering. I pålegget påpeker SFT at utslippene av tungmetaller og PAH fra bedriften er blitt kraftig redusert gjennom ulike tiltak de senere årene, men at det likevel er behov for å avklare hvor stor risiko forurensningene som ligger i bunnsedimentene virkelig utgjør i forhold til helse og miljø, før det besluttes om nødvendigheten av tiltak. SFT påpeker også at det kan være behov for å oppdatere kostholdsrådet for fjorden og at dette gjøres på grunnlag av nye undersøkelser av miljøgifter i fisk og skalldyr. Eramet pålegges også å gjøre en tiltaksvurdering på grunnlag av den informasjonen som for øvrig fremkommer

Formålet med prosjektet har vært å gjennomføre de tre elementene beskrevet i SFTs pålegg til Eramet.

3. Metoder og gjennomføring

3.1 Risikovurdering av forurensede sedimenter

Risikovurderingen er gjennomført etter SFTs veileder (SFT TA-2085/2005). Vurderingen dekker de bunnområdene som ble prøvetatt og analysert i 2004 i forbindelse med forprosjektet (Uriansrud 2004b). Dette programmet omfattet totalt 41 sedimentstasjoner (Figur 1). Av disse ble 31 stasjoner analysert for miljøgiftinnholdet i de øvre 0-2 cm.



Figur 1. Stasjoner for sedimentprøvetaking 2004 (fra Uriansrud 2004b).

SFTs veileder legger opp til en 3-trinns risikovurdering der hvert trinn er mer stedsspesifikt og mindre konservativt enn det forrige.

Trinn 1 har som mål å raskt kunne skille ut områder eller stasjoner med ubetydelig miljørisiko fra de som bør risikovurderes videre. I Trinn 1 ble de målte miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentet sammenliknet med faste, universelle grenseverdier for miljøeffekter. Grenseverdiene er utledet fra erfaringstall i litteraturen. Det ble også for hver stasjon regnet ut en risikoindeks som gir mål for samlet overskridelse av grenseverdiene for alle miljøgiftene. Denne kan benyttes til å rangere områder eller stasjoner i forhold til hverandre mht til samlet overskridelse av grenseverdiene.

Trinn 2 er mer omfattende enn Trinn 1 og har som mål å skille sedimentområder med akseptabel risiko fra de som det må utarbeides en tiltaksplan for. Trinn 2 beregner sannsynlig transport (fluks) av miljøgiftene ut fra sedimentene via ulike transportveger, som igjen danner grunnlaget for tre uavhengige vurderinger som knyttes opp mot typiske formuleringer av miljømål.

- Risiko for spredning fra sedimentet
- Risiko for skade på human helse

- Risiko for effekter på økosystemet

Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sedimentet til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirvling som følge av lokalt skipstrafikk mønster (båttørrelser og anløpsfrekvens) og annen turbulens, samt spredning gjennom opptak i organismer.

Risiko for human helse vurderes ut fra hvordan risikoområdet brukes: rekreasjon, fangst av fisk og skalldyr osv. Eksponeringsveier er via konsum av fisk og skalldyr, samt inntak av og kontakt med sediment og vann. Formelverket benyttes for å beregne den livstidsbelastning som miljøgiftene fra sedimentet forårsaker. Dette sammenlignes med maksimalt akseptabel livstidsbelastning for å beregne den risikoen for human helseskade som sedimentene utgjør.

Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra estimert eksponering til miljøgiftene både for organismer i direkte kontakt med sedimentet og organismer i vannmassene rundt. Eksponeringen sammenholdes med grenseverdier for økologiske effekter. Konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene er blant annet avhengig av oppholdstiden av vannmassene i den indre del av Saudafjorden og det ble gjort en egen utredning om dette på basis av oseanografiske målinger gjort av NIVA i 2005 (Stenström og Golmen 2005). Utredningen er gitt i Vedlegg A. De estimerte konsentrasjonene i vannmassene er også benyttet til å estimere forventet miljøgiftinnhold i lokale blåskjell som er sammenliknet med de målte konsentrasjonene.

Etablerte miljømål for et område samt nåværende og planlagt bruk vil bestemme hvordan delresultatene fra Trinn 2 tolkes og vektlegges. Er miljømålene knyttet til konsumbegrensninger-/kostholdsråd vil man for eksempel legge hovedvekten på sedimentenes risiko overfor human helse. Siden SFTs pålegg betoner opphevelse av kostholdsråd, er hovedvekten i vurderingen lagt på transport av miljøgifter gjennom næringskjeden og risiko for human helse.

Risikoveilederen omfatter også et Trinn 3. Man kan velge å utarbeide en tiltaksplan på grunnlag av Trinn 2, eller gjennomføre Trinn 3 som omfatter utvidede lokale målinger for å gjøre beregningene i Trinn 2 mer pålitelige. Prosjektet har ikke omfattet nye målinger for å gjennomføre et Trinn 3. Siden Saudafjorden er påvirket av utslipp fra smelteverksindustrien har antatt at de spesifikke fordelingskoeffisientene mellom sediment og vann som gjelder for PAH bundet til sotkarbon kan være riktigere å anvende en veilederens generelle fordelingskoeffisienter. Det er derfor også gjort en beregning av PAH-fluksene i Trinn 2 ved å anvende koeffisienter som er funnet av Ruus et al (in prep) for sedimenter utenfor fire norske og ett svensk aluminiumsmelteverk.

SFTs vurdering er at forurensningskonsentrasjonene alene ikke gir noe grunnlag for inndeling av området i underområder for risikovurderingen. I prosjektet har vi likevel sett på om evt. topografi tilsier en slik inndeling. Trinn 2 i risikovurderingen er derfor gjennomført både for hele det området som dekkes av sedimentanalysene og for det indre området kalt Sauda havn og som omfatter de grunnere platåene lengst inne.

3.2 Biologisk undersøkelse for vurdering av kostholdsråd for fjorden

3.2.1 Gjeldende kostholdsråd

På grunn av PAH-forurensningen satte Mattilsynet i 1992 følgende kostholdsråd for Saudafjorden: ”Konsum av skjell og fiskelever fra Saudafjorden ut til Åsnes frarådes” (Økland 2005). Rådet ble satt i påvente av nyere data for miljøgiftinnholdet i fiskelever. Etter undersøkelser gjennomført av NIVA i 2001 (Moy et al. 2001) er kostholdsrådet for fiskelever opphevet. Etter siste vurdering i 2007 gjelder at konsum av blåskjell tatt innenfor en rett linje fra Molla på østsiden til Storskjær på vestsiden av

fjorden frarådes (Miljøstatus 2007). Grensen er vist i Figur 2. Mattilsynet satte også i 2002 omsetningsrestriksjoner for skjellmat som fortsatt gjelder: *salg av skjellmat fanget innenfor Åsnes forbys* (Økland 2005).

3.2.2 Undersøkellesprogram

I SFTs pålegg var kravet at stasjoner og parametre samsvarer med tidligere kostholdsrådsundersøkelser. Undersøkelsen er derfor en gjentakelse av den omfattende undersøkelsen av miljøgifter i blåskjell og torsk som ble gjort i 2001 (Moy et al. 2001) som nåværende kostholdsråd bygger på. Det gjennomførte analyseprogrammet er beskrevet i Tabell 1.

Tabell 1. Program for analyse av miljøgifter i organismer.

| Medium | Stasjoner 1) | Prøve | Parametre |
|--------------|----------------|---|--|
| Blåskjell | G1, G2, G5, G8 | 3 parallelle blandprøver á 20 skjell fra hver stasjon, størrelse 3-5 cm. Totalt 12 prøver | Cd, Pb, Hg, PAH ₁₆ , PCB ₇ i hver blandprøve |
| Torsk, lever | F1, F2 | 25 fisk fra hver stasjon 2). Totalt 10 prøver for PAH og PCB, 2 prøver for dioksiner | PAH ₁₆ i blandprøver av lever fra 5 og 5 fisk PCB ₇ i blandprøver av lever fra 5 og 5 fisk Dioksin og n.-o. PCB i en blandprøve av lever fra 25 fisk |
| Torsk, filét | F1, F2 | 25 fisk fra hver stasjon | Hg i individuelle prøver |
| Torsk, galle | F1, F2 | 25 fisk fra hver stasjon | Metabolitter av PAH i individuelle prøver |

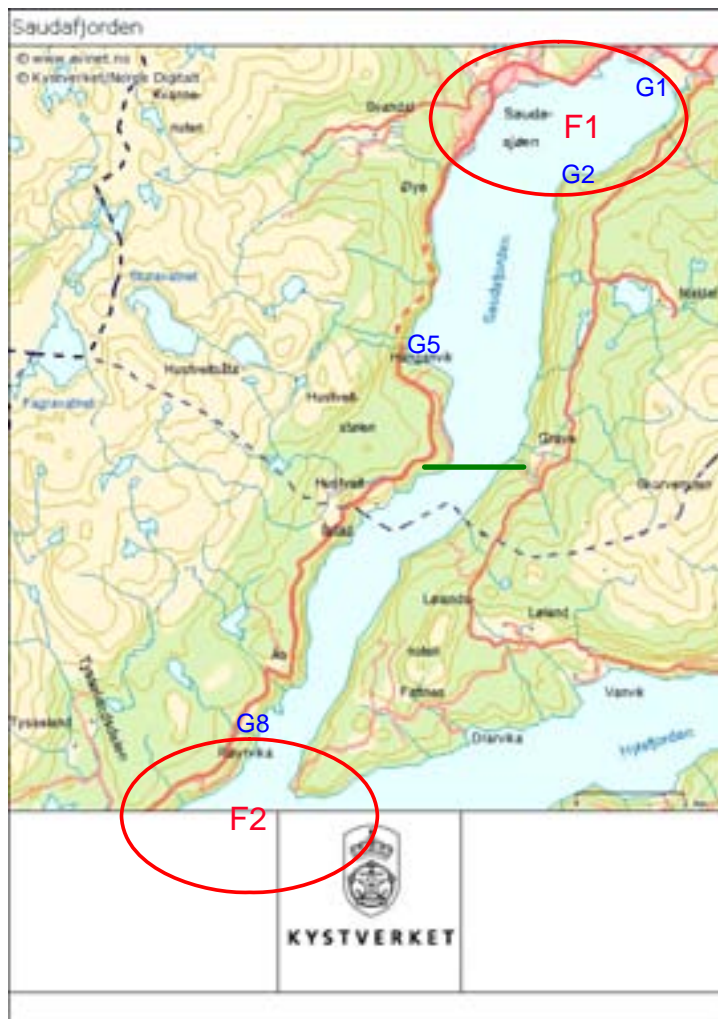
Innsamling av blåskjell fra 4 stasjoner (G1 Ekkjegrunnen, G2 Ramsnes, G5 Bølsnes og G8 Åsnes) ble gjort av NIVA ved snorkeldykking i perioden 17 til 19 april 2007. Fra hver stasjon ble det tatt 3 parallelle prøver hver på 20 skjell med skallengde 3-5 cm. Ved opparbeidelsen ble bløtdele av de 20 individene fra hver parallell samlet til en blandprøve for analyse. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 2. To av stasjonene G1 og G5 er også med i det landsomfattende overvåkingsprogrammet JAMP. Miljøgifter i blåskjell analyseres derfor årlig på disse stasjonene.

Innsamling av torsk ble gjort av lokal fisker fra slutten av april til ut mai 2007 fra to områder henholdsvis innerst i fjorden og ved fjordmunningen (Figur 2). Fra hvert område ble det samlet 25 individer med garn. Fiske ble frosset enkeltvis og hel og sendt frossen til NIVA for opparbeidelse. På NIVA ble det tatt ut prøver av filet, lever og galle fra hver fisk. Prøvene ble sendt til analyse som enkeltprøver eller blandprøver som beskrevet i Tabell 1.

Innsamlingen i 2001 ble gjort på sensommer/høst, men måtte i denne undersøkelsen gjøres på våren av hensyn til den totale tidsplanen. Ideelt burde innsamlingsperioden vært den samme. For blåskjell har antakelig forskjellen mindre betydning siden begge innsamlingene ble gjort i god tid hhv etter og før gyting. Under gyting kan skjellene kvitte seg med en betydelig del av miljøgiftinnholdet i egg og sperm slik at sammenlikningen ville blitt vanskelig.

Analyseprogrammet og metoder var de samme som i 2001. Metaller er analysert ved NIVAs laboratorium i henhold til Norsk Standard (4770, 4773, 4780 og 4781) (deteksjonsgrense er 0,02 / 0,02 / 0,1 mg/kg våtvekt for hhv. Cd/Hg/Pb). PCB og PAH bestemmes ved GC/MSD og bruk av indre standarder etter standardiserte metoder (deteksjonsgrense hhv. 0,1 og 0,5 µg/kg våtvekt.).

Dioksiner og non-orto PCBer er analysert ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) etter akkreditert metode.



Figur 2. Kart over prøvetakingsstasjoner for blåskjell (G1 – G8) og torsk (område F1 og F2). Grønn strek markerer grensen for gjeldende kostholdsrådsområde.

3.3 Tiltaksvurdering

Behovet for tiltak på sedimentene og hvilke som evt er aktuelle, er vurdert på grunnlag av prioritert miljømål for fjorden (oppheving av kostholdsråd), resultatene fra risikovurderingen, analysene av miljøgifter i torsk og blåskjell, samt tilgjengelig norsk og utenlandsk erfaring med ulike former for sedimenttiltak (bl.a. mudring, isolerende tildekking, tynnsjikttildekking, *in-situ* behandling og naturlig forbedring) Vurderingen omfatter følgende elementer:

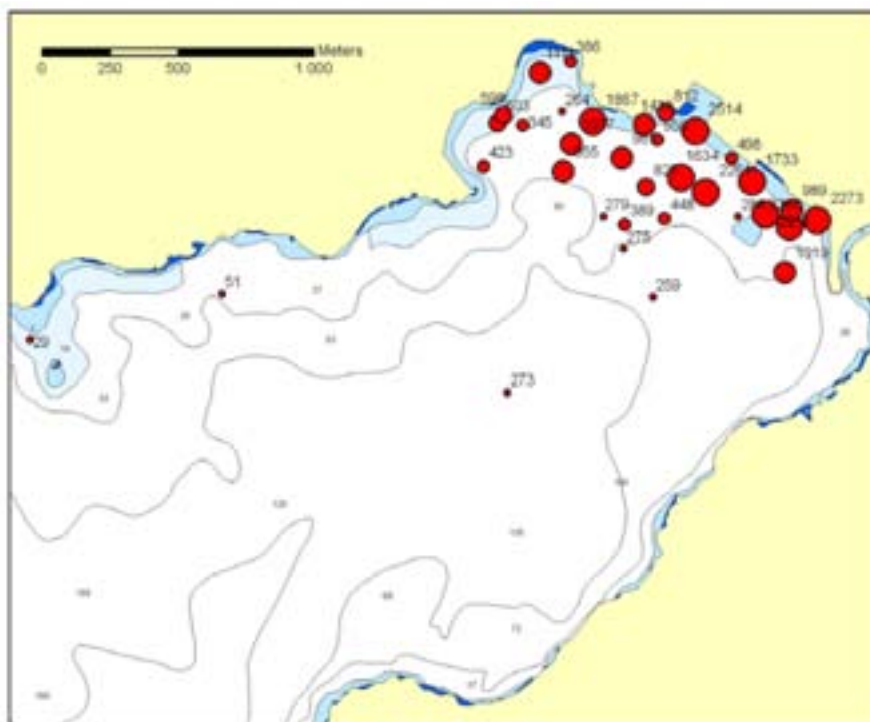
- Behovet for tiltak på sedimentene,
- Avgrensning av et eventuelt tiltaksområde.
- Hvilke tiltaksalternativer som i så fall vil være aktuelle,
- Eventuell prioritering mellom ulike tiltaksalternativer.

4. Resultater og diskusjon

4.1 Risikovurdering av bunnsedimentene

4.1.1 Trinn 1

Sammenlikning av miljøgiftkonsentrasjonene med grenseverdiene for Trinn 1 viser at ingen av stasjonene innebærer ubetydelig risiko mht miljøgiftinnhold i sedimentene. Det var derfor ikke aktuelt å frikjenne delområder fra videre risikovurdering. De samlede overskridelsene for alle miljøgiftene (risikoindeksen) varierte fra 29 ganger ved Saudaskjæret ytterst i området til 2514 ganger inne ved bedriftens hovedkai (Figur 3). De største overskridelsene (> 2000 ganger) ble funnet i nærområdet til kaiene. På disse stasjonene var det PAH-forbindelsen benzo(a)pyren som ga det største bidraget til risikoindeksen (76 – 82 %, Tabell 2). På stasjonene med de laveste indeksverdiene var det også benzo(a)pyren som ga desidert størst bidrag (60 – 78 %).



Figur 3. Samlet overskridelse av grenseverdier for ubetydelig risiko i Trinn 1 i SFTs risikoveileder. Tallene (risikoindeks) angir antall ganger konsentrasjonen overskrider grenseverdien i sum for alle de analyserte stoffene. Sirkelens størrelse er proporsjonal med risikoindeksen.

Tabell 2. Stoffer som gir størst bidrag til risikoindeksen på de 5 stasjonene med høyest indeksverdi. Bidraget er angitt i % av indeksverdien.

| Stoff | Stasjon 9 | Stasjon 13 | Stasjon 20 | Stasjon 23 | Stasjon 27 |
|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Benzo[a]pyren | 80 | 76 | 78 | 79 | 82 |
| Benzo[a]antracen | 4 | 3 | 3 | 4 | 3 |
| Antracen | 4 | 6 | 5 | 4 | 4 |
| Indeno[1,2,3-cd]pyren | 4 | 5 | 4 | 4 | 3 |
| Benzo[k]fluoranten | 3 | 2 | 2 | 2 | 1 |
| Chrysen+trifenylen | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| Fenantren | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| Naftalen | 1 | 2 | 3 | 2 | 2 |
| Sink | 0 | 1 | 2 | 1 | 1 |
| Risikoindeks | 2514 | 2261 | 2211 | 2360 | 2273 |

4.1.2 Trinn 2

Fluksberegningene viste at PAH-forbindelsen naftalen har den største utlekkingen fra sedimentene i gjennomsnitt over hele undersøkelsesområdet (ca 210 mg/m² og år, Figur 4A), nærmest fulgt av sink og fenantren (begge ca 20 mg/m² og år). Diffusjon hjulpet av bioturbasjon¹ står for 77 – 98 % av utlekkingen av disse stoffene. Gjennomsnittlig utlekkingen fra sedimentene i Sauda havn alene² er størst for sink (ca 400 mg/m² og år), fulgt av naftalen (ca 200 mg/m² og år) og bly (ca 80 mg/m² og år). For de to metallene skyldes 90 - 99 % av utlekkingen i Sauda havn oppvirvling fra skipspropeller. For naftalen er diffusjon viktigst også i havneområdet (98 % av total utlekking). Dette har sammenheng med hvor fast miljøgiftene er bundet til partiklene.

Risikovurderingen lagt hovedvekt på risiko for skade på human helse siden miljømålet er knyttet til opphevelse av kostholdsråd for fjorden. Denne risikoen er først og fremst knyttet til konsum av sjømat. Beregningene viser at ca 90 % av human eksponering til miljøgiftene fra sedimentene skjer gjennom konsum av sjømat, dvs bare ca 10 % kommer fra kontakt med sediment og partikler, for eksempel under bading. Transportveien fra sediment via opptak i bunnlevende dyr og videre transport i næringskjeden er derfor den viktigste, og til tross for at transporten her er liten i forhold til transporten ved diffusjon og erosjon (se Figur 4) overskrider likevel samtlige stasjoner grenseverdiene for human helse gitt i risikoveilederen (Figur 5). Mønsteret for hvor overskridelsene er størst følger naturlig nok mønsteret for overskridelsene i Trinn 1, dvs størst i nærområdet til kaiene. Konklusjonen er at ingen av de undersøkte sedimentene innebærer akseptabel risiko for skade på human helse i dagens situasjon, noe som i følge risikoveilederen skal utløse utarbeidelse av en tiltaksplan.

Beregningene i Figur 4 og Figur 5 er basert på veilederens generelle fordelingskoeffisienter, K_d, mellom sediment og vann. For de organiske miljøgiftene er K_d-verdiene sterkt avhengig av sedimentenes innhold av organisk karbon som binder miljøgiftene. Veilederens K_d-verdier gjelder for den type amorft karbon som finnes i naturlig organisk materiale i sedimentene. Utenfor flere norske og utenlandske smelteverk har det vist seg at sedimentene inneholder mye forbrenningsrelatert karbon som binder PAH-forbindelsene spesielt sterkt (Ruus et al. In prep, Cornelissen et al 2006). Dette er av Cornelissen et al (2006) betegnet som ”pyrogenic and unburned carbonaceous geosorbents”. Dette

¹ Faunaen som graver i og spiser sediment (bioturbasjon) vil kontinuerlig bringe nytt sediment mot overflaten og løse ut porevann. Dette forsterker den fysiske diffusjonen anslagsvis 10 ganger.

² De 7 stasjonene 3, 4, 9, 15, 19, 25, 27, som ligger innerst langs kaiene.

gjør at de generelle Kd-verdiene i veilederen gir en langt større beregnet utlekking enn det som i virkeligheten skjer, og følgelig overestimerer risikoen som skyldes PAH.

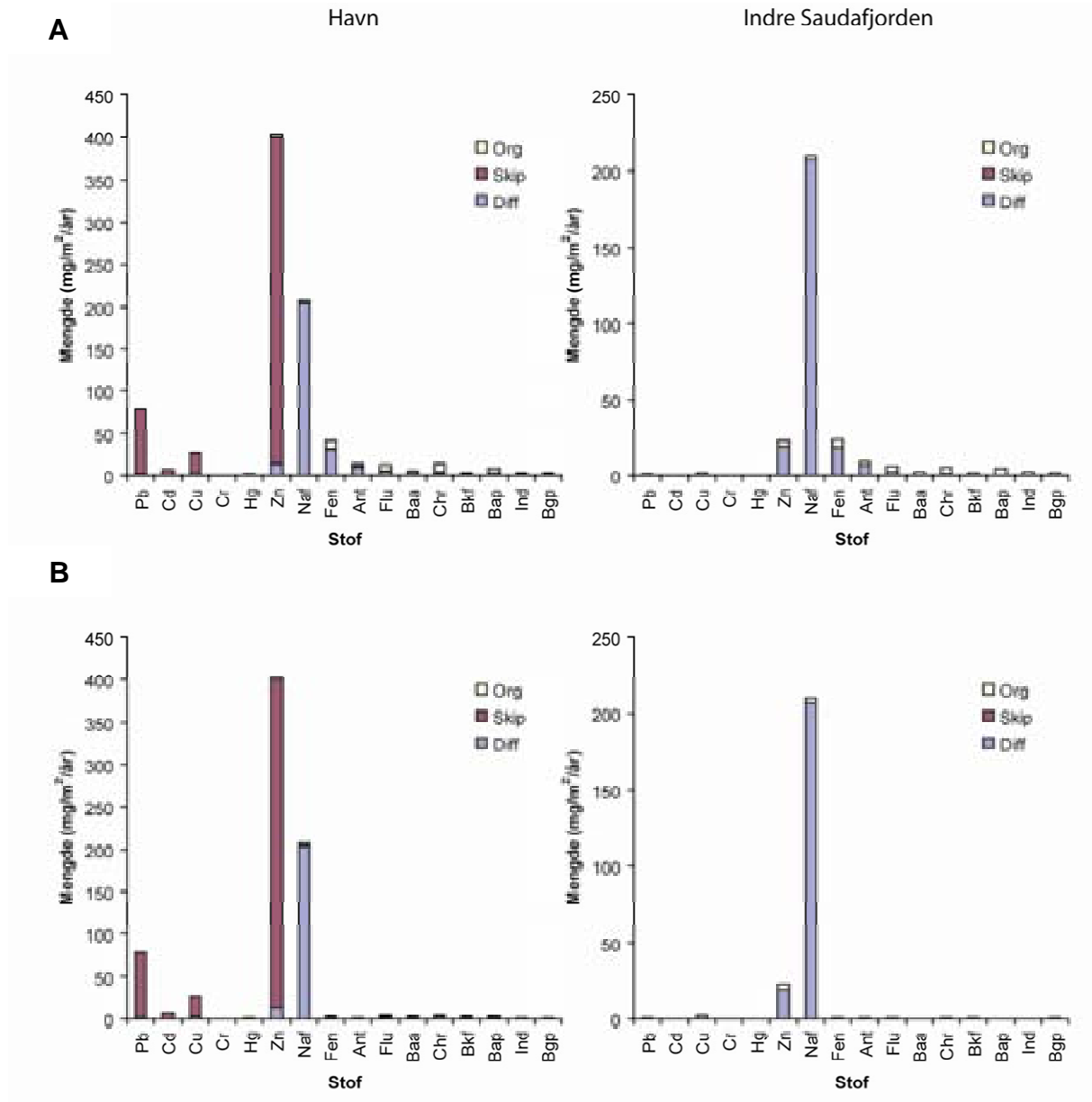
Spesifikke Kd-verdier for sedimenter med forbrenningsrelatert karbon er tidligere utledet av Ruus et al (in prep). Siden det er grunn til å anta at denne type karbon sannsynligvis også dominerer i sedimentene utenfor bedriften i Sauda, har vi gjentatt beregningene i Trinn 2 med disse Kd-verdiene (Tabell 3). Beregningene har ingen innvirkning på utlekking av metallene, men gjør at utlekkingen av alle PAH-forbindelsene unntatt naftalen går betydelig ned (Figur 4B). Beregningen fører for eksempel til at utlekkingen av fenantren går ned fra 40 til 3 mg/m² og år i havneområdet, og benzo(a)pyren fra 8,5 til 2 mg/m² og år. Dette fører med seg at overskridelsene av grenseverdiene for skade på human helse også går ned fra intervallet 38 – 220 ganger (Figur 5) til intervallet 4 – 34 ganger (Figur 6). Med andre ord overskrides fortsatt grenseverdiene for akseptabel risiko på alle stasjonene, men i betydelig mindre grad.

Den samlede teoretiske utlekkingen av PAH fra sedimentene grunnere enn 50 m innerst i fjorden utgjør på basis av beregningene ca 130 kg/år, hvorav naftalen utgjør 127 kg. Til sammenlikning utgjør restutslippet av PAH fra bedriften i dag ca 5 kg/år.

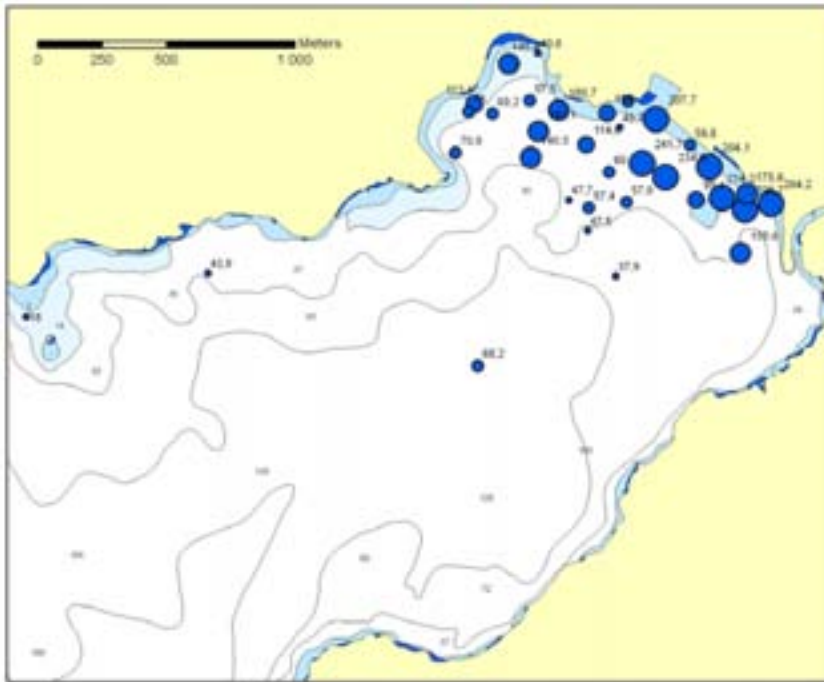
Tabell 3. Fordelingskoeffisienter (Kd) mellom sediment og vann som er anvendt for PAH-forbindelsene i Trinn 2.

| PAH-forbindelse | Kd-verdier basert på 1% organisk karbon (l/kg) | |
|------------------------|--|--------------------------------|
| | Risikoveilederen | Forbrenningsrelatert karbon 1) |
| Naftalen | 10 | 10 |
| Fenantren | 170 | 48 544 |
| Antrasen | 200 | 32 439 |
| Fluoranten | 1 515 | 62 275 |
| Benzo(a)antrasen | 6 172 | 315 800 |
| Chrysen | 5 253 | 295 275 |
| Benzo(k)fluoranten | 17 395 | 376 278 |
| Benzo(a)pyren | 6 614 | 651 926 |
| Indeno(1,2,3,c,d)pyren | 10 482 | 834 471 |
| Benzo(ghi)perylene | 26 942 | 557 278 |

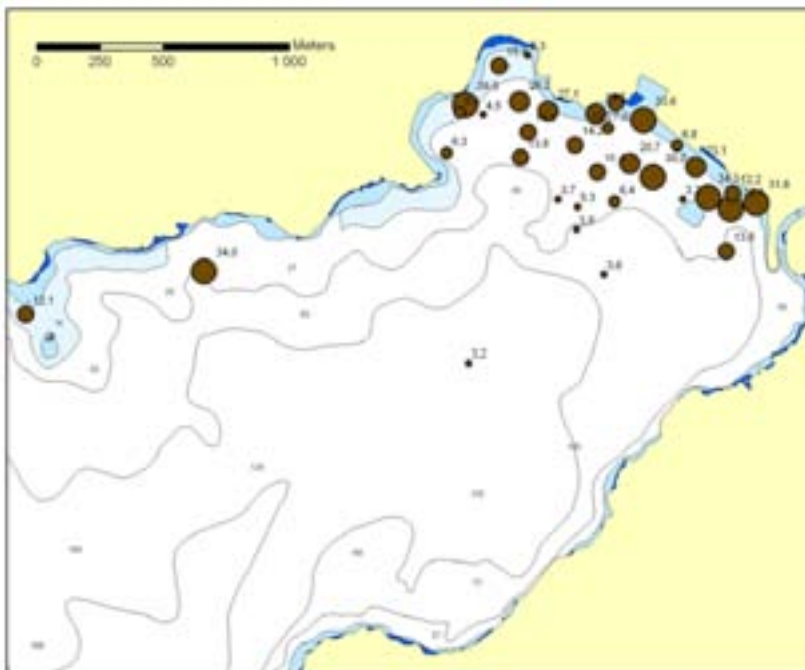
1) Fra Ruus et al, in prep.



Figur 4. Gjennomsnittlig utlekking (mg/m² og år) av metaller og PAH-forbindelser fra bunnsedimentene via diffusjon (Diff), oppvirvling fra propeller (Skip) og opptak i organismer (Org). Indre Saudafjord: alle analyserte stasjoner; Havn: de 7 stasjonene innerst langs kaiene. Utlekkingen i A er basert på risikoveilederens Kd-verdier for PAH-forbindelsene; B er basert på Kd-verdier spesifikke for forbrenningsrelatert karbon.



Figur 5. Samlet overskridelse av grenseverdiene for sedimentkonsentrasjoner som utgjør akseptabel risiko for skade på human helse i SFTs risikoveileder. Tallene angir antall ganger konsentrasjonen overskrider grenseverdien i sum for alle de analyserte stoffene. Sirkelens størrelse er proporsjonal med risikoindeksen.



Figur 6. Samlet overskridelse av grenseverdiene for skade på human helse. Figuren er den samme som Figur 5, bortsett fra at risikoberegningene er gjort ved bruk av sotkarbon-spesifikke fordelingskoeffisienter (K_d) for PAH-forbindelsene.

4.1.3 Risiko for økologiske effekter

Overskridelse av grenseverdiene i Trinn 1 viser at det er en reell risiko for skade på bunnorganismer i vedvarende kontakt med sedimentet.

Risiko for organismer i de frie vannmassene i fjordsystemet avhenger av sedimentenes bidrag til miljøgiftkonsentrasjonene i vannmassene over. Disse er beregnet ut fra fluksresultatene og vannmassenes oppholdstid lokalt. Vurderingen i Vedlegg A konkluderer med at det sannsynligvis er en jevnt rask utskiftning av vannet i dyp ned til flere titalls meter i indre del av Saudafjorden. Et grovt estimat er en gjennomsnittlig utskiftning i løpet av noen dager, sannsynligvis mindre enn en uke gjennom det meste av året. Høyere i vannsøylen (fra 30-40 m og opp), som antakelig er der mesteparten av miljøgifttransporten utover vil foregå, vil utskiftningstiden være kortere. I beregningene av miljøgiftnivåene i vannmassene er derfor en konservativ utskiftningshastighet på en uke lagt til grunn¹.

Teoretiske konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene på grunn av lekkasjen fra sedimentene er vist i Tabell 4 sammen med risikoverktøyets grenseverdier for økologiske effekter i vannsøylen. Konsentrasjonene er beregnet både ut fra gjennomsnittnivåene i sedimentet i hele området og ut fra den høyeste konsentrasjonen som ble funnet for hvert stoff (verstetilfelle). Tabellen viser at gjennomsnittskonsentrasjonene ikke er høye nok til å gi effekter. Dette gjelder både når vi legger typiske Kd-verdier for PAH til grunn (brukt i Tabell 4) og enda mer om vi bruker Kd-verdier som gjelder for forbrenningsrelatert karbon. Brukes høyeste konsentrasjon av hvert stoff, så overskrider de tyngste PAH-forbindelsene effektgrensen: benzo(a)pyren, benzo(k)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene. For de tre siste gjelder dette også når vi bruker Kd-verdier som gjelder for forbrenningsrelatert karbon. Vi mener imidlertid at det er den gjennomsnittlige utlekkingen som gir det mest realistiske bildet av hva som finnes i vannmassene.

Denne teoretiske utledningen viser altså at sedimentene utgjør liten risiko for skade på lokale marine organismer som ikke er i vedvarende, direkte kontakt med sedimentet.

Når Saudefallenes nye kraftstasjon kommer i drift vil ferskvannsutslippet øke fra nåværende 36 m³/sek fra Sauda III til 70 m³/sek. Dette vil medføre at oppholdstiden av vannmassene går ned og følgelig at miljøgiftkonsentrasjonene i vannmassene forårsaket av sedimentene minker. Derved reduseres risikoen for økologiske effekter i vannmassene ytterligere.

¹ Siden teoretisk konsentrasjon øker med økende oppholdstid (langsommere utskiftning) har vi valgt å bruke en høy, men sannsynlig oppholdstid.

Tabell 4. Gjennomsnittlige og maksimale teoretiske konsentrasjoner av miljøgifter i vannmassene ($\mu\text{g/liter}$) forårsaket av beregnet utlekking fra sedimentene (PEC), risikoverktøyets grenseverdier for kroniske effekter i vannmassene (PNEC) og forholdet mellom PEC og PNEC. Hvis $\text{PEC/PNEC} > 1$ (merket rødt) er det risiko for biologiske effekter.

| Stoff | PEC ($\mu\text{g/l}$) | | PNEC $\mu\text{g/l}$ | Ratio PEC/PNEC | |
|------------------------|-------------------------|------------|----------------------|----------------|------------|
| | Gjennomsnitt | Maks.kons. | | Gjennomsnitt | Maks.kons. |
| Pb | 0,0202 | 0,1722 | 11,0 | 0,00 | 0,02 |
| Cd | 0,0017 | 0,0264 | 0,3400 | 0,01 | 0,08 |
| Cu | 0,0084 | 0,0492 | 1,1000 | 0,01 | 0,04 |
| Hg | 0,0003 | 0,0025 | 0,0110 | 0,02 | 0,23 |
| Zn | 0,1133 | 0,9856 | 7,3000 | 0,02 | 0,14 |
| Naftalen | 0,1922 | 0,7594 | 2,1000 | 0,09 | 0,36 |
| Fenantren | 0,0196 | 0,0574 | 3,2000 | 0,01 | 0,02 |
| Antrasen | 0,0074 | 0,0304 | 0,0340 | 0,22 | 0,89 |
| Fluoranten | 0,0033 | 0,0247 | 0,1200 | 0,03 | 0,21 |
| Benzo(a)antrasen | 0,0009 | 0,0084 | 0,0100 | 0,09 | 0,84 |
| Chrysen | 0,0016 | 0,0144 | 0,2800 | 0,01 | 0,05 |
| Benzo(k)fluoranten | 0,0004 | 0,0049 | 0,0036 | 0,12 | 1,36 |
| Benzo(a)pyren | 0,0008 | 0,0057 | 0,0050 | 0,16 | 1,13 |
| Indeno(1,2,3,c,d)pyren | 0,0003 | 0,0025 | 0,0006 | 0,56 | 4,17 |
| Benzo(ghi)perylene | 0,0004 | 0,0033 | 0,0031 | 0,13 | 1,07 |

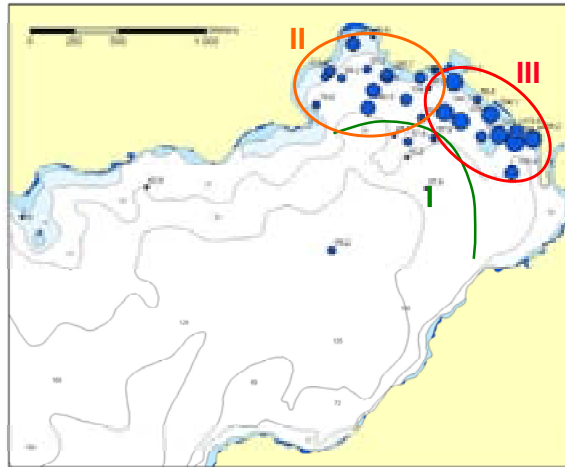
4.1.4 Inndeling i delområder for eventuelle tiltak

Resultatene ovenfor tilsier at ingen stasjoner eller geografiske grupper av stasjoner (delområder) formelt kan "friskmeldes" fra å utgjøre en risiko. Man kan imidlertid skille ut et mindre område på rundt 30 – 40 m dyp utenfor munningen av Storelva, som i alle beregningene utgjør en lavere risiko enn områdene lenger inne, og som derfor burde kunne prioriteres ned i en videre tiltaksvurdering (område I i Figur 7).

Hvis man, som i Trinn 2, forutsetter at PAH adsorberes til naturlig partikulært karbon i sedimentet, indikerer Figur 7 et skille i risiko mellom grunnområdene vest (område II) og øst (område III) for munningen av Storelva, som i areal er omtrent like store. Beregnet gjennomsnittlig overskridelse av grenseverdiene for human helse for de 11 stasjonene i område III var 184 ganger, mens gjennomsnittlig overskridelse for de 17 stasjonene i område II var 91 ganger. Forskjellen var klart statistisk signifikant (t-test, $p < 0,01$). Sedimentet utenfor kaiområdene øst for Storelva representerer derfor i dette tilfellet den største samlede risikoen for effekter på human helse.

Hvis man forutsetter at PAH er bundet til forbrenningsrelatert karbon (se Figur 6), som kanskje er den mest realistiske situasjonen for havneområdet i Sauda, har område III fortsatt høyest gjennomsnittlig samlet overskridelse av grenseverdiene for skade på human helse, men forskjellen er ikke lenger statistisk signifikant. Under denne forutsetningen bidrar de to delområdene omtrent like mye til risikoen for skade på human helse.

Siden det er grunn til å tro at forbrenningsrelatert karbon har stor betydning er det derfor ingen grunn ut fra risikovurderingen å prioritere mellom det østlige eller vestlige grunnområdet for tiltaksvurdering, mens tiltak på sedimentene lenger ute gir klart mindre gevinst i form av redusert risiko.



Figur 7. Samme som Figur 5, med tentativ inndeling av indre Saudafjorden i delområder for sedimenttiltak.

4.2 Miljøgifter i organismer

4.2.1 Miljøgifter i blåskjell

Tungmetaller

Gjennomsnittsinholdet av kadmium (Cd) i blåskjellprøvene viste samme geografiske mønsteret som i 2001 (Figur 8A). De høyeste nivåene ble funnet på de to ytterste stasjonene (G5 og G8).

Konsentrasjonene i 2007 var lavere enn i 2001 med unntak av stasjon G8 som viste liten endring.

Konsentrasjonene i 2007 lå i SFTs miljøkvalitetsklasse I (ubetydelig – lite forurenset, Molvær et al 1997) med unntak av stasjon G8 som så vidt kom opp i klasse II (moderat forurenset).

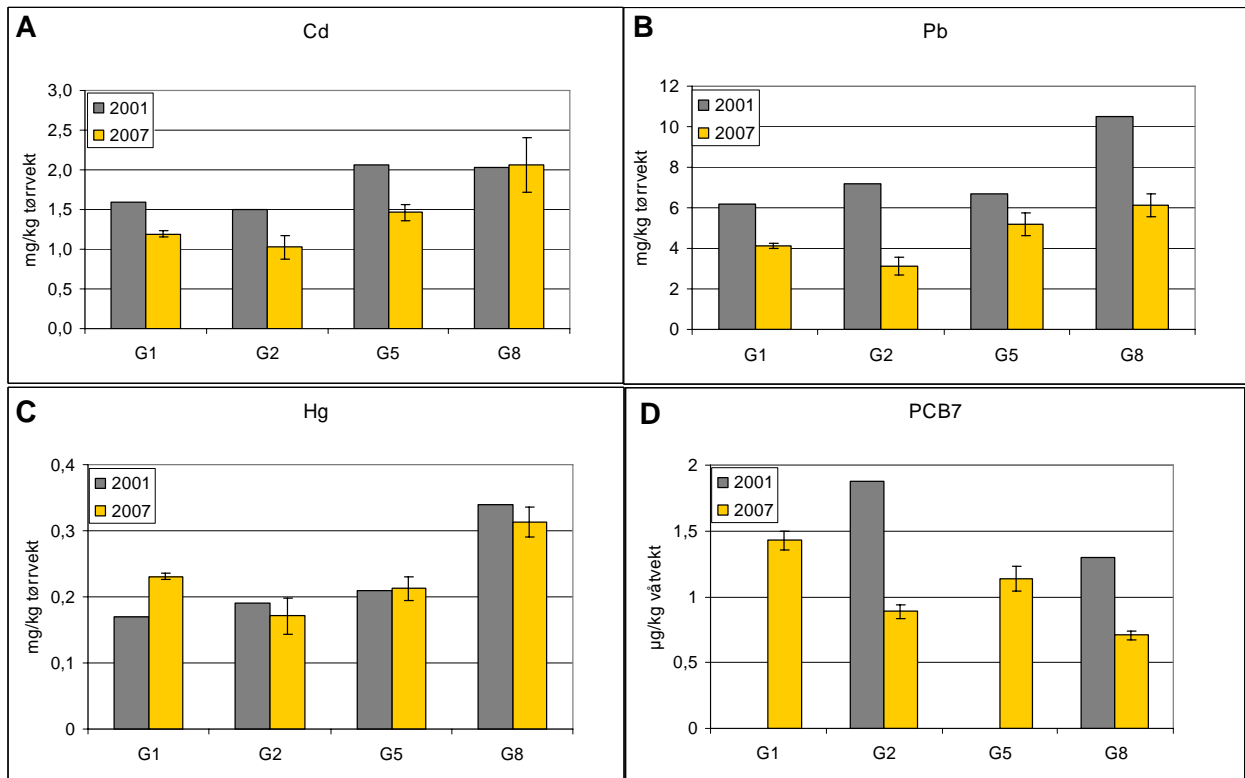
Innholdet av bly (Pb) viste samme tendensene (Figur 8B): en gradvis økning utover fjorden og lavere nivåer i 2007 enn i 2001 (også på stasjon G8). Konsentrasjonene lå i SFT klasse II (moderat forurenset).

Innholdet av kvikksølv (Hg) var relativt likt på stasjonene G1 til G5 og høyere enn dette på stasjon G8 (Figur 8C), dvs lik tendens som for de andre metallene. Forskjellen mellom 2001 og 2007 var noe usystematisk. Stasjon G2 lå i SFT klasse I, de øvrige stasjonene i klasse II.

Samlet bilde er at tungmetallnivåene i blåskjell ikke er et miljøproblem i Saudafjorden, og at de høyeste nivåene finnes ytterst i fjorden. Det siste er også i samsvar med tendensen mht kvikksølv i torskefilet (se kapittel 4.2.4). Årsaken til dette mønsteret er ikke kjent, men i mangel av kjente antropogene kilder i ytre deler av fjorden kan dette indikere mineralisering i berggrunnen i dette området.

PCB

Nivåene av sum PCB₇ viste en nedadgående trend utover fjorden i 2007 (Figur 8D). I 2001 ble bare prøver fra stasjon G1 og G5 analysert og nivåene på disse var høyere da enn i 2007. Alle konsentrasjonene lå på bakgrunnsnivå for norske kyst- og fjordområder (SFT klasse I). PCB i skjell utgjør derfor ikke noe miljøproblem.



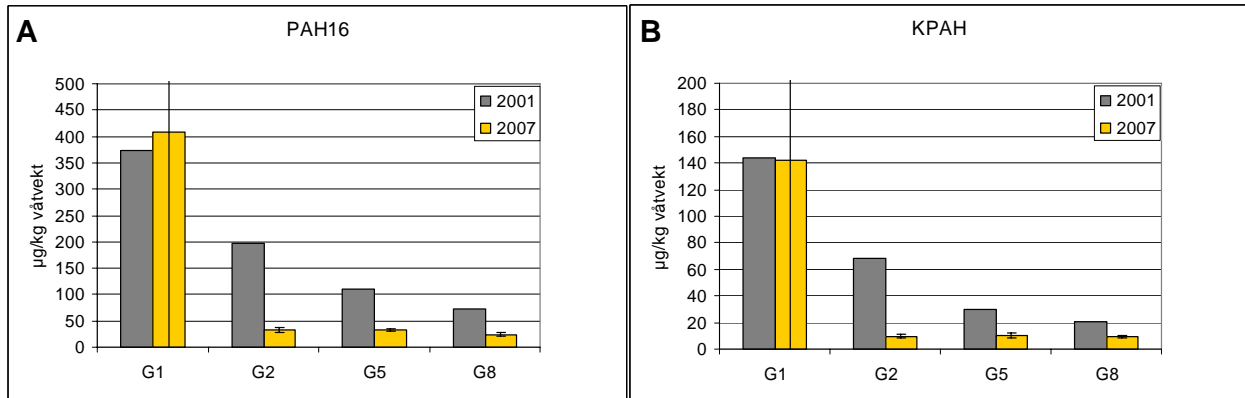
Figur 8. Vevskonsentrasjoner i blåskjell av kadmium (A), bly (B), kvikksølv (C) og sumPCB₇ (D) i 2001 (fra Moy et al 2001) og 2007. Hver stolpe angir snitt av 3 parallelle blandprøver à 20 individer. For 2007-resultatene er ± 1 standardavvik angitt.

PAH

Nivåene av sum PAH₁₆ var klart høyest på stasjon G1 både i 2001 og 2007 (Figur 9A). I 2001 sank nivåene gradvis utover fjorden. I 2007 var nivået på stasjon G1 omtrent som i 2001 (begge årene var det meget stor forskjell mellom parallelle prøver på G1). De øvrige tre stasjonene hadde innbyrdes omtrent likt nivå og dette var klart lavere enn den laveste på G8 i 2001. Bildet i 2007 er derfor at den innerste stasjonen (G1) hadde et PAH-nivå i SFT klasse III (markert forurenset), mens skjellene allerede på stasjon G2 på Ramsnes og i resten av fjorden var nede i SFT klasse I (ubetydelig – lite forurenset). Største reduksjonen siden 2001 ble funnet på stasjon G2.

Samlet konsentrasjon av de potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelsene (sum KPAH) viste samme geografiske tendens og over tid som for sum PAH₁₆ (Figur 9B). Nivået på stasjon G1 lå i SFT klasse IV (sterkt forurenset), mens de øvrige stasjonene alle lå helt på grensen mellom klasse I og II.

Disse resultatene viser at PAH-forurensningen i blåskjell helt inne ved kaiområdet var og er høy (SFT klasse III og IV). Mens det i 2001 ble påvist en gradvis avtagende PAH-forurensning utover fjorden, er bildet nå at skjellene så langt innover som til Ramsnes er ubetydelig PAH-forurenset.



Figur 9. Vevskonsentrasjoner i blåskjell av sumPAH₁₆ (A) og sum av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (B) i 2001 (fra Moy et al 2001) og 2007. Hver stolpe angir snitt av 3 parallelle blandprøver à 20 individer. For 2007-resultatene er ± 1 standardavvik angitt (NB: for G1 er SD større enn skalaen).

På basis av de teoretiske vannkonsentrasjonene av miljøgifter forårsaket av utlekkingen og risikoverktøyets fordelingskoeffisienter mellom vann og organismer (BCF) har vi beregnet hva sedimentene i havneområdet vil gi av miljøgiftkonsentrasjoner i organismer i likevekt med vannet. I Tabell 5 er dette vist sammen med de funne konsentrasjonene i blåskjell på stasjon G1. Beregningene viser at for alle PAH-forbindelsene unntatt fenantren, antrasen, fluoranten og benzo(a)antrasen er den teoretiske utlekkingen fra sedimentene mer enn stor nok til å forklare de høye nivåene i blåskjellene på G1.

Tabell 5. Teoretiske og målte konsentrasjoner av miljøgifter i blåskjell fra stasjon G1. Teoretisk er basert på gjennomsnittlig utlekking fra de 7 stasjonene nærmest kaiene og Kd-verdier for forbrenningsrelatert karbon.

| Stoff | Teoretisk i vann µg/liter | BCF | Vevsnivå i skjell | | Bidrag fra Sedimentet (%) |
|------------------------|------------------------------|-------|-------------------------|-----------------------|------------------------------|
| | | | Teoretisk µg/kg v.v. | Målt G1 µg/kg v.v. | |
| Cd | 0,0062 | 10 | 0,1 | 167 | 0 |
| Pb | 0,0756 | 500 | 37,8 | 580 | 7 |
| Hg | 0,0010 | 20 | 0,0 | 1 | 2 |
| Naftalen | 0,2029 | 100 | 20,3 | 19,0 | 107 |
| Fenantren | 0,0027 | 1476 | 3,9 | 49 | 8 |
| Antrasen | 0,0014 | 1409 | 2,0 | 6,9 | 29 |
| Fluoranten | 0,0037 | 7227 | 26,4 | 77,5 | 34 |
| Benzo(a)antrasen | 0,0021 | 17337 | 36,1 | 90,5 | 40 |
| Chrysen | 0,0035 | 32283 | 112,8 | 61 | 185 |
| Benzo(k)fluoranten | 0,0014 | 50000 | 71,4 | 19,45 | 367 |
| Benzo(a)pyren | 0,0017 | 50000 | 86,9 | 14,95 | 581 |
| Indeno(1,2,3,c,d)pyren | 0,0008 | 50000 | 42,2 | 6,25 | 676 |
| Benzo(ghi)perylene | 0,0013 | 50000 | 64,3 | 11,45 | 561 |

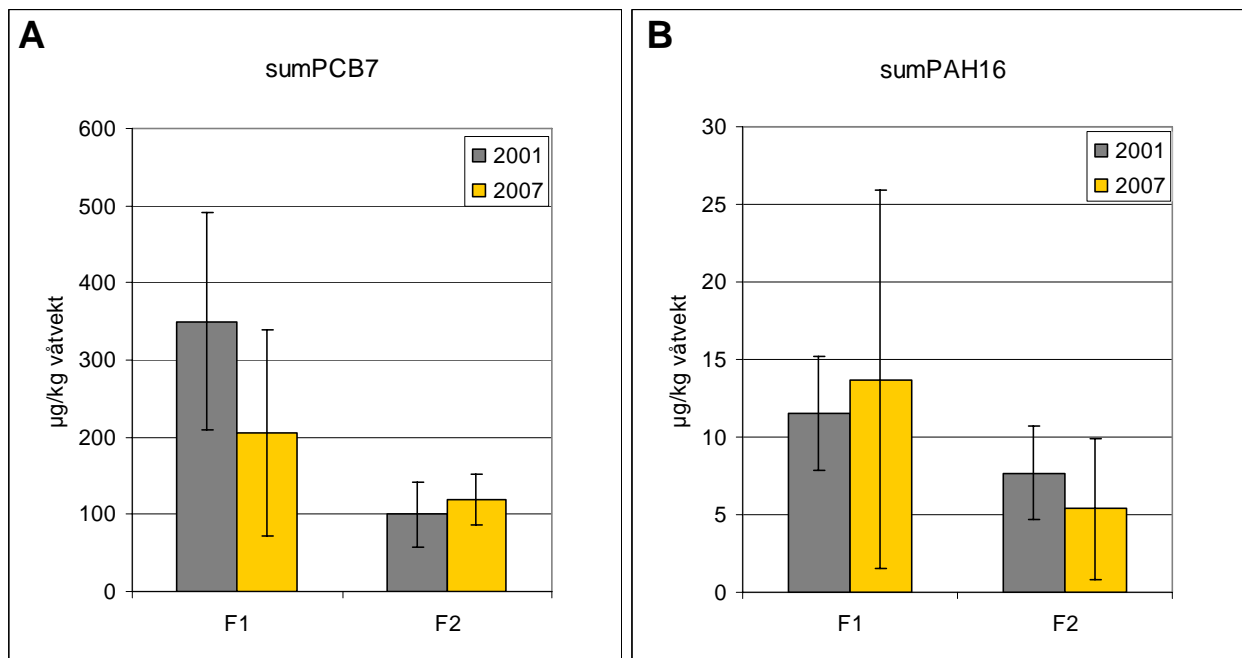
4.2.2 Miljøgifter i torskelever

PCB

Gjennomsnittlig innhold av sum PCB₇ i torskeleverprøvene i begge områdene både i 2001 og 2007 lå på bakgrunnsnivå for norske kyst- og fjordområder (Figur 10A). Resultatene viste en reduksjon i gjennomsnittsnivå på henimot 40 % fra 2001 til 2007 i område F1, men forskjellen var likevel ikke statistisk signifikant. Gjennomsnittlig PCB-innhold i lever fra ytre område F2 var lavere enn i område F1 både i 2001 og 2007, men bare i 2001 var forskjellen signifikant. PCB i torskelever ansees derfor ikke å utgjøre noe miljøproblem.

PAH

Gjennomsnittlig sumPAH₁₆ i torskelever var høyere i område F1 enn i område F2 begge årene, mest utpreget i 2007 (Figur 10B). Ingen av disse forskjellene var imidlertid statistisk signifikante. Det var heller ingen entydig endring i sum PAH₁₆ i torskelever over tid innen hvert av områdene. Det er ikke etablert norske miljøkvalitetskriterier for PAH i torskelever, og nivåene er erfaringsmessig relativt lave siden fisk har stor evne til å bryte ned og skille ut PAH. Overfor miljøkvalitetskriteriene for blåskjell ville disse PAH-nivåene ligget i klasse I. Dette indikerer også at nivåene er lave.

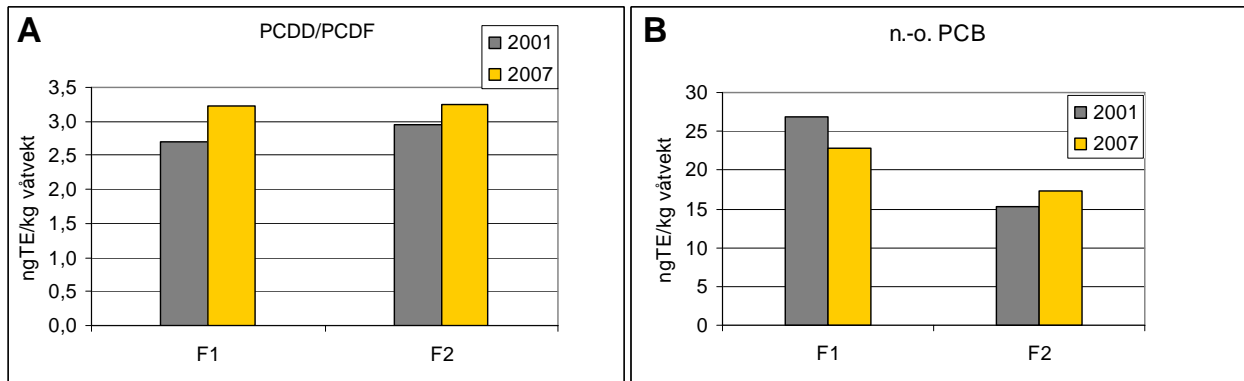


Figur 10. Vevskonsentrasjoner i torskelever av sumPCB₇ (A) og sumPAH₁₆ (B) i 2001 (fra Moy et al 2001) og 2007. Hver stolpe angir snitt av 5 parallelle blandprøver av lever fra 5 fisk. Vertikale streker angir ± 1 standardavvik.

Dioksiner

Det var liten endring over tid i innholdet av dioksiner og n.-o. PCB (dioksinliknende PCB) i torskelever fra de to områdene (Figur 11A). Dioksinnivåene var i praksis like, og alle prøvene lå i SFT klasse I for dioksiner i blåskjell. Det høyeste målte dioksinnivået (3,2 ngTE/kg våtvekt i begge områdene i 2007) er under grenseverdien for dioksininnhold i fiskekjøtt og fiskerivarer på 4 ngTE/kg våtvekt fastsatt av EUs Scientific Committee on Food, og som også gjelder i Norge. Tilsvarende

grenser for n.-o. PCB er ikke etablert. Det var en svak tendens til lavere n.-o. PCB i område F2 enn i område F1 (Figur 11B).



Figur 11. Vevskonsentrasjoner i torskelerver av dioksiner (A) og non-ortho PCB (B) i 2001 (fra Moy et al 2001) og 2007. Hver stolpe angir konsentrasjonen som toksisitetsekvivalenter (TE) i en blandprøve av lever fra 25 fisk.

4.2.3 PAH-metabolitter i galle av torsk

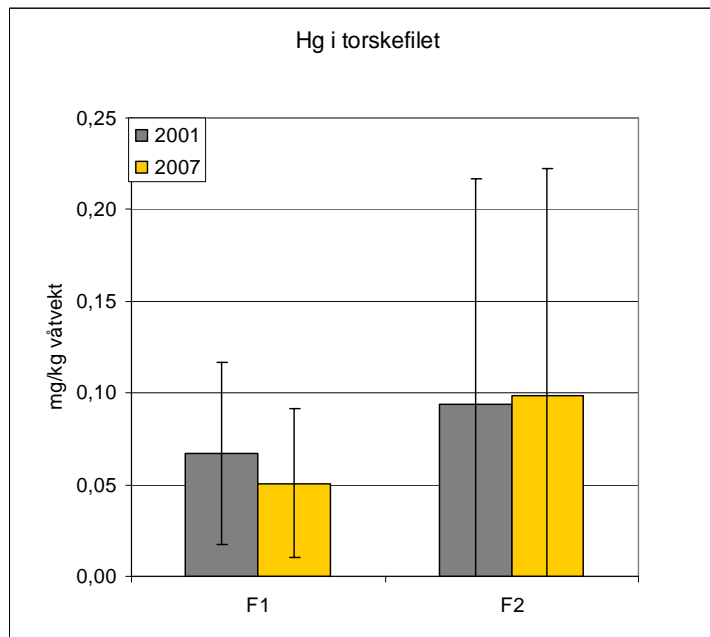
Innholdet av PAH-metabolitter i galle av torsk var lavt i begge områdene, lavest i F2, og bare 1-hydroksypyren var kvantifiserbar i de fleste av prøvene (Tabell 6). Selv om det var svakt høyere gjennomsnittskonsentrasjon av 1-hydroksypyren i F1 enn i F2, var nivåene i begge områder lavere enn det som samme år ble funnet hos torsk på åpen kyst (Brandasund). Metabolitten 2-hydroksynaftalen ble ikke påvist i noen av prøvene. Torsken i Saudafjorden viste derfor ikke tegn til å ha vært eksponert for PAH.

Tabell 6. Gjennomsnittlig innhold av PAH-metabolitter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i galleprøver av torsk, i sammenlikning med tilsvarende analyser fra Brandasund (Bømlo) og Indre Sør fjorden i JAMP-programmet 2007. Ved beregning av gjennomsnittet er konsentrasjoner under deteksjonsgrensen satt til 50 % av denne, dvs til $0,25 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

| | | BAP-3-OH | NAP-2-OH | PA-1-OH | PYR-1-OH |
|-----------|--------------------------------|-------------|----------|------------|-----------|
| Område F1 | Antall prøver analysert | 20 | 20 | 20 | 20 |
| | Antall prøver kvantifiserbare | 7 | 0 | 3 | 20 |
| | Gjennomsnitt F1 | 0,36 | - | 2,4 | 37 |
| Område F2 | Antall prøver analysert | 23 | 23 | 23 | 23 |
| | Antall prøver kvantifiserbare | 2 | 0 | 15 | 20 |
| | Gjennomsnitt F2 | 0,36 | - | 2,6 | 8 |
| JAMP 2007 | Gjennomsnitt Indre Sør fjorden | 4 | 21 | 14 | 91 |
| | Gjennomsnitt Brandasund | <2 | <20 | 9 | 53 |

4.2.4 Kvikksølv i torskefilet

Gjennomsnittlig innhold av Hg i torskefilet var noe høyere i område F2 enn i område F1 både i 2001 og 2002 (Figur 12), men forskjellen var ikke signifikant. Innenfor hvert av områdene var det ingen systematisk forskjell mellom 2001 og 2007. Alle gjennomsnittsverdiene lå i SFT klasse I, og ingen enkeltfisk hadde innhold ut over Klasse II.



Figur 12. Kvikksølv i torskefilet i 2001 (fra Moy et al 2001) og 2007 (mg/kg våtvekt). Hver stolpe angir gjennomsnitt (± 1 standardavvik) av Hg-innholdet i 25 fisk analysert enkeltvis.

4.3 Tiltaksvurdering

Tiltaksvurderingen har omfattet følgende elementer:

- Behovet for tiltak på sedimentene,
- Hvilke tiltaksalternativer som i så fall vil være aktuelle,
- Eventuell prioritering mellom ulike tiltaksalternativer.
- Avgrensning av et eventuelt tiltaksområde

Vurdering av behovet for tiltak er gjort på grunnlag kjennskapen til graden av forurensning i sedimentene (eksisterende data) og en teoretisk risikovurdering hvor SFTs eksisterende risikoveileder er brukt. Vurdering av tiltaksalternativer er basert på kunnskap om hvilke realistiske alternativer som eksisterer og som eventuelt ville kunne brukes i Saudafjorden, sett i lys av stedsspesifikke forhold (sedimenttype, bunntopografi, vanddyb etc.). Avgrensning av et eventuelt tiltaksområde er basert på hvor det foreligger sedimentdata i forhold til vanddyb. Det har ikke vært vurdert å gjøre tiltak på vanddyb større en 50 m.

4.3.1 Forurensningsgrad i sedimentene

Det er tidligere gjort sedimentprøvetaking i Saudafjorden i 1976, 1981, 1986, 2000 og 2002. Omfanget av disse undersøkelsene har variert og når det gjelder havneområdet, ble det mest omfattende

prøvetakingsprogrammet gjennomført i 2004 med 41 stasjoner og hvor analyser foreligger på 31 av disse (Uriansrud, 2004b). Det er brukt grabb i undersøkelsene (bortsett fra 1976), fordi det har vist seg vanskelig å bruke kjerneprøvetaker i det innerste området hvor sedimentene er harde og til dels grove. Tilførselene av miljøgifter (PAH og metaller) til fjorden er over tid blitt kraftig redusert, først ved etablering av vannrenseanlegget i 1975, senere i 1988 i forbindelse med rehabilitering av renseanlegget og etter dette ved gradvis bedring av teknologien helt fram til 2006. siste større tilførselsreduksjon skjedde i desember 2005. Vi har sammenlignet overflatenivåer av PAH i sedimentprøver tatt i 1981 og 2004 (25 års intervall) på samme stasjon på dypere vann utenfor havnebassenget (hvor det er et typisk sedimentasjonsområde). I 1981 var konsentrasjonen ca. 100.000 µg/kg total PAH, mens den i 2004 var redusert til 12.000 µg/kg total PAH. Dette er en reduksjon som i stor grad reflekterer utslippsreduksjonen i samme tidsrom.

Nivåene av PAH og kadmium i sedimentene var fortsatt høye i 2004 (tilstandsklasse V) i det innerste havneområdet. Sedimentene er her relativt grove, slik at risikoen for oppvirling som følge av strøm, bølger og skipspropeller er relativt liten. Det bør påpekes at bedriften foretok en mudring langs kaiene i 2004 for å fjerne større mengder manganmalm og koks som følge av tap under lossing over kai. Målsettingen med mudringen var å øke seilingsdybden langs kaiene til minimum 10 m for å kunne håndtere større malmskip.

Selv om det ikke foreligger sedimentprofiler (kjerneprøver) fra havneområdet er det totalt sett sannsynliggjort at de dypere liggende sedimentene inneholder større mengder forurensning enn overflatesedimentene. Det betyr at hvis mudring skulle gjøres som et miljøtiltak så vil det være en betydelig risiko for spredning under mudrearbeidet og en risiko for en restforurensning etter mudring som i verste fall kan føre til høyere konsentrasjoner av miljøgifter i overflatesedimentet etter at tiltaket er gjennomført.

4.3.2 Alternative tiltaksmetoder

Prinsippet om at tiltaksmetoder skal være lokalt tilpasset er viktig. I realiteten er det tre valg det står mellom:

1. Mudring (fjerning av sediment)
2. Tildekking (bruk av tynne eller tykke sjikt av sand eller lignende)
3. Avvente situasjonen og overvåke for å dokumentere at situasjonen bedrer seg ved naturlig overdekking av sediment (ofte kombinert med enkle tiltak på land for å sikre bedre kildekontroll)

I mange tilfeller kan det være aktuelt å kombinere ulike tiltaksmetoder innenfor ett og samme område ved å dele området i flere tiltaksområder.

I situasjoner hvor forurensningstilførselene har vært store tidligere og hvor det er iverksatt omfattende rensing vil de dypere delene av sedimentene være mer forurenset enn overflatelaget. I slike situasjoner vil mudring innebære en stor miljørisiko og kan ikke anbefales. Forurensningshistorien i Sauda er lang og de tidligere utslippene av bl.a. PAH var store. I en slik situasjon kan mudring i havneområdet for å oppnå en miljøgevinst ikke anbefales.

Tildekking forutsetter at forholdene ligger til rette for det. Langs bedriftens kaier er det ikke hensiktsmessig å dekke til ettersom det er behov for et seilingsdyp på ca. 10 m. Dessuten mudres det langs kaiene med noen års mellomrom for å fjerne malm og koks som tapes under lossing. I grunnområdet (0 -20 m) er det for øvrig svært skrånende bunn. Dette vil være en utfordring i forhold til tildekking og fare for utrasning. Selv om det teknisk ville være mulig å legge ut et dekklag så er det vanskelig å kunne argumentere for at dette ville bli regningsssvarende i forhold til nytte så lenge det er påvist marginal risiko for helseeffekter som følge av konsum av sjømat i området.

Ettersom risikovurderingen ikke kan vise til en betydelig reell risiko for helse (dvs. basert på målinger av miljøgifter i fisk og blåskjell), så er det lite formålstjenlig å anbefale aktive tiltak på sedimentene. Så langt er utviklingen positiv når det gjelder sedimentets kvalitet, og under forutsetning av at denne utviklingen vedvarer er det ingen gode argumenter for å gjennomføre tiltak nå. Det foreslås derfor at situasjonen overvåkes ved analyse av nye sedimentprøver om en 5 års tid.

For å få et bedre bilde av hvordan miljøgiftsituasjonen i indre del av Saudafjorden vil utvikle seg i årene framover, anbefaler vi også at betydningen av andre mulige tilførselskilder avklares. Spesielt bør det avklares om tidligere tørr- og våtdeposisjon av PAH på land, deponier, etc gir miljøgifttilførsel av betydning via elvene eller direkte avrenning ved nedbør. Kunnskapen om dette bør sammenfattes og om nødvendig styrkes. Som ledd i en slik avklaring anbefales også at Eramet gjør en gjennomgang av situasjonen på bedriftens område på land med hensyn til dreisvannets grad av forurensning og eventuelle behov for tiltak for ytterligere å stoppe tilførsler til sjø. En eventuell tildekking av sedimentene i deler av området ved en senere anledning vil være avhengig av at tilførslene fra land er så godt som eliminert.

5. Konklusjoner og anbefalinger

5.1 Risikovurdering av sedimentene

Risikovurderingen Trinn 1 viser at alle sedimentstasjonene analysert i 2004 kan medføre risiko for helsemessig eller økologisk skade. Både tungmetaller og PAH overskrider grenseverdiene for ubetydelig risiko og det var derfor ikke aktuelt å frikjenne delområder fra videre risikovurdering. PAH-forbindelsen benzo(a)pyren bidrar mest til samlet risiko.

Risikovurderingen Trinn 2 viser likeledes at alle de undersøkte sedimentene overskrider grenseverdiene for skade på human helse og at den teoretiske risikoen derfor ikke er akseptabel. Dette gjelder også dersom man forutsetter at sedimentene vesentlig inneholder forbrenningsrelatert karbon, noe som er vanlig utenfor smelteverk. Utlekkingen av PAH-forbindelsene fra slike sedimenter er betydelig mindre enn fra vanlige bunnsedimenter og reduserer derfor risikoen fra PAH. Sedimentene i nærområdet til kaiene utgjør den største teoretiske risikoen. Beregningen viser på den annen side at sedimentene neppe gir risiko for skade på lokale marine organismer bortsett fra de som er i vedvarende, direkte kontakt med sedimentet.

Både av praktiske grunner og ut fra det teoretiske risikobildet er det liten gevinst av å gjøre tiltak utenom de grunnere områdene innerst i fjorden. Grunnområdene øst og vest for munningen av Storelva bidrar omtrent like mye til samlet teoretisk risiko, så risikovurderingen gir ingen grunn til å prioritere mellom disse i en tiltaksvurdering.

5.2 Miljøgifter i organismer

Innholdet av tungmetallene kadmium, bly og kvikksølv i blåskjell på de fire undersøkte stasjonene var lavt (SFT klasse I og II). Samlet bilde er at det er økende nivåer utover fjorden, men at tungmetallnivåene i blåskjell totalt sett ikke er et miljøproblem i Saudafjorden. PCB-innholdet i blåskjell utgjør heller ikke noe miljøproblem. PAH-forurensningen i blåskjell helt inne ved kaiområdet var høy i 2001 (SFT klasse III og IV) og like høy i 2007. I 2001 ble det påvist en gradvis avtagende PAH-forurensning utover fjorden, mens bildet i 2007 er at skjellene så langt inn som til Ramsnes er ubetydelig PAH-forurenset. Teoretisk beregning viser at utlekkingen av PAH fra sedimentene langs kaiene er mer enn stor nok til å forklare de høye nivåene i blåskjell i selve havneområdet.

Innholdet av PCB i torskelever både ytterst og innerst i fjorden lå på bakgrunnsnivå for norske kyst og fjordstrøk, og utgjør ikke noe miljøproblem. Fisk har stor evne til å bryte ned og skille ut PAH. Selv om det derfor ikke finnes miljøkvalitetskriterier for PAH i torskelever, tilsvarte nivåene Klasse I for blåskjell og må betegnes som lave. Analyse av et utvalg nedbrytningsprodukter av PAH i galleprøver av den samme torsken viste også lave nivåer. Torsken i Saudafjorden viste derfor ikke tegn til å ha vært eksponert for PAH.

Dette viser at risikoberegningene gir en overestimering av risikoen for helseskade på grunn av transport av PAH fra sediment til sjømat, med unntak av blåskjell helt inne i selve havneområdet.

Dioksinnivået i torskelever hadde endret seg lite siden 2001 og lå under grenseverdien for dioksininnhold i fiskekjøtt og fiskerivarer som gjelder både i EU og Norge.

Gjennomsnittlig innhold av kvikksølv i torskefilét var lavt. Nivåene tilsvarte SFT klasse I både innerst og ytterst i fjorden, og ingen enkeltfisk hadde innhold ut over Klasse II. Det var svak tendens til høyere gjennomsnittsnivå ytterst i fjorden slik som for blåskjell.

Det geografiske mønster av PAH-forurensningen i blåskjell i 2007 viser at den belastningen som skjellene i havneområdet er utsatt for, ikke strekker seg ut til Ramsnes på østsiden av fjorden ca 2 km utenfor havna. Man vet imidlertid ikke hvor langt utover på vestsiden av fjorden blåskjell kan være PAH-forurenset. Siden det er antydning av Stenstrøm og Golmen (2005) at utgående overflatestrøm følger vestsiden av fjorden, anbefales at man analyserer PAH-innholdet i blåskjell på et utvalg stasjoner utover på denne siden også før en eventuell revisjon av kostholdsrådet.

5.3 Sammenfattende vurderinger av behovet for sedimenttiltak

Basert på historiske data på miljøgifter i sedimenter, med spesiell fokus på prøver tatt i 2004 som representerer nå-tilstanden, gjennomførte risikovurderinger basert på teoretiske beregninger og reell risiko i forhold til human helse ved analyser av fisk og blåskjell er det grunnlag for følgende anbefalinger:

- Mudring frarådes som miljøtiltak fordi risikoen for å eksponere eldre sedimenter med høyere nivåer av miljøgifter er stor. Dette gir økt risiko for spredning under mudrearbeidet samt økt risiko for restforurensning og høyere nivåer i overflatelaget etter mudring enn før mudring.
- Tildekking av sedimenter ned til 20-30 m vanddyp er teknisk mulig, men representerer en utfordring fordi sjøbunnen mange steder er sterkt skrånende og faren for utrasning er til stede. Dessuten er det vanskelig å kunne argumentere for tildekking ut fra et kost-nytte-perspektiv ettersom sedimentene ser ut til å representere liten reell risiko i forhold til opptak av miljøgifter i fisk og blåskjell og dermed liten risiko i forhold til human helse.
- Det anbefales å avvente eventuelle tiltak på sedimentene og heller overvåke endringer i sedimentkvaliteten i det øvre biologisk aktive sedimentsjiktet (stort sett øvre 10 cm) over tid. Forutsatt at sedimentkvaliteten utvikler seg positivt er det ikke grunnlag for sedimenttiltak.
- Det anbefales at sedimentene i og utenfor havnebassenget overvåkes hvert 5te år.
- I tillegg anbefales at betydningen av mulige landbaserte kilder til miljøgifttilførsel til fjorden avklares, for bedre å kunne forutsi framtidig utvikling på sedimentene. I denne sammenhengen bør Eramet avklare om overflatevannet på fabrikkområdet (drensvann) eventuelt er forurenset og hva som i så fall kan gjøres for at dette drensvannet ikke ledes til sjø.

6. Referanser

- Cornelissen G., Breedveld G., Kalaitzidis S., Christanis K., Kibsgaard A. and AMP. Oen. 2006. Strong sorption of native PAHs to pyrogenic and unburned carbonaceous geosorbents in sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 40:1197-1203.
- Miljøstatus 2007. Miljøstatus i Norge: Saudafjorden.
<http://www.miljøstatus.no/templates/PrintPage.aspx?id=2717>
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT TA-1467/1997.
- Moy F, Næs K, Knutzen J, 2001. Miljøtilstanden i Saudafjorden 2001. NIVA rapport nr 4446-2001. 33s.
- Ruus A., Bøyum O., Grung M., and Næs K., (in prep). Particle affinity and bioavailability of PAHs associated with coal tar pitch. NIVA report in prep.
- Stenström P, og Golmen L, 2005. Strømmodellering i indre Saudafjorden – konsekvenser av kraftverktbyggingen ved Sønnå for isforhold og erosjon. NIVA rapport nr 5060-2005. 33s.
- Uriansrud F, 2003. Undersøkelse av miljøtilstanden i sone 2 og 3, indre del av Saudafjorden. NIVA Notat O-23235, 20/08-2003.
- Uriansrud F, 2004a. miljøundersøkelse i forbindelse med massedeponi i Saudafjorden. NIVA Notat O-23255, 07/01-2004.
- Uriansrud F, 2004b. Kartlegging av miljøtilstanden i indre deler av Saudafjorden. NIVA Notat O-24141, 08/07-2004.
- Uriansrud F, 2006. Datarapport. Innledende undersøkelser for deponering av steinmasser i Saudafjorden. NIVA rapport nr 5134-2006. 22s.
- Økland TE, 2005. Kostholdsråd i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) av bergfall & co as. Aktiv Trykk. 268s.

Vedlegg A. Utredning om vannutskifting

Vurdering av vannutskifting i indre del av Saudafjorden (Arild Sundfjord, NIVA)

Enkelt beskrevet vil strømregimet i fjorder med stor ferskvannstilførsel bestå av en utstrømmende del i brakkvannslaget øverst, og ett eller flere lag med innstrømmende kompensasjonsstrøm under dette. Dette er også tilfellet i Saudafjorden (se Stenström & Golmen 2005). Jo større ferskvannstilførsel det er nær overflaten, jo sterkere vil den innstrømmende kompensasjonsstrømmen være.

I perioden 21. april-7. juni 2005 ble det gjort strømmålinger noe øst for midten av indre del av Saudafjorden (Uriansrud 2006). Målingene ble gjort med en profilerende strømmåler som dekket dybdeintervallet fra ca 40-110 m dyp. Disse målingene er brukt som grunnlag for en grov vurdering av hvor lang oppholdstid vannet under overflatelaget vil ha i indre del av Saudafjorden.

Målingene fra dyp 40-50 m viser at strømmen er relativt retningsstabil over perioder på flere døgn, mens hovedretningen dreier langsomt i løpet av måleperioden. Dette tyder på at det er en vedvarende nettostrøm i dette dybdeintervallet, der bare mindre modulasjoner skyldes tidevannsveksling. Vi antar derfor at den målte strømmen, for en del av fjordens tverrsnitt, kan ses på som et netto bidrag til vannutskifting. Det innstrømmende volumet må kompenseres for enten ved utstrømning på motsatt side av fjorden, eller ved medrivning i underkant av det utstrømmende brakkvannslaget. Begge deler vil sannsynligvis forekomme, men hvilken mekanisme som dominerer bildet endrer ikke på det konservative estimatet for vannutskifting vi søker her.

For å gjøre en overslagsberegning antar vi i første omgang at det er innstrømning bare i ¼-del av fjordens bredde, på den siden strømmålingene er gjort. Det kan tenkes at en stor del av midtpartiet vil være mer strømstille, mens det kan være en utgående strøm på motsatt side. Fjordens bredde gjennom målepunktet er ca 1.5 km. Fra en linje som krysser fjorden gjennom målepunktet og inn til fjordbunnen er det også ca 1.5 km. Volumet med vann som skal skiftes ut kan da finnes ved å multiplisere bredde og avstand inn til bunn av fjorden med det dybdeintervallet vi er interessert i. Med en målt middelstrøm på ca 2.5 cm/s for dybdeintervallet 40-50 m, som er antatt representativ for ¼-del av bredden på 1.5 km kan vanntransporten beregnes. Vannvolum delt på vanntransport gir da et estimat på gjennomsnittlig utskiftingstid for indre del av fjorden, i dybdeintervallet 40-50 m, på ca 67 timer, eller 2.8 døgn.

Det er en rekke usikkerheter knyttet til dette estimatet:

- Antagelsen om at strømmålingene er representative for ¼ av fjordens bredde er usikker. Det kan være lite strøm nær land slik at den beregnede volumfluksen er overestimert. Samtidig kan det godt være innstrømning i en større del av fjorden. I måleperioden dreide strømmen fra utstrømmende i begynnelsen til innstrømmende i drøyt andre halvdel av perioden. Dette kan enten skyldes at den horisontale fordelingen av inn- og utstrømning veksler i løpet av periode, eller at det er en endring i hvilket dybdeintervall den dominerende kompensasjonsstrømmen ligger. Uansett så er det en vesentlig nettostrøm i det aktuelle dybdeintervallet i hele perioden, som må kompenseres for ved en tilsvarende volumfluks i annet dyp og/eller side av fjordens tverrsnitt.
- Måleperioden dekker bare 1,5 måned, om våren 2005. Det vil være en viss årstidsvariasjon i ferskvannstilførselen til indre del av Saudafjorden. Ifølge opplysninger fra Stenström & Golmen 2005 så vil det bare i kortere perioder være overløps- eller elvetilførsler som er større en vannfluksen fra kraftproduksjonen. Siden måleperioden er om våren, der spesielt vannføring fra snøsmelting kan være betydelig, kan transportestimatene være noe overestimert for årsmiddel. Kortvarige svingninger i utslipp fra kraftproduksjon, f.eks. som døgnsyklus, vil ha liten innvirkning på de beregningene som er gjort her.
- Beregningen er gjort som et gjennomsnitt for volumet innenfor målepunktet. Det vil være lokale variasjoner, der vannet i enkelte områder vil ha noe lengre oppholdstid.
- Deler av utskiftingen kan være en intern sirkulasjon i delbassenget nord for Solandsneset. Selv om det i de dypene vi her ser på er åpen forbindelse gjennom Sandsfjorden og videre ut

til kysten utenfor, kan det være en viss resirkulasjon. Estimater for utskiftningstid tar ikke hensyn til dette.

Oppsummering/konklusjon: det er målt signifikant nettostrøm under overflatelaget, med relativt stabil retning over perioder lengre enn tidevannsyklusen. Det er stor og jevn ferskvannstilførsel fra kraftproduksjonen, og vi antar at dette er den viktigste drivkraften for sirkulasjonen også under overflatelaget. Det er dermed grunn til å tro at det, også her i indre del av fjordsystemet, er jevnt rask utskiftning av vannet i dyp ned til flere titalls meter. Et grovt estimat er gjennomsnittlig utskiftning i løpet av noen dager, sannsynligvis mindre enn en uke gjennom det meste av året. Høyere i vannsøylen (fra 30-40 m og opp) vil utskiftningstiden være kortere.

Vedlegg B. Rådata - analyser NIVA

| Miljøgifter i blåskjell | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| | Cd/MS-B | Hg-B | Pb/MS-B | CB28-B | CB52-B | CB101-B | CB118-B | CB153-B | CB138-B | CB180-B | Sum PCB | Seven Dutch |
| Merket | µg/g | µg/g | µg/g | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| | E 8-3 | E 4-3 | E 8-3 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | Beregnet* | Beregnet* |
| G 1 Glass 1 | 0,169 | 0,032 | 0,58 | <0,10 | 0,21 | 0,26 | 0,22 | 0,37 | 0,34 | 0,06 | 1,46 | 1,46 |
| G 1 Glass 2 | 0,162 | 0,032 | 0,59 | <0,10 | 0,17 | 0,26 | 0,22 | 0,36 | 0,34 | <0,05 | 1,35 | 1,35 |
| G 1 Glass 3 | 0,171 | 0,033 | 0,56 | <0,10 | 0,23 | 0,26 | 0,22 | 0,36 | 0,34 | 0,06 | 1,47 | 1,47 |
| G 2 Glass 1 | 0,154 | 0,025 | 0,46 | <0,10 | 0,12 | 0,12 | 0,1 | 0,25 | 0,24 | <0,05 | 0,83 | 0,83 |
| G 2 Glass 2 | 0,138 | 0,023 | 0,43 | <0,10 | 0,14 | 0,14 | 0,12 | 0,27 | 0,26 | <0,05 | 0,93 | 0,93 |
| G 2 Glass 3 | 0,183 | 0,031 | 0,56 | <0,10 | 0,11 | 0,14 | 0,12 | 0,27 | 0,26 | <0,05 | 0,9 | 0,9 |
| G 5 Glass 1 | 0,205 | 0,031 | 0,76 | <0,10 | 0,2 | 0,21 | 0,16 | 0,32 | 0,3 | 0,05 | 1,24 | 1,24 |
| G 5 Glass 2 | 0,179 | 0,027 | 0,61 | i | 0,14 | 0,18 | 0,14 | 0,31 | 0,29 | 0,06 | 1,12 | 1,12 |
| G 5 Glass 3 | 0,201 | 0,027 | 0,71 | i | 0,13 | 0,19 | 0,14 | 0,31 | 0,28 | <0,05 | 1,05 | 1,05 |
| G 8 Glass 1 | 0,302 | 0,044 | 0,86 | <0,10 | 0,08 | 0,09 | 0,08 | 0,22 | 0,2 | <0,05 | 0,67 | 0,67 |
| G 8 Glass 2 | 0,218 | 0,038 | 0,72 | <0,10 | 0,09 | 0,1 | 0,08 | 0,24 | 0,23 | <0,05 | 0,74 | 0,74 |
| G 8 Glass 3 | 0,291 | 0,041 | 0,83 | <0,10 | 0,09 | 0,09 | 0,08 | 0,24 | 0,21 | <0,05 | 0,71 | 0,71 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | NAP-B | ACNLE-B | ACNE-B | FLE-B | DBTHI-B | PA-B | ANT-B | FLU-B | PYR-B | BAA-B | BKF-B | BEP-B |
| Merket | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 |
| G 1 Glass 1 | <2 | 0,61 | 1,1 | 2,3 | <0,5 | 9,4 | 1,4 | 17 | 12 | 18 | 4,6 | 11 |
| G 1 Glass 2 | 19 | 7,6 | 15 | 25 | 5 | 87 | 12 | 140 | 100 | 160 | 35 | 110 |
| G 1 Glass 3 | <2 | 0,73 | 1,4 | 2,4 | 0,57 | 11 | 1,8 | 15 | 7,9 | 21 | 3,9 | 12 |
| G 2 Glass 1 | <2 | 0,53 | 0,72 | 2,1 | <0,5 | 4,4 | <0,5 | 6,1 | 3,4 | 4,1 | 0,97 | 2,3 |
| G 2 Glass 2 | <2 | 0,53 | 0,66 | 1,5 | <0,5 | 4,6 | <0,5 | 5,4 | 3,1 | 5,7 | 1,1 | 2,5 |
| G 2 Glass 3 | <2 | <0,5 | 0,52 | 1,6 | <0,5 | 4,1 | <0,5 | 3,6 | 1,5 | 4,1 | 0,91 | 1,8 |
| G 5 Glass 1 | <2 | <0,5 | 0,79 | 2,2 | <0,5 | 5,3 | <0,5 | 3,5 | 1,2 | 6,5 | 1,1 | 2,3 |
| G 5 Glass 2 | <2 | 0,55 | 0,85 | 2,5 | <0,5 | 5,3 | <0,5 | 3,8 | 1,3 | 4,4 | 1,1 | 2,2 |
| G 5 Glass 3 | 3,6 | <0,5 | 0,78 | 1,4 | <0,5 | 4,9 | <0,5 | 3,1 | 1 | 3,8 | 0,86 | 2 |
| G 8 Glass 1 | 3,1 | <0,5 | <0,5 | 0,97 | <0,5 | 3,4 | <0,5 | 2,9 | 1 | 3,6 | 1,2 | 2,1 |
| G 8 Glass 2 | <2 | <0,5 | <0,5 | 1,3 | <0,5 | 3,5 | <0,5 | 2,3 | 0,76 | 4,1 | 1,2 | 1,6 |
| G 8 Glass 3 | <2 | <0,5 | <0,5 | 1,2 | <0,5 | 3 | <0,5 | 2,2 | 0,69 | 3 | 1 | 1,5 |
| | | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | | |
| | BAP-B | PER-B | ICDP-B | DBA3A-B | BGHIP-B | Sum PAH | Sum PAH16 | Sum KPAH | Sum NPd | 9BBJF-B | 9CHR-B | |
| Merket | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | |
| | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | Beregnet* | Beregnet* | Beregnet* | Beregnet* | H 2-4 | H 2-4 | |
| G 1 Glass 1 | 4 | 1,3 | 1,4 | 0,84 | 2,2 | 113,15 | 100,85 | 42,84 | 9,4 | 14 | 12 | |
| G 1 Glass 2 | 27 | 12 | 11 | 6,1 | 20 | 1001,7 | 874,7 | 339,1 | 111 | 100 | 110 | |
| G 1 Glass 3 | 2,9 | 1,6 | 1,5 | 0,86 | 2,9 | 112,46 | 98,29 | 43,16 | 11,57 | 13 | 12 | |
| G 2 Glass 1 | 0,65 | <0,5 | 0,71 | <0,5 | 1,1 | 34,78 | 32,48 | 9,43 | 4,4 | 3 | 4,7 | |
| G 2 Glass 2 | 0,78 | <0,5 | 0,78 | <0,5 | 1,4 | 36,15 | 33,65 | 11,46 | 4,6 | 3,1 | 5 | |
| G 2 Glass 3 | <0,5 | <0,5 | 0,65 | <0,5 | 0,82 | 26,5 | 24,7 | 8,46 | 4,1 | 2,8 | 4,1 | |
| G 5 Glass 1 | 0,68 | <0,5 | 0,69 | <0,5 | 1,1 | 35,36 | 33,06 | 12,67 | 5,3 | 3,7 | 6,3 | |
| G 5 Glass 2 | 0,53 | <0,5 | 0,66 | <0,5 | 0,96 | 32,45 | 30,25 | 10,09 | 5,3 | 3,4 | 4,9 | |
| G 5 Glass 3 | <0,5 | <0,5 | 0,69 | <0,5 | 0,86 | 30,69 | 28,69 | 8,75 | 8,5 | 3,4 | 4,3 | |
| G 8 Glass 1 | 0,59 | <0,5 | 0,89 | <0,5 | 0,95 | 28,6 | 26,5 | 9,98 | 6,5 | 3,7 | 4,2 | |
| G 8 Glass 2 | <0,5 | <0,5 | 0,92 | <0,5 | 0,96 | 24,04 | 22,44 | 9,32 | 3,5 | 3,1 | 4,3 | |
| G 8 Glass 3 | <0,5 | <0,5 | 0,95 | <0,5 | 1 | 21,24 | 19,74 | 8,05 | 3 | 3,1 | 3,6 | |

| Miljøgifter i torskelever | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------------|
| | TTS/% | Fett-% | CB28-B | CB52-B | CB101-B | CB118-B | CB153-B | CB138-B | CB180-B | Sum PCB | Seven Dutch |
| Merket | % | % pr.v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| | B 3 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | Beregnet* |
| 1 lever Torsk 1-5, F1 | 38 | 18 | <2,0 | <2,0 | 2,1 | 4,8 | 13 | 6,9 | 3,4 | 30,2 | 30,2 |
| 2 lever Torsk 6-10, F1 | 36 | 15 | 2,7 | 4,5 | 16 | 44 | 77 | 46 | 21 | 211,2 | 211,2 |
| 3 lever Torsk 11-15, F1 | 48 | 32 | 4,5 | 11 | 44 | 58 | 150 | 90 | 49 | 406,5 | 406,5 |
| 4 lever Torsk 16-20, F1 | 37 | 20 | <2,0 | <2,0 | 12 | 27 | 80 | 44 | 23 | 186 | 186 |
| 5 lever Torsk 21-25, F1 | 44 | 32 | <2,0 | <2,0 | 15 | 26 | 85 | 44 | 23 | 193 | 193 |
| Lever Torsk 1-5, F2 | 36 | 24 | <2,0 | 2,3 | 13 | 21 | 64 | 33 | 14 | 147,3 | 147,3 |
| Lever Torsk 6-10, F2 | 44 | 26 | <2,0 | <2,0 | 9,5 | 12 | 40 | 22 | 13 | 96,5 | 96,5 |
| 3 Lever Torsk 11-15, F2 | 41 | 27 | <2,0 | <2,0 | 9,2 | 13 | 44 | 25 | 11 | 102,2 | 102,2 |
| 4 Lever Torsk 16-20, F2 | 42 | 27 | <2,0 | <2,0 | 9,2 | 12 | 38 | 20 | 10 | 89,2 | 89,2 |
| 5 Lever Torsk 21-25, F2 | 48 | 53 | <2,0 | 2 | 14 | 22 | 67 | 39 | 18 | 162 | 162 |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | NAP-B | ACNLE-B | ACNE-B | FLE-B | DBTHI-B | PA-B | ANT-B | FLU-B | PYR-B | BAA-B | BKF-B |
| Merket | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 |
| 1 lever Torsk 1-5, F1 | <7 | 2,2 | <2,0 | 2,1 | <2,0 | 2,1 | <2,0 | 2,2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 2 lever Torsk 6-10, F1 | <7 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 2,1 | <2,0 | 5 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 3 lever Torsk 11-15, F1 | 8,5 | 2,9 | 2,8 | 2,6 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 4 lever Torsk 16-20, F1 | <7 | 2,6 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 5 lever Torsk 21-25, F1 | 22 | 3,4 | 2,1 | 3,1 | <2,0 | 2,9 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| Lever Torsk 1-5, F2 | 7,7 | <2,0 | <2,0 | 2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| Lever Torsk 6-10, F2 | <7 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 2,1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 3 Lever Torsk 11-15, F2 | <7 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 4 Lever Torsk 16-20, F2 | <7 | <2,0 | 2,9 | 3,3 | <2,0 | 4 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| 5 Lever Torsk 21-25, F2 | <7 | <2,0 | <2,0 | 2,5 | <2,0 | 2,3 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 |
| | | | | | | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| | BEP-B | BAP-B | PER-B | ICDP-B | DBA3A-B | BGHIP-B | Sum PAH16 | Sum KPAH | Sum NPD | 9BBJF-B | 9CHR-B |
| Merket | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | H 2-4 | Beregnet* | Beregnet* | Beregnet* | H 2-4 | H 2-4 |
| 1 lever Torsk 1-5, F1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 8,6 | 0 | 2,1 | <2,0 | <2,0 |
| 2 lever Torsk 6-10, F1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 7,1 | 0 | 2,1 | <2,0 | <2,0 |
| 3 lever Torsk 11-15, F1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 16,8 | 0 | 8,5 | <2,0 | <2,0 |
| 4 lever Torsk 16-20, F1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 2,6 | 0 | 0 | <2,0 | <2,0 |
| 5 lever Torsk 21-25, F1 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 33,5 | 0 | 24,9 | <2,0 | <2,0 |
| Lever Torsk 1-5, F2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 9,7 | 0 | 7,7 | <2,0 | <2,0 |
| Lever Torsk 6-10, F2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 2,1 | 0 | 2,1 | <2,0 | <2,0 |
| 3 Lever Torsk 11-15, F2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 0 | 0 | 0 | <2,0 | <2,0 |
| 4 Lever Torsk 16-20, F2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 10,2 | 0 | 4 | <2,0 | <2,0 |
| 5 Lever Torsk 21-25, F2 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | <2,0 | 4,8 | 0 | 2,3 | <2,0 | <2,0 |

Kvikksølv i torskefilet

| Prøve Område F1 | Hg-B µg/g E 4-3 | Prøve Område F2 | Hg-B µg/g E 4-3 |
|----------------------------|--------------------------------|----------------------------|--------------------------------|
| 1 filet Torsk 1, F1 | 0,017 | Filet 1 Torsk 1-5, F2 | 0,021 |
| 2 filet Torsk 2, F1 | 0,024 | Filet 2 Torsk F2 | 0,023 |
| 3 filet Torsk 3, F1 | 0,036 | Filet 3 Torsk F2 | 0,049 |
| 4 filet Torsk 4, F1 | 0,043 | Filet 4 Torsk F2 | 0,026 |
| 5 filet Torsk 5, F1 | 0,025 | Filet 5 Torsk F2 | 0,029 |
| 6 filet Torsk 6, F1 | 0,048 | Filet 6 Torsk F2 | 0,034 |
| 7 filet Torsk 7, F1 | 0,02 | Filet 7 Torsk F2 | 0,046 |
| 8 filet Torsk 8, F1 | 0,025 | Filet 8 Torsk F2 | 0,042 |
| 9 filet Torsk 9, F1 | 0,026 | Filet 9 Torsk F2 | 0,03 |
| 10 filet Torsk 10, F1 | 0,027 | Filet 10 Torsk F2 | 0,057 |
| 11 filet Torsk 11, F1 | 0,023 | Filet 11 Torsk F2 | 0,04 |
| 12 filet Torsk 12, F1 | 0,03 | Filet 12 Torsk F2 | 0,03 |
| 13 filet Torsk 13, F1 | 0,078 | Filet 13 Torsk F2 | 0,079 |
| 14 filet Torsk 14, F1 | 0,035 | Filet 14 Torsk F2 | 0,052 |
| 15 filet Torsk 15, F1 | 0,036 | Filet 15 Torsk F2 | 0,15 |
| 16 filet Torsk 16, F1 | 0,026 | Filet 16 Torsk F2 | 0,076 |
| 17 filet Torsk 17, F1 | 0,023 | Filet 17 Torsk F2 | 0,15 |
| 18 filet Torsk 18, F1 | 0,063 | Filet 18 Torsk F2 | 0,074 |
| 19 filet Torsk 19, F1 | 0,059 | Filet 19 Torsk F2 | 0,07 |
| 20 filet Torsk 20, F1 | 0,029 | Filet 20 Torsk F2 | 0,085 |
| 21 filet Torsk 21, F1 | 0,17 | Filet 21 Torsk F2 | 0,081 |
| 22 filet Torsk 22, F1 | 0,077 | Filet 22 Torsk F2 | 0,095 |
| 23 filet Torsk 23, F1 | 0,058 | Filet 23 Torsk F2 | 0,17 |
| 24 filet Torsk 24, F1 | 0,13 | Filet 24 Torsk F2 | 0,56 |
| 25 filet Torsk 25, F1 | 0,14 | Filet 25 Torsk F2 | 0,4 |

| PAH-metabolitter i galle av torsk | | | | |
|--|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | BAP-3-OH | NAP-2-OH | PA-1-OH | PYR-1-OH |
| Prøve | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| Galle 2, F1 | <0,5 | i | 7 | 119 |
| Galle 4, F1 | 1 | i | <0,5 | 21 |
| Galle 5, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 6 |
| Galle 6, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 13 |
| Galle 7, F1 | 0,9 | i | 21 | 13 |
| Galle 8, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 5 |
| Galle 9, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 32 |
| Galle 10, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 29 |
| Galle 11, F1 | 1 | i | <0,5 | 17 |
| Galle 12, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 3 |
| Galle 13, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 3 |
| Galle 14, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 7 |
| Galle 15, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 14 |
| Galle 16, F1 | <0,5 | i | <0,5 | 11 |
| Galle 17, F1 | 1 | i | <0,5 | 18 |
| Galle 18, F1 | <0,5 | i | i | 15 |
| Galle 19, F1 | 1 | i | <0,5 | 38 |
| Galle 20, F1 | 0,9 | i | nd | 20 |
| Galle 21, F1 | 0,8 | i | <0,5 | 178 |
| Galle 22, F1 | 1 | i | 8 | 181 |
| Galle 1, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 9 |
| Galle 2, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 5 |
| Galle 3, F2 | <0,5 | i | 3 | 7 |
| Galle 4, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 3 |
| Galle 5, F2 | <0,5 | i | 3 | 10 |
| Galle 6, F2 | <0,5 | i | 1 | 1 |
| Galle 7, F2 | <0,5 | i | 2 | 8 |
| Galle 8, F2 | <0,5 | i | 2 | 8 |
| Galle 9, F2 | <0,5 | i | 7 | 3 |
| Galle 10, F2 | <0,5 | i | i | 6 |
| Galle 11, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 4 |
| Galle 13, F2 | <0,5 | i | 9 | 6 |
| Galle 14, F2 | <0,5 | i | 2 | 5 |
| Galle 15, F2 | <0,5 | i | 4 | 6 |
| Galle 17, F2 | <0,5 | i | 2 | 9 |
| Galle 18, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 13 |
| Galle 19, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 2 |
| Galle 20, F2 | <0,5 | i | 4 | 6 |
| Galle 21, F2 | <0,5 | i | <0,5 | 4 |
| Galle 22, F2 | <0,5 | i | 1 | 6 |
| Galle 23, F2 | <0,5 | i | 4 | 9 |
| Galle 24, F2 | 2 | i | 3 | 16 |
| Galle 25, F2 | 1 | i | 9 | 29 |

Skraverte: usikker kvantifisering

i: ikke kvantifiserbar pga interferens

Vedlegg C. Rådata - analyser NILU

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4710
 NILU sample number: 07/1070
 Customer: NIVA
 Customers sample ID: Indre Saudafjord F1 (1-25)
 : bl.pr. 14.06.07
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 5,00 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: VB303_19-07-07B_diox

Total sample amount:

| Compound | Concentration | | Recovery | TE(nordic) | i-TE | TE (WHO) |
|--------------------------|---------------|---|----------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | | | | | |
| Dioxins | | | | | | |
| 2378-TCDD | 0,99 | | 75 | 0,99 | 0,99 | 0,99 |
| 12378-PeCDD | 0,27 | i | 83 | 0,13 | 0,13 | 0,27 |
| 123478-HxCDD | < | | 98 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 123678-HxCDD | 1,13 | | 97 | 0,11 | 0,11 | 0,11 |
| 123789-HxCDD | 0,67 | i | | 0,07 | 0,07 | 0,07 |
| 1234678-HpCDD | 1,22 | i | 118 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDD | 1,32 | | 82 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | | 1,34 | 1,34 | 1,47 |
| Furanes | | | | | | |
| 2378-TCDF | 4,72 | | 80 | 0,47 | 0,47 | 0,47 |
| 12378/12348-PeCDF | 2,59 | | | 0,03 | 0,13 | 0,13 |
| 23478-PeCDF | 1,20 | i | 84 | 0,60 | 0,60 | 0,60 |
| 123478/123479-HxCDF | 2,01 | | 88 | 0,20 | 0,20 | 0,20 |
| 123678-HxCDF | 1,59 | | 97 | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| 123789-HxCDF | < | | | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 234678-HxCDF | 1,56 | | 99 | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| 1234678-HpCDF | 0,89 | | 89 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | < | | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | 0,74 | | 85 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | | 1,65 | 1,75 | 1,75 |
| SUM PCDD/PCDF | | | | 2,98 | 3,09 | 3,22 |
| nonortho - PCB | | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 222 | | 78 | | | 0,02 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 13,0 | | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 222 | | 80 | | | 22,2 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 54,5 | | 84 | | | 0,55 |
| SUM TE-PCB | | | | | | 22,8 |

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)
 < : 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-4710

NILU sample number: 07/1071

Customer: NIVA

Customers sample ID: Ytre Saudafjord F2 (1-25)

: bl.pr.

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB303_19-07-07B_diox

| Compound | Concentration | | Recovery | TE(nordic) | i-TE | TE (WHO) |
|--------------------------|---------------|--------|----------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | | | | | |
| Dioxins | | | | | | |
| 2378-TCDD | | 0,93 | 77 | 0,93 | 0,93 | 0,93 |
| 12378-PeCDD | | 0,28 | 92 | 0,14 | 0,14 | 0,28 |
| 123478-HxCDD | < | 0,13 | 97 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 123678-HxCDD | | 1,20 | 97 | 0,12 | 0,12 | 0,12 |
| 123789-HxCDD | | 0,54 i | | 0,05 | 0,05 | 0,05 |
| 1234678-HpCDD | | 1,14 | 112 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| OCDD | | 1,03 | 84 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDD | | | | 1,27 | 1,27 | 1,42 |
| Furanes | | | | | | |
| 2378-TCDF | | 5,81 | 78 | 0,58 | 0,58 | 0,58 |
| 12378/12348-PeCDF | | 2,38 | | 0,02 | 0,12 | 0,12 |
| 23478-PeCDF | | 1,23 i | 85 | 0,61 | 0,61 | 0,61 |
| 123478/123479-HxCDF | | 1,78 | 75 | 0,18 | 0,18 | 0,18 |
| 123678-HxCDF | | 1,48 | 96 | 0,15 | 0,15 | 0,15 |
| 123789-HxCDF | < | 0,19 | | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| 234678-HxCDF | | 1,64 i | 95 | 0,16 | 0,16 | 0,16 |
| 1234678-HpCDF | | 1,08 | 83 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | < | 0,21 | | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| OCDF | | 1,87 | 86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| SUM PCDF | | | | 1,74 | 1,84 | 1,83 |
| SUM PCDD/PCDF | | | | 3,02 | 3,11 | 3,25 |
| nonortho - PCB | | | | | | |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | | 104 | 74 | | | 0,01 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | | 6,19 | | | | 0,00 |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | | 168 | 79 | | | 16,8 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | | 57,1 | 83 | | | 0,57 |
| SUM TE-PCB | | | | | | 17,4 |

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)

< : 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