

449

# OPPDRAKSMELDING

Evaluering av  
«Metode for miljørettet  
risikoanalyse - MIRA»  
ved bruk av AEAM-metoden

Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar  
i Oslo 18.-20. november 1996

Jørn Thomassen  
Rasmus Hansson  
Espen E. Hoell  
Kjell A. Moe



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Evaluering av  
«Metode for miljørettet  
risikoanalyse - MIRA»  
ved bruk av AEAM-metoden

Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar  
i Oslo 18.-20. november 1996

Jørn Thomassen  
Rasmus Hansson  
Espen E. Hoell  
Kjell A. Moe

## NINA•NIKUs publikasjoner

### NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

#### NINA Fagrapport

#### NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

#### NINA Oppdragsmelding

#### NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset, normalt 50-100.

#### Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

#### Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. Evaluering av «Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA» ved bruk av AEAM-metoden. Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18. -20. november 1996. - NINA Oppdragsmelding 449: 1-125.

Trondheim, april, 1997

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-0812-1

Forvaltningsområde:

Norsk: Naturovervåking

Engelsk: Nature monitoring

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning (NINA•NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Jørn Thomassen, NINA Trondheim

Opplag: 100

Kopiering: Norservice

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

7005 Trondheim

Tlf: 73 58 05 00

Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 16955

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Norsk Hydro

## Referat

Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. Evaluering av «Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA» ved bruk av AEAM-metoden. Arbeidsdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18. -20. november 1996. - NINA Oppdragsmelding 449: 1-125.

Denne oppdragsmeldingen er en oppsummering fra et arbeidsseminar 18. - 20. November 1996, hvor hensikten var å evaluere en metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) utarbeidet av Det Norske Veritas i samarbeid med Norsk Hydro. Arbeidsseminaret ble gjennomført etter mønster av «Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM)» - metoden, hvor deltakerne i en kombinasjon av gruppearbeider og plenumspresentasjoner jobber seg gjennom problemstillingen. Prioritering, valg og dokumentasjon er sentrale begreper i denne metodikken.

Det sentrale begrepet i AEAM-metoden er såkalte VØKer (Verdsatte Økosystem Komponenter), som er de elementene det velges å fokusere på. Gjennom beskrivelse av ulike påvirkningsfaktorer formuleres virkningshypoteser for disse VØK-ene. Hypotesene blir deretter gjenstand for testing og evaluering, og eventuelle anbefalinger formuleres.

Seminar deltakerne ble valgt ut blant miljøfaglige ressurspersoner med erfaring fra petroleumsrelaterte problemstillinger, samt representanter fra oljeselskapene.

I MIRA var fire VØKer valgt ut på forhånd: VØK Sjøfuglpopulasjoner, VØK Sjøpattedyr, VØK Strandhabitater og VØK Fiskebestander. For disse var det presentert endel grunnlagsdata eller påstander, til bruk i risikoanalysene. Seminaret oppgave var å evaluere utvalget av VØKer, og å ta stilling til forutsetning, innhold og det faglige grunnlaget for bruken av MIRA.

Seminar gjorde ikke forsøk på å komme fram til noen entydig, detaljert konklusjon om MIRA-metoden. Seminarledelsens oppsummering ble lagt fram for det avsluttende plenum, og er justert i henhold til kommentarer som kom fram der.

Det var stort sett enighet om at MIRA-metoden i utgangspunktet er en fruktbar tilnæringsmåte, men at metoden slik den nå foreligger trenger en rekke justeringer og forbedringer. En viktig avklaring er hvordan man ønsker at MIRA-metodens struktur skal være, spesielt når det gjelder begrepsapparat og klargjøring i forhold til AEAM-metoden. Videre ble det påpekt svakheter og uklarheter ved metodens framstilling, manglende systematikk og "gjennomsiktighet". Videre hadde seminar mange og tungtveiende innvendinger mht. faglig innhold i den foreliggende versjonen av MIRA. Endel av dette kan ivaretas ved oppdatering og bedret informasjonsgrunnlag, mens andre forhold i større grad må regnes som "innebygde" svakheter i metoden, som en eventuelt må akseptere dersom metoden brukes. Metoden har også faglige styrker, særlig ble det konservative utgangspunktet trukket fram som en god buffer mot kunnskapsmangel.

Seminar mente at en del viktige forutsetninger for praktisk bruk av metoden burde imøtekommes, dersom resultatene skal brukes som beslutningsgrunnlag ved oljevirksomhet til havs. Spesielt ble det trukket fram viktigheten av at metoden brukes av personer med spesialkompetanse innen biologi og sårbarhetsvurdering generelt, og oljeforurensing spesielt. Videre må kvantitative resultater fra MIRA-metoden ikke presenteres uten en verbal, faglig vurdering av resultatene. All praktisk bruk av

metoden må legge vekt på å synliggjøre usikkerhet, kunnskapsmangel, hvilke valg som gjøres og hvorfor.

Summarisk vil de viktigste anbefalingene for bruk av MIRA i framtida være:

- Å utvikle en metode som på bredt faglig grunnlag gir tillit i innhold og bruk. Dette er ikke tilfellet med dagens versjon av MIRA.
- Videreutviklingen av MIRA bør skje gjennom et tverrfaglig arbeid hvor spissfaglig kompetanse brukes fra ulike norske fagmiljøer.
- Dersom en AEAM-tilnærming velges må det foretas en opprydding og klargjøring i forhold til AEAM-metodikken, herunder bruk av VØK-begrepet, virkningshypoteser og dokumentasjonsprosess.
- MIRA bør under videreutviklingen ta hensyn til kommentarer og anbefalinger fra seminar. Metoden bør ikke brukes slik den framstår i dag.
- Det konservative utgangspunktet bør opprettholdes fordi det buffer kunnskapshull som vi vet eksisterer i dag.
- Eksisterende bakgrunnsinformasjonen bør gjøres lett tilgjengelig for alle brukere og problemholdere.
- Det utføres i dag en rekke konsekvensutredninger og risikoanalyser i regi av ulike tiltakshavere. Disse arbeidene er ofte ikke tilgjengelige, men kan være viktige både i videreutvikling av metodikk og som referanse. Seminar etterlyste et system eller rutiner for større åpenhet og informasjonsflyt fra oljeselskapenes side.



## Abstract

Thomassen, J., Hansson, R., Hoell, E.E. & Moe, K.A. 1997. An AEAM - evaluation of a method for environmental risk analysis («MIRA»). Report from a workshop in Oslo 18. - 20. November 1996. - NINA Oppdragsmelding 449: 1-125.

This contract report has been commissioned by the OLF and summarises the methodological approach as well as the main results and the recommendations of a workshop held in Oslo 18. - 20. November 1996. The aim of the workshop was to make an evaluation of a method for environmental risk analysis («MIRA»), worked out by Det Norske Veritas in co-operation with Norsk Hydro. The workshop was carried out in accordance with the «Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM)» - method, where priorities, selections and documentation are important elements. The participants were selected among Norwegian environmental key personnel with experience from petroleum related activities, and representatives from oil companies.

The work was organised in working groups with subsequently discussion and evaluation in plenum. The basic idea in the AEAM-method is to give priority to VECs (Valued Ecosystem Components), which are the main components to be focused on. For each VEC a Schematic Flow Chart is constructed, a set of corresponding Impact Hypotheses identified and evaluated, and finally, several recommendations given concerning research, further investigations and mitigating measures.

In MIRA four predefined VECs were selected: VEC Seabird populations, VEC Sea mammals, VEC Coastal habitats and VEC Fish stocks. The primary task of the workshop was to value the VECs given priority in MIRA, and to evaluate the assumptions, contents and platform for the method. The workshop made no attempts to give an unambiguous and detailed conclusion concerning MIRA. A summing up was presented in plenum at the end of the workshop and adjusted in accordance with given comments.

The MIRA-method is basically a fruitful approach, but needs several adjustments and improvements; i.e. the structure of the method concerning the use of AEAM-terminology; weakness and confusion with the presentation of the method, and lack of documentation and transparency. Further, the workshop gave serious comments to the professional content of the existing version of MIRA. An upgrading of the basic information used in MIRA can probably right up some of the weakness, while other conditions must be looked upon as methodical weakness which must be accepted. On the other hand, the method also has strengths, especially the conservative approach which will be an important buffer against lack of knowledge.

Some important assumptions should be obliged if the results from the method shall act as a basis for decisions concerning offshore oil activity. In particular, it was stressed that use of MIRA should be done only by personnel having key qualifications within biology and vulnerability assessment in general, and in oil pollution in special. Further, quantitative results from MIRA should not be presented without a verbal and qualified valuation of the results. All practical use of the method must make uncertainty, lack of knowledge and decisions visible.

In summary, the most important recommendations for future use of MIRA are:

- To develop a method which on a broad scientific basis is confident in content and use. This is not the case with the present version of MIRA.
- The further development of MIRA should be done as an interdisciplinary teamwork using necessary competence from Norwegian experts.
- If an AEAM approach is chosen, the use of VECs, impact hypotheses and the documentation process must be in accordance with the AEAM-concept.
- MIRA should in its further development take comments and recommendations from this workshop into consideration. The present method should not be used.
- The conservative basis is positive and should be maintained, because it will buffer existing lack of knowledge.
- The existing background information must be open for all users and problem holders.
- Several environmental impact assessments and risk assessments are not accessible, but can nevertheless be important for further methodological development and as reference. The workshop recommended a system or better routines for greater openness and flow of information from the oil companies.

## Forord

På oppdrag fra Oljeindustriens landsforbund (OLF) har Det Norske Veritas (DNV) og Norsk Hydro utarbeidet «Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA» (Jødestøl et al. 1995, Sørgård et al. 1995), som i sin foreløpige form skulle evalueres. Til dette evalueringsarbeidet ønsket OLF å trekke inn de norske fagmiljøene.

Evalueringsarbeidet ble gjennomført ved at en del utvalgte ressurspersoner kritisk gikk igjennom deler av MIRA og ga sine skriftlige kommentarer til OLF. Dette, sammen med MIRA rapportene nevnt over, var grunnlaget for et evalueringsseminar holdt på Soria Moria konferansesenter i Oslo 18-20 november 1996.

Deltakerne på evalueringsseminaret var valgt ut blant ressurspersoner innenfor problemområdet petroleumsaktivitet og miljøpåvirkning (se **vedlegg 6**). Denne seminarrapporten gir en kort innføring i MIRA-metodens prinsipper, arbeidsmetoden som ble benyttet ved gjennomføringen av seminaret (Adaptive Environmental Assessment and Management - AEAM), samt resultatene fra seminarets evaluering. Skjemaene i vedlegget er reinskrevet, men presentert i sin helhet slik de ble utarbeidet under gruppearbeidene på seminaret.

Seminaret ble ledet av Jørn Thomassen, Norsk institutt for naturforskning (NINA (ansvarlig); Rasmus Hansson, Norsk polarinstitutt (NP); Kjell A. Moe, DNV og Espen Hoell, Norsk Hydro.

Trondheim 23. april 1997

Jørn Thomassen  
Rasmus Hansson  
Espen E. Hoell  
Kjell A. Moe

## Innhold

Referat .....	3	9. Anbefalinger .....	25
Abstract .....	4	9.1 Overordnede føringer.....	25
Forord .....	5	9.2 MIRA - metodens struktur og forhold til	
Innhold .....	6	AEAM-metoden.....	25
		9.3 Faglig innhold i MIRA.....	25
1. Innledning .....	7	9.4 Forutsetninger for bruk av MIRA-metoden.....	25
2. Bakgrunn for seminaret .....	8	9.5 Etterbruk av analyser og vurderinger.....	26
2.1 OLF's motivasjon for MIRA .....	8	10. Litteratur .....	27
2.2 "MIRA i verden" - Når brukes MIRA? .....	8		
2.3 Seminarets oppgave .....	9	<b>Vedlegg</b> .....	<b>1-6</b>
3. Oppbygging av MIRA - metoden.....	10		
4. «Adaptive Environmental Assessment and Management			
(AEAM)» ved evalueringen av MIRA .....	12		
4.1 Hva er AEAM ? .....	12		
4.2 AEAM ved evalueringen av MIRA .....	12		
4.2.1 Scenarier .....	12		
4.2.2 VØKer .....	12		
4.2.3 Skjematiske flytkart.....	12		
4.2.4 Virkningshypoteser (VH).....	12		
4.3 Deltakernes evalueringsgrunnlag .....	12		
5. Resultater fra gruppearbeidene .....	14		
5.1 Innledning .....	14		
5.2 Gruppesammensetning og tidsbruk .....	14		
5.3 Evaluering av forhåndsutvalgte VØKer			
- gruppearbeid 1.....	14		
5.3.1 Syntese av skjembesvarelser VØK-begrepet .	15		
5.3.2 Plenumsdiskusjon av VØK-begrepet .....	15		
5.4 Oppgave ved evaluering av virkningshypotesene			
VH1 - VH10.....	15		
5.5 Evaluering av VH for VØK Sjøfuglpopulasjoner			
- gruppearbeid 1 og 2.....	15		
5.5.1 Oppgaver ved evaluering av VH1, VH2,			
VH3 og VH4.....	15		
5.5.2 Resultater fra evaluering av VH1, VH2,			
VH3 og VH4.....	16		
5.6 Evaluering av VH for VØK Sjøpattedyr			
- gruppearbeid 3.....	17		
5.6.1 Oppgaver ved evaluering av VH5 og VH6.....	17		
5.6.2 Resultater fra evaluering av VH5 og VH6.....	17		
5.7 Evaluering av VH for VØK Strandhabitater			
- gruppearbeid 4 og 5.....	18		
5.7.1 Oppgave ved evaluering av VH7, VH8 og VH9	18		
5.7.2 Resultater fra evaluering av VH7, VH8 og VH9	18		
5.8 Evaluering av VH for VØK Fiskebestander			
- gruppearbeid 6.....	19		
5.8.1 Oppgave ved evaluering av VH10 .....	19		
5.8.2 Resultater fra evalueringen av VH10.....	19		
6. Gruppenes skriftlige kommentarer til MIRA -			
grupperarbeid 6 .....	21		
7. Sammenfatning av diskusjon i plenum .....	22		
8. Seminarledelsens syntese.....	23		
8.1 MIRA-metodens struktur .....	23		
8.1.1 Begrepsapparat og klargjøring i forhold til			
AEAM-metoden .....	23		
8.1.2 Framstilling, manglende systematikk og			
"gjennomsiktighet" .....	23		
8.2 Faglig innhold.....	23		
8.2.1 Faglig styrke .....	23		
8.2.2 Faglig svakhet.....	23		
8.3 Forutsetninger for bruk av MIRA-metoden.....	24		
8.3.1 Fordeler ved bruk av MIRA.....	24		
8.3.2 Farer ved bruk av MIRA.....	24		
8.3.3 Forutsetninger for bruk .....	24		

# 1 Innledning

På oppdrag fra OLF har DNV og Norsk Hydro utarbeidet «Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA» (Jødestøl et al. 1995, Sørgård et al. 1995). MIRA er en metode for å vurdere sannsynlighet for ulike skadeomfang ved oljeforurensning, her kalt miljørisiko. Oljeselskapene, som vil være viktige brukere av en slik metode, ønsker å komme fram til en best mulig, og helst omforent metode. Kapittel 2 og 3 er en oppsummering av bakgrunn og oppbygging av MIRA-metoden.

OLF erkjenner at MIRA, slik den nå foreligger ikke er en endelig metode for miljørisikoanalyse, og ønsket at norske miljøfaglige forskningsmiljøer skulle gjennomføre en kritisk gjennomgang av deler av MIRA-metodens oppbygging og fundament. Til dette evalueringsarbeidet ble det valgt en arbeidsform som baseres på arbeidsseminar(er).

Arbeidsseminaret ble holdt på Soria Moria konferansesenter i november 1996 og ble metodisk gjennomført ved bruk av en justert utgave av Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM). Dette er en systematisk metode, eller arbeidsform, som brukes ved prioritering og behandling av ulike tema mot et mål. AEAM ble opprinnelig utviklet til bruk i konsekvensutredninger, og er brukt ved en rekke arbeider i inn- og utland, bl.a. ved ulike petroleumsarbeider til havs i regi av AKUP (Thomassen et al. 1995, 1996a), på fastlands-Norge ved utarbeidelsen av KU for gasstransport over land til Østlandet og Sverige (Hovig & Førde 1990), for industriell virksomhet på Svalbard (Hansson et al. 1990), i Canada av Indian and Northern Affairs (1992a, 1992b, 1993), og i arbeidet med konsekvensutredningen for International Northern Sea Route Programme (INSROP) (Thomassen et al. 1996b).

Norske fagmiljøer sitter på en bred kompetanse innen oljerelaterte problemstillinger, herunder konsekvenser av akutte utslipp. Oppfatningen av miljørisiko og vurderingen av denne spriker naturlig nok i de miljøene som må forholde seg til problematikken. Dette gjelder både mellom fagpersoner såvel som mellom fagmiljøer og oljeselskaper. Det er imidlertid enighet om at det miljømessige risikoaspektet ved oljevirkosomheten må behandles. Et av seminarets viktigste mål var derfor å komme fram til en **enighet om hva fagmiljøene reelt er uenige om!**

Denne rapporten oppsummerer resultatene fra evalueringsseminaret på Soria Moria. Rapporten er forfattet av seminarledelsen, bortsett fra **kapittel 2 og 3** (bakgrunn og oppsummering av MIRA) som er forfattet av OLF. I **kapittel 4** vises kort hvordan AEAM brukes ved evalueringsarbeidet (**vedlegg 1** gir et sammendrag av AEAM), **kapittel 5 og 6** går igjennom gruppearbeidene (i **vedlegg 4** er alle originalbesvarelsene samlet) **mens kapittel 7** sammenfatter diskusjon i plenum. **Kapittel 8 og 9** er seminarledelsens syntese og anbefalinger basert på seminaret.

## 2 Bakgrunn for seminaret

Espen E. Hoell, Norsk Hydro/OLF

OLF ønsket å trekke de norske miljøfaglige forskningsmiljøene inn i evalueringen av "Metode for miljørettet risikoanalyse" - MIRA (Jødestøl et al. 1995 og Sørgård et. al. 1995), utarbeidet for OLF av DNV i samarbeid med Norsk Hydro. I 1996 er metoden tatt i bruk av oljeselskapene for å opparbeide erfaringer med slike risikoanalyser. OLF ønsket å få evaluert de faglige sammenhengene metoden bygger på. Erfaringene og resultatene fra evalueringene i 1996 er tenkt å danne grunnlag for revisjon av metoden, i erkjennelse av at metoden som den nå foreligger ikke er en endelig metode for miljørisikoanalyse. Oljeselskapene ønsker å komme fram til en best mulig, og helst omforent metode.

OLF er kjent med at en del av fagmiljøene som vurderer konsekvenser av oljevirkosomhet har vært skeptiske til å benytte beregning av skadegrad som metode, og var innforstått med at det kunne være uenighet omkring de skadesammenhenger som er benyttet i metoden, ut fra argumenter om at dataene om slike sammenhenger er for dårlige, at det ikke finnes til sammenlignbare hendelser, at hendelsene inntreffer på forskjellig tid og sted, med forskjellige biologiske ressurser tilstede. Hendelsene representerer et usikkert empirisk materiale, derfor må en metode for bestemmelse av miljørisiko angi sannsynlighet for at en viss skade skal inntreffe. Selskapene ser dette som den eneste mulighet for en reell risikostyring av oljevirkosomheten i forhold til naturmiljøet. Når man skal estimere en miljørisiko må man være bevisst på at de skadebilder man har registrert, representerer tilfeldige valg i et statistisk materiale, og at de dermed kan representere både «worst case» situasjoner og heldige omstendigheter (liten skadegrad). MIRA metoden er ment å skulle ta høyde for dette. Å analysere/beregne miljørisiko er selvfølgelig forbundet med usikkerhet lik all annen risikoanalyse, men denne ønsker selskapene å redusere mest mulig.

### 2.1 OLF's motivasjon for MIRA

Forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten, fastsatt av Oljedirektoratet 4. desember 1990, pålegger operatører på norsk sokkel å utarbeide akseptkriterier for risiko, deriblant risiko for (ytre) miljø:

*«Akseptkriterier for miljørisiko skal gi uttrykk for det risikonivået som operatøren beslutter er akseptabelt, vurdert med tanke på sannsynligheten for akutte utslipp og de konsekvensene et utslipp vil ha for miljøet».*

Akseptkriteriene skal reflektere operatørens sikkerhetsmål og særegenhet og utformes med bakgrunn i blant annet:

- Regelverk som regulerer sikkerheten i petroleumsvirksomheten
- Anerkjente normer for virksomheten
- Krav til risikoreducerende tiltak
- Kunnskap om ulykkeshendelser og konsekvensene av disse
- Erfaring fra egen og tilsvarende virksomhet

Det er ikke fra myndighetenes side satt krav til hvilken form disse akseptkriteriene skal ha. "Akseptkriterier kan uttrykkes kvalitativt og/eller kvantitativt, avhengig av blant annet den type risiko de gjelder for og hvilke risikoanalytiske metoder som benyttes", i følge veiledningen til forskriften.

Oljeselskapene ønsker å forholde seg til miljørisiko på tilsvarende måte som man gjennom lengre tid har anvendt for personsikkerhet (teknisk sikkerhet). Dette innebærer fastsettelse av kvantitative krav til akseptabel miljørisiko og kvantitativ beregning av denne. MIRA metoden ble utarbeidet for å tilfredsstille dette behovet, primært rettet mot selskapenes egne sikkerhetsingeniører som et verktøy for å avklare behov, og synliggjøre effekten av risiko-reducerende tiltak. Samtidig er det et verktøy egnet til å kommunisere miljørisiko mellom oljeselskapene og omverden.

For oljeselskapene er det også viktig å ha tilgjengelig metodikk som gir en totaloversikt over de ulike risikomomenter som knytter seg til virksomheten, dvs. risiko for tap av liv, miljø og økonomiske verdier, prioritert i denne rekkefølgen.

Offshore aktivitet foregår i større og mindre grad over hele den norske kontinentalsokkelen med ulike faser som leteboring, produksjonsboring og produksjon av petroleumsprodukter. Fasene er av ulik varighet og det er knyttet ulike operasjoner med tilhørende ulik operasjonsspesifikk risiko.

Miljørisikoanalyser brukes primært som beslutningsgrunnlag for gjennomføring av ulike operasjoner offshore, målt mot selskapenes akseptkriterier. I tillegg kan slike analyser benyttes til å prioritere hvilke risikoreducerende tiltak som eventuelt bør iverksettes for en gitt operasjon. Aktuelle tiltak er valg av bore-rigg, endring i gjennomføring av boreprogrammet, tekniske innretninger, valg av tid på året for boreoperasjonen, opplæring og trening av borepersonell, og etablering av en oljevernberedskap som er tilpasset operasjonen i omfang og organisering.

For oljevernberedskapen er det i utgangspunktet etablert store ressurser; både vedrørende mengde utstyr, personell i beredskap med nødvendig trening, og planer som beskriver organisering og gjennomføring av en aksjon. En miljørisikoanalyse kan svare på om dette er tilstrekkelig, eller om det er behov for mer utstyr og endret organisering, f.eks. ved flytting av enheter (lenser, skimmere og fartøy) nærmere den aktuelle operasjonen for å redusere miljørisikoen og utnytte ressursene mest mulig optimalt. Gjeldende forskrifter sier at dimensjoneringen av tiltak skal tilpasses den aktuelle operasjonen, dvs. at risikoreducerende tiltak skal tilpasses miljørisikoen som operasjonen innebærer.

Det har vist seg at kvantitative krav til miljørisiko er en forutsetning for å oppnå risikoreduksjoner ved teknologivalg og utforming av beredskapskrav. Det har også vist seg at gjennomføring av miljørisikoanalyser har ført til slike risikoreduksjoner hos selskapene.

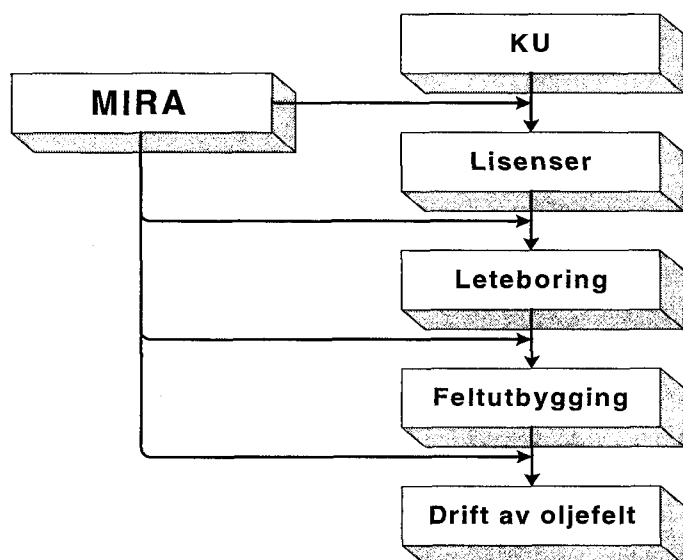
### 2.2 "MIRA i verden" - Når brukes MIRA?

Miljørisikoanalyser er ikke tenkt å være et alternativ til konsekvensutredninger. Oljeselskapene vil fortsatt utrede konsekvensen av sin virksomhet som følge av petroleumlovens bestemmelser. Det gjennomføres fortsatt konsekvensutredninger:

- Forut for åpning av nye områder (AKUP utredninger).
- Før utbygging av oljefelt (som del av PUD).

Det vil fortsatt bli gjort vurderinger av konsekvenser knyttet til leteboring og andre operasjoner innen petroleumsvirksomheten. Miljørisikoanalyser er tenkt brukt som et kontinuerlig verktøy for vurdering og om nødvendig, forbedring av miljørisiko knyttet til ulike trinn i utbyggingen et oljefelt (figur 2.1). Det er idag krav om miljørisikoanalyser ved leteboring i miljøfølsomme områder, og ved feltutbygging.





OLF's arbeidsgruppe for miljørisikoanalyser vil i ettertid vurdere både forhåndsevalueringene og seminarets anbefalinger som grunnlag for metodeendringer. Parallelt er det gjennomført en evaluering av metodens hesiktsmessighet internt i oljeselskapene. Hensikten er å ta tak i velbegrunnede anbefalinger fra begge evalueringer og gjennomføre nødvendige modifikasjoner av MIRA metoden.

**Figur 2.1.** Miljørisikoanalyser kan benyttes i ulike faser av et oljefelts utvikling. - Environmental risk analysis may be used at various steps in the development of an oil field.

Miljørisikoanalyser vil dermed kunne bli gjennomført gjentatte ganger for et og samme felt i forskjellige utbyggingsfaser der man har forskjellige (økende) kunnskaper om feltets og utbyggingsens egenskaper i forhold til miljørisiko.

Prinsippet er at dersom selskapet ved en utbyggingsfase finner at miljørisikoen ikke er akseptabel, altså at den overskrider fastsatte akseptkriterier, så skal risikoreducerende tiltak innføres og miljørisikoen beregnes på nytt, eventuelt at man avstår fra aktiviteten.

MIRA metoden er utarbeidet for å kunne brukes både når man vet lite om et felt, oljetypen og sannsynlighet for ulike rater og varigheter ved akuttutslipp mm., men også i de tilfeller der man har gode kunnskaper om disse faktorene. Dette innebærer behov for en metode med flere nivåer av detaljeringsgrad.

## 2.3 Seminarets oppgave

Seminarets oppgave var:

- Å ta stilling til innholdet i de VØKer og virkningshypoteser som var formulert omkring MIRA metoden.
- Gi råd til OLF om eventuelle behov for endringer i metoden.

MIRA metoden (Jødestøl et al. 1995, Sørgård et. al. 1995) er utarbeidet uavhengig av, og løsrevet fra en AEAM-sammenheng. Det ble forsøkt å sette metoden inn i en slik sammenheng, for å gjøre et komplekst materiale mer tilgjengelig for seminardeltagerne, da disse stort sett kjente AEAM-metoden (bl.a. Holling 1978, Thomassen et. al 1995, 1996a, b) fra før, men ikke kjente MIRA metoden. Imidlertid ser en i ettertid at både virkningshypotesene og VØKene skilte seg i innhold fra bruk av disse begrepene i AEAM-sammenheng tidligere.

Det var også satt ut evalueringsoppgaver til noen av seminardeltagerne på forhånd slik at disse skulle være godt kjent med MIRA metoden, og ha mulighet til å skaffe til veie litteratur som underbyggelse av forslag om metodeendringer. Dette er beskrevet i vedlegg 2.

### 3 Oppbygging av MIRA - metoden

Espen E. Hoell, Norsk Hydro/OLF

I MIRA metoden kan analysene gjennomføres på tre detaljingsnivåer. Risikoestimatene innebærer avtagende konservatisme med økende detaljingsnivå som velges for analysen. En vurdering av sammenhenger i metoden kan derfor begrenses til det mest detaljerte nivået (skadebasert analyse). Metoden er laget slik at dersom konsekvensene på dette nivået er tilstrekkelig konservativt beregnet, vil miljørisikoen ikke bli underestimert ved bruk av de mindre detaljerte analysenivåene.

Når skader skal kvantifiseres må vi forenkle problemer og relasjoner. I MIRA har man søkt å bruke beste estimater for relasjonene. Det er tatt hensyn til usikkerheten i relasjonene ved å benytte sannsynlighetsfordelinger for konsekvensklassene. Det er imidlertid viktig at man ikke er for konservativ i alle relasjoner som inngår. Metoden vil da ikke være i stand til å skille ulike offshore aktiviteter fra hverandre med hensyn til risikonivå. Målsettingen er at metoden skal være et hjelpemiddel til å identifisere aktiviteter med høyt risikonivå slik at spesielle tiltak kan iverksettes for disse. Samtidig må metoden være faglig «god nok» i forhold til tilgjengelige ressurser.

For skadeberegningene benyttes statistikk for oljemengder innenfor gridruter på 15 x 15 km fra oljedriftsstatistikken, basert på statistikk for rate/varighets fordeling av mulige utslipp. Oljemengdene er relatert til «ren» olje som ikke inkluderer effekten av emulsjon. I åpent hav ruter benyttes en tidsmidlet oljemengde. Dette er et uttrykk for den midlere oljemengde innenfor en gridrute i de perioder olje finnes innenfor ruten. For strandruter benyttes akkumulert oljemengde. Dette er et uttrykk for den samlede mengde olje som strander innenfor kystavsnittet i en beregningsrute.

Metoden innebærer trinn der det gjøres kvantitative estimater av skadegrad som følge av en akutt sølsituasjon. Disse beregningene er basert på kunnskaper omkring historiske oljesøl og restitusjonstider etter disse. Antatt «worst case» er benyttet som grunnlag for etableringen av den alvorligste skadeklassen, mens en antagelse om en sammenheng mellom oljemengde og statistisk skadefordeling er benyttet for å nedskalere estimatene til de lavere konsekvensklassene. Det er forsøkt etablert skadesammenhenger mellom arealdekning, mengde og skadegrad. Disse sammenhengene må på ingen måte betraktes som eksakte mål på skade, men som et første forsøk på en kvantitativ tilnærming til beregning av skade.

I metoden skal sammenhengene kunne fange opp et vidt spekter av mulige konsekvenser og et vidt spekter av mulige oljeutslipp. I kontrast til «worst case» tilnærming, som ofte benyttes ved konsekvensanalyse, er dette sentralt i risikoanalytisk tankegang. Miljørisikoen uttrykkes ved frekvenser (antall tilfeller pr. år) for definerte kategorier av miljøskade. Oljeselskapene ønsker å benytte restitusjonstid som mål på miljøskade for økologiske komponenter (populasjoner og habitater). Selskapenes akseptkriterier knytter seg til hva man anser som en akseptabel frekvens av ulike skadekategorier målt i forhold til skadens varighet.

Metoden begrenser seg til å beregne skadegrad/miljørisiko for sjøfuglpopulasjoner og strandhabitater. I Sørsgård et.al (1995) er det gitt argumentasjon for å utelate andre miljøkomponenter som f.eks. fiskebestander, bunnfauna, plankton. Disse ressur-

stypene anses å være mindre utsatt, og ventes ikke å bli dimensjonerende for miljørisiko.

Nedenfor er det gitt et forenklet eksempel på gangen (trinn 1 til 8) i en MIRA, slik metoden er foreslått. Det henvises til Jødestøl et al. (1995) og Sørsgård et. al. (1995) for detaljert beskrivelse og ytterligere dokumentasjon.

#### 1. Systembeskrivelse, angivelse av lokasjon

#### 2. Etabler utslippskarakteristikk (tabell 2.1), ved beregning av frekvens, rate og varighets fordeling samt oljetype.

Tabell 2.1. Eksempel på utslippsrate og varighet som inngangsdata til oljedriftsberegninger. - Example of discharge rate and duration as input to oil drift simulations.

Utslipps-rate (tonn/døgn)	Utslippsvarighet (timer-døgn)				
	< 1,5 t	1,5-12 t	12 t-5 d	5d - 50 d	Total
2851	0,85%	0,42%	0,00%	3,83%	5,1%
6134	1,44%	1,35%	1,44%	15,50%	19,7%
6912	6,42%	1,63%	2,06%	35,40%	45,5%
8813	4,08%	0,85%	0,60%	15,65%	21,2%
12182	0,92%	0,76%	0,50%	6,04%	8,2%
15034	0,05%	0,02%	0,23%	0,00%	0,3%
Total	13,8%	5,0%	4,8%	76,4%	100,0%

#### 3. Gjennomfør oljedriftsberegninger, basert på rate og varighet fordelingen.

- Etabler statistikk for hver 15x15 km rute for midlere/akkumulert oljemengde.
- Identifiser analyseområdes utstrekning, f.eks 5% sannsynlighet for forurensning.
- Beregn sannsynlighet for oljeforurensning i ruter med miljøkomponenter av stor verdi og høy sårbarhet for ulike oljemengder:
  - Liten oljemengde <150 tonn
  - Moderat oljemengde 150 - 1500 tonn
  - Stor oljemengde > 1500 tonn
- Oljemengden er et uttrykk for andel av arealet som berøres og anses som et indirekte mål på effektpotensialet i ruten.

#### For sjøfuglpopulasjoner:

#### 4. Beregn effektgrad (dødelighet i %) i en beregningsrute, som funksjon av oljemengde i 15x15 km rute og den aktuelle VØKens sårbarhet for oljeforurensning gitt i tabell 2.2.

Tabell 2.2. Sammenheng mellom oljemengde, sårbarhet og skadegrad for sjøfuglpopulasjoner. - Relations between oil amount, vulnerability and degree of damage for seabirdpopulations.

Tidsmidlet oljemengde	Sårbarhet		
	S1	S2	S3
< 150 tonn	5%	10%	20%
150-1500 tonn	10%	20%	40%
≥1500 tonn	20%	40%	60%

#### 5. Beregn restitusjonstid ut fra populasjonsreduksjon for arter med lavt reproduksjonspotensiale, gitt ved tabell 2.3.

**Tabell 2.3. Sammenheng mellom bestandsreduksjon, restitusjonstid og konsekvensklasse for sjøfuglpopulasjoner med lavt reproduksjonspotensiale. - Relations between degree of damage, restitution and consequence classes for seabird populations with low reproductive potential.**

Populasjonsreduksjon	Konsekvenskategorier basert på restitusjonstider				
	1 < 2 år	2 2-5 år	3 5-10 år	4 10-20 år	5 ≥20 år
< 5%	75%	25%			
5-10%	50%	50%			
10-20%		50%	50%		
20-30%			50%	50%	
≥30%				25%	75%

- Ta hensyn til utbredelse av høyest rangerte VØK(er), geografiske og sesongmessige variasjoner.
- Identifiser VØKens bestandsstatus.
- Identifiser VØKens sårbarhet.
- Identifiser VØKens utbredelse i influensområdet. (andel pr. rute).

8. Beregn skadegrad/bestandsreduksjon/restitusjonstid fra sårbarhet og oljemengde for høyest rangerte VØK for alle ruter med angitt VØK, ved å kombinere skadegrad (tabell 2.3 til 2.5) med bestandsfraksjonen i rute XX. Summer bestandsskade over alle ruter.

**For strandhabitater:**

4. Reduser sannsynlighet for oljedrift inn i kystsonen (15 km rute pr. sone) i henhold til tabell 2.4.

**Tabell 2.4. Sannsynlighet for oljedrift inn i ytre, midtre og indre del av kystsonen. - Probability for oil drift to the outer, medium and inner part of the coastal zone. Zone width = 15 km.**

Akkumulert oljemengde (tonn)	Kystsonen		
	1 - ytre	2 - midtre	3 - indre
< 150	100%	50%	0%
150-1500	100%	75%	50%
≥1500	100%	100%	100%

5. Beregn skadegrad gitt ved restitusjonstid i følge tabell 2.5.

**Tabell 2.5. Sammenheng mellom sårbarhet, oljemengde, og skadegrad uttrykt ved restitusjonstid og konsekvensklasser for strandhabitater. - Relations between vulnerability, oil amount, and degree of damage expressed as recovery time and consequence classes, for littoral habitats.**

Kategori for sårbarhet	Akkumulert oljemengde i ruten (tonn)	Konsekvenskategorier basert på restitusjonstid				
		1 >2 år	2 2-5 år	3 5-10 år	4 10-20 år	5 ≥ 20 år
1	< 150	100%				
	150-1500	70%	30%			
	≥ 1500	40%	50%	10%		
2	< 150	50%	50%			
	150 - 1500		60%	40%		
	≥ 1500		20%	80%		
3	< 150		50%	50%		
	150 - 1500			50%	50%	
	≥ 1500				80%	20%

6. For alle ressurstyper: Beregn sannsynlighet for ulike skadeklasser i alle ruter.

7. Ta utgangspunkt i ruter der risikoverdien overskrider akseptkriteriene.

- Identifiser Verdsatte Økologiske Komponenter i disse rutene.
- Ranger VØKer etter andel av nasjonal forekomst i influensområdet.

## 4 «Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM)» ved evalueringen av MIRA.

Dette kapitlet omhandler bruken av AEAM i en MIRA sammenheng. Ved utviklingen av MIRA, og i evalueringsarbeidet på Soria Moria-seminaret, har deler av AEAM tanken vært benyttet. For lettere å forstå sammenhengen og bruken av AEAM i MIRA har vi laget et sammendrag av AEAM som metode i **vedlegg 1**. En kort introduksjon til AEAM-metodens hovedtanker gis i tillegg i **kapittel 4**.

### 4.1 Hva er AEAM ?

AEAM er en systematisk arbeidsmetode utviklet for bruk i konsekvensutredninger (KU). Fordi KU retter seg inn mot beslutninger, og fordi beslutninger ofte tas på bakgrunn av et begrenset utvalg av faktorer, er det viktig å ha en klar prosess i utvelgelsen og behandlingen av disse. Nøkkelbegreper i et hvert vitenskapelig arbeide er mulighetene til å kontrollere prosessen og alle valg som er gjort. Kravet om en åpen prosess med en faglig dokumentasjon burde være åpenbar når en rekke tema blir forkastet som ikke viktige eller relevante nok. AEAM legger nettopp opp til en slik gjennomiktig prosess.

Helt sentralt er det også at de ulike valg på veien mot beslutningene dokumenteres og er etterprøvbare. KU er videre en prosess som ligger i området mellom forskning, forvaltning og politikk, og de fleste KU karakteriseres av knapphet på økonomiske ressurser, tid og kunnskap. AEAM metoden kan karakteriseres som en «intelligent forenkling» av et ofte vanskelig problemkompleks - en klar prosess hvor prioritering, kommunikasjon og tverrfaglighet er førende stikkord.

Hovedtanken bak AEAM er som nevnt å fokusere systematisk på relevante tema for beslutningstakere. Dette skjer ved å samle ressurspersoner med ulike interesser om det aktuelle tiltaket på arbeidsseminarer. Seminarformen baseres på at deltakerne samles på tidsbegrensete gruppearbeid hvor tverrfaglighet og kommunikasjon er avgjørende fram mot prioriteringen og målfokuseringen omkring de mest sentrale tema som bør inngå i en KU.

### 4.2 AEAM ved evalueringen av MIRA

AEAM har i utgangspunktet ingen ting med MIRA å gjøre, men er en systematisk framgangsmåte og arbeidsform som gjør det enklere å dokumentere veien fram mot evalueringsresultatet. Derfor ble AEAM benyttet ved evalueringen av MIRA. En av de grunnleggende prinsippene ved bruk av AEAM er arbeidsformen som baseres på seminarer og gruppearbeid, hvor begrenset tid er endel av arbeidsmetoden. Seminarene fortøner seg for mange som frustrerende nettopp fordi det er meget knapp tid. I tillegg til en dokumentasjon av alle valg som gjøres vil et av de viktigste målene for et slikt seminar, hvor flere interesser omkring samme tema møtes, være å **bli enige om hva vi er uenige om!**

AEAM var styrende ved evalueringsarbeidet av MIRA, men flere tillempinger og endringer ble gjort i forkant av evalueringsarbeidet. Den viktigste forskjellen ligger i at utvelgelse av VØKer, konstruksjon av flytkart og formulering av virkningshypoteser i MIRA ikke ble gjort på felles arbeidsseminar(er). Videre var virkningshypotesene av en noe annen form enn tradisjonelt i AEAM. Evalueringsarbeidet av MIRA på «Soria Moria - semina-

ret» ble derfor en annerledes og mer begrenset prosess, hvor vi gikk inn i arbeidet på et seinere stadium enn vanlig - og avsluttet tidligere. De viktigste forskjellene mellom en tradisjonell AEAM prosess og AEAM i MIRA er oppsummert i **tabell 4.1**.

#### 4.2.1 Scenarier

Petroleumsvirksomhet omfatter en rekke aktiviteter med en rekke påvirkningsfaktorer på mange komponenter. En så detaljert beskrivelse som mulig av disse aktivitetene, eller scenariene, er vanligvis avgjørende for å kunne formulere gode virkningshypoteser. I MIRA har vi kun forholdt oss til **akutte utslipp** av olje i tid og rom, altså en begrenset aktivitetsbeskrivelse. Miljørisiko er sjølsagt mer enn dette, men slike scenarier var utenfor oppgavene til dette seminaret.

#### 4.2.2 VØKer

Fire VØKer var valgt ut på forhånd. I AEAM står VØK for «Verdsatt Økosystem Komponent», mens OLF har navngitt en VØK som «Verdsatt Økologisk Komponent», altså en mer begrensende tittel. Definisjonen av VØK er også begrensende i forhold til vanlig i og med at vi kun behandler økologiske komponenter (se **tabell 4.1**). Det var fritt opp til seminaret å foreslå nye VØKer i tillegg til de forhåndsutvalgte, forutsatt at definisjonen var oppfylt og at forslagene var begrunnet.

#### 4.2.3 Skjematiske flytkart

Skjematiske flytkart, som vanligvis konstrueres på seminaret, var også satt opp på forhånd. Disse var hentet fra tidligere AKUP-arbeider (se Thomassen et al. 1995), og koblingen mot de foreslåtte virkningshypotesene var ikke åpenbar.

#### 4.2.4 Virkningshypoteser (VH)

Virkningshypoteser var allerede formulert og sendt ut til utvalgte fagpersoner for evaluering i forkant av seminaret. I forhold til VH etter AEAM, bl.a. tidligere formulert i AKUP sammenheng, er VH i MIRA av en annen form enn det som er vanlig, og er egentlig ikke hypoteser i meningen påvirkningsfaktorer og deres innvirkning på VØK. De bør i stedet betraktes som metodehypoteser eller -påstander viktige for bruken av MIRA. For å vurdere MIRAs VH måtte seminaret forholde seg til en rekke påstander basert på ulike påvirkninger. Dette var en av hovedutfordringene på seminaret.

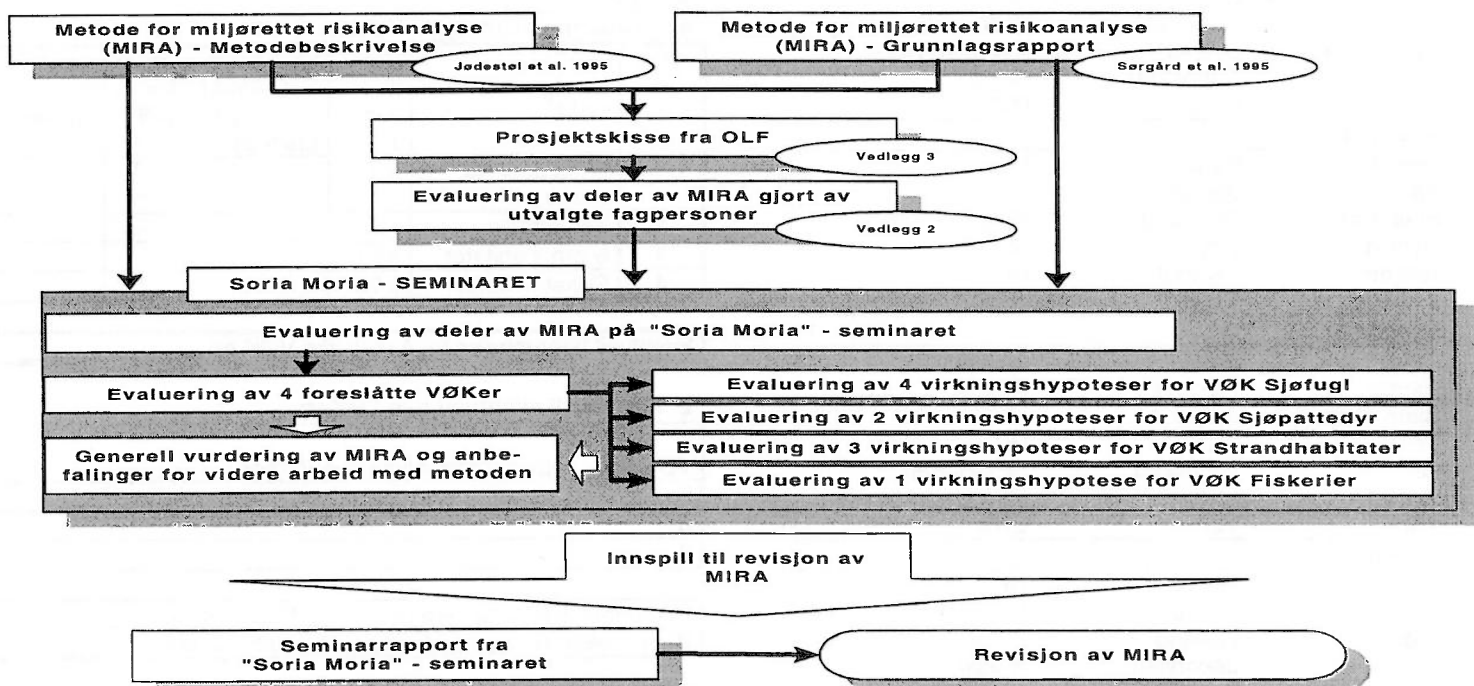
### 4.3 Deltakernes evalueringsgrunnlag

Utviklingen av MIRA har vært og vil fortsatt være en dynamisk prosess, med det mål å komme fram til en best mulig, og helst omforent metode for miljørettet risikoanalyse. Deler av MIRA ble evaluert på «Soria Moria - seminaret», nærmere bestemt skadebasert analyse, beskrevet i metodebeskrivelsen av MIRA (Jødestøl et al. 1995). Evalueringsprosessen fulgte i hovedsak skissen satt opp i **figur 4.1**.

OLF hadde utarbeidet dokumentet: «*AEAM evaluering av MIRA metoden*» (**vedlegg 3**). Dette dokumentet var basis for evalueringsarbeidet på Soria Moria, og grunnlaget for de eksterne evalueringene som ble gjort i forkant av seminaret (**vedlegg 2**). I tillegg til dette dokumentet fikk seminardeltakerne også tilsendt informasjon om AEAM-metoden, et sammendrag av MIRA-metoden, forhåndsevalueringene samt MIRA rapportene (Jødestøl et al. 1995, Sørgård et al. 1995). En mer grundig gjennomgang av MIRA finnes i de sistnevnte rapporter.

**Tabell 4.1.** De viktigste forskjellene mellom AEAM til bruk i KU-arbeid og AEAM til bruk i MIRA. Skraverte områder viser arbeidsoppgaver som vanligvis utføres på AEAM - seminarer. - Main differences between AEAM used in the EIA work and in the MIRA work. Shaded areas indicate work tasks normally done at AEAM-seminars.

	AEAM i KU	AEAM i MIRA
Elementer	KU	Risikoanalyse - skadebasert
Førende begreper	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Beslutningsrelevans</li> <li>• «Godt nok» prinsipp</li> <li>• Kommunikasjon</li> <li>• Sterk prioritering</li> <li>• Målfokusering</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kommunikasjon</li> <li>• Enighet om hva man er uenige om</li> </ul>
Scenarier/ aktiviteter	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lages for hele aktiviteten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Akutte oljeutslipp</li> <li>• Oljetype</li> <li>• Varighet</li> <li>• Fordeling i tid og rom</li> </ul>
Påvirknings-faktorer	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Defineres for hvert inngrep, eks:                             <ul style="list-style-type: none"> <li>• Støy</li> <li>• Forurensing</li> <li>• Fysisk inngrep</li> <li>• Forstyrrelse</li> <li>• Avfall</li> </ul> </li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Oljeutslipp</li> </ul>
VØK	Verdsatt <u>Økosystem</u> Komponent: Ressurs eller miljøegenskap som: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Er viktig (ikke bare økonomisk) for lokalbefolkning, eller</li> <li>• har nasjonal eller internasjonal interesse, eller</li> <li>• hvis den endres fra sin nåværende tilstand, vil det ha betydning for hvordan miljøvirkningene av tiltaket vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Begrenset antall, oftest 10-15 stykker</li> </ul>	Verdsatt <u>Økologisk</u> Komponent: Populasjon, samfunn eller habitat som: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Er viktig for lokalbefolkningen (ikke bare økonomisk), eller</li> <li>• Har regional, nasjonal eller internasjonal verdi, eller</li> <li>• På annen måte har stor økologisk, vitenskapelig, estetisk og/eller økonomisk verdi, og som vil kunne være dimensjonerende med hensyn på gjennomføring av risikoreducerende tiltak</li> </ul> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fire stykker identifisert som viktige nok i MIRA</li> </ul>
Skjematiske flytkart	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ett for hver VØK, hvor alle vesentlige påvirknings-faktorer er inkludert</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ett for hver VØK for akutt oljeutslipp</li> </ul>
Virknings-hypoteser (VH)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hypotese for en mulig påvirkning fra tiltaket på VØKen, basert på det skjematiske flytkartet</li> <li>• Ett sett for hver VØK</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Påstander, snarere enn hypoteser, men med hypoteser nedfelt i bakgrunns-informasjon (tabeller etc.)</li> </ul>
Evaluering av VH	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kategorisering og dokumentasjon</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kategorisering og dokumentasjon</li> </ul>
Anbefalinger	JA	JA



**Figur 4.1.** Skjematiske bilde av evalueringsprosessen av MIRA på «Soria Moria - seminaret». - Schematic picture of the evaluation process of MIRA at the «Soria Moria» seminar.

OLF vil i 1997 benytte AEAM-seminarets anbefalinger, samt anbefalinger fra oljeselskapenes egen evaluering til revisjon av MIRA-metoden.



## 5 Resultater fra gruppearbeidene

### 5.1 Innledning

AEAM metoden bygger som nevnt på en arbeidsform hvor deltakerne på gruppearbeid skal forholde seg til problemstillinger på svært begrenset tid. Filosofien bak dette er at ressurspersonene som deltar ganske snart vil avdekke hvor eventuelle problemene ligger, og at de med utgangspunkt i dette kan evaluere og foreslå løsningsorienterte tiltak.

På «Soria Moria» - seminaret skulle deler av MIRA evalueres. Innholdet i gruppearbeidene var tredelt (se **kapittel 5.3 - 5.7** samt **kapittel 6-8** for gruppeoppgaver og syntese av resultater):

- Evaluering av foreslåtte VØKer (gruppearbeid 1)
- Evaluering av foreslåtte virkningshypoteser for disse VØKer (gruppearbeid 1-6)
- Gruppens vurdering av MIRA metoden generelt (gruppearbeid 6)

Alle gruppearbeidene ga åpning for personlige synspunkter som skulle leveres skriftlig til gruppesekretærene for videre formidling til seminarledelsen. Hvert gruppearbeid ble etterfulgt av en presentasjon av de enkelte gruppens produkter i plenum, med derpå følgende diskusjon. Alt dette er dokumentert i denne rapporten.

**Tabell 5.1.** Gruppensammensetning på «Soria Moria - seminaret». Gruppesekretærer er markert med kursiv. - Group composition at the «Soria Moria» seminar. Group leaders are indicated in italics.

Navn	Institusjon	
<b>Gruppe 1</b>		
Tycho	Anker-Nilssen	NINA
Morten	Ekker	DN
Kjell	Jødestøl	DNV
Lars Henrik <i>Jon</i>	Larsen <i>Rytter Hasle</i>	Akvaplan-NIVA <i>Saga</i>
Karl Inne	Ugland	UiO
<b>Gruppe 2</b>		
John A.	Berge	NIVA
Arne	Bjørge	NINA
Stein Erik	Fjeldstad	Naturvernforb.
Øyvind	Strøm	Statoil
Asbjørn	Svardal	HI
<i>Gerd Olaug</i>	<i>Vikeså</i>	<i>Shell</i>
<b>Gruppe 3</b>		
Cato	Buch	Bellona
<i>Bjørge</i>	<i>Fredheim</i>	<i>Hydro</i>
Bjørn Munro	Jenssen	NTNU
Tor E.	Lein	UiB
Q.	Lundquist	SFT-Horten
Fridtjof	Mehlum	NP
Wim	Vader	UiTø
<b>Gruppe 4</b>		
Vidar	Bakken	NP
Peter	Fossum	HI
Bjørn	Helland	Phillips
<i>Nina</i>	<i>Jacobsen</i>	<i>Statoil</i>
Jan Nick	Langfelt	Rogal. Consult.
Mark	Reed	IKU
Eirik	Sørgård	DNV
Øystein	Wiig	UiO

### 5.2 Gruppensammensetning og tidsbruk

Gruppene ble satt sammen tverrfaglig og tverrinstitusjonelt for å få en bred kompetanse representert på gruppearbeidene. Enkelte personer med liknende fagkompetanse, men med ulike oppfatninger av deler av MIRA metodens forutsetninger og innhold, ble likevel plassert på samme gruppe i et forsøk på å få fram mulige konfliktpotensialer, og å komme med forslag til løsninger av disse utenfor plenum. Gruppensammensetningen ble holdt lik på hele seminaret. En person fra oljeindustrien ble utpekt som sekretær på hver gruppe, og hadde ansvaret for at gruppene kom igjennom arbeidsoppgavene til avsatt tid, og å presentere resultatene fra gruppearbeidene i plenum. **Tabell 5.1** viser gruppensammensetningen benyttet på arbeidsseminaret. Det var satt av mellom 1 og 2 timer til hvert gruppearbeid. Tid til plenumspresentasjon kom i tillegg.

### 5.3 Evaluering av forhåndsutvalgte VØKer - gruppearbeid 1

I forhold til AEAM legger MIRA metoden opp til en mer avgrenset bruk av VØK begrepet, hvor en VØK er formulert som en «Verdsatt Økologisk Komponent» (se forøvrig **kapittel 4.2** samt **vedlegg 1** for nærmere beskrivelse og definisjon). Gitt denne avgrensingen har MIRA lagt opp til fire forhåndsutvalgte VØKer:

- VØK Sjøfuglpopulasjoner
- VØK Sjøpattedyr
- VØK Strandhabitater
- VØK Fiskebestander

**Figur 5.1** viser skjema 1 som ble benyttet ved evalueringsarbeidet av VØKene. Det ble gitt muligheter for å foreslå og begrunne nye VØKer.

**Gruppe:**

**A. Evaluering av utvalgte VØKer:**

VØK nr:	Utvalgte VØKer i MIRA	Ref. til vedl. 1	Er begrunnelsen tilstrekkelig for å ta med VØK? (Ja/Nei)	Enighet i gruppa (Ja/Nei)
1	Sjøfuglpopulasjoner	s 5		
2	Sjøpattedyr	s 15		
3	Strandhabitater	s 21		
4	Fiskebestander	s 28		

Eventuell begrunnelse for å utelukke VØK nr:

**B. Forslag til eventuelt nye VØKer:**

VØK nr:	Navn på eventuelt nye VØKer
5	
6	
7	

Begrunnelse for å ta med ny(e) foreslåtte VØKer:   
 Begrunnelse for å utelukke ny(e) foreslåtte VØKer:

**Litteratur:**

**Andre kommentarer fra gruppa:**

**Figur 5.1.** Skjema 1 (komprimert). - Scheme 1 (compressed).

### 5.3.1 Syntese av skjemaesvarer VØK-begrepet

Se **vedlegg 4a** for gruppenes skjemaesvarer. Alle gruppenes mente begrunnelsen i MIRA for å ta med de utvalgte VØKene var tilstrekkelig. Det var heller ingen uenighet internt i gruppene om denne konklusjonen. Det var heller ingen nye konkrete forslag til nye VØKer som burde inkluderes i MIRA. Gruppe 1 og 2 hadde imidlertid endel skriftlige kommentarer til VØK utvelgelsen. Dessuten kom hele VØK-begrepet opp til ny diskusjon på slutten av seminaret (se **kapittel 6-8** for utfyllende kommentarer).

### 5.3.2 Plenumsdiskusjon av VØK-begrepet

Det var generell tilslutning til de 4 foreslåtte VØKene, men det ble stilt spørsmål om sublittoral og iskantsone, og andre tilsvarende habitater burde tas med f. eks i strand-VØKen. Mangel på andre VØK forslag kan skyldes at folk følte seg fanget av et svært overordnet utvalg av VØKer. En alternativ betegnelse for «underordnede VØKer» kan være fokusbestander eller miljøkomponenter. Flere mente det ville være mere hensiktsmessig å definere mere presise og avgrensede VØKer, noe som vil gi muligheter til å skreddersy VØKer og tabeller i større grad.

Selve prosessen med utvalg av VØKer og kriterier for disse var vanskelig tilgjengelige og ble oppfattet som uklare. Videre må angivelse av usikkerhet for alle trinn i prosessen, komme klare fram: Hvilke usikkerhetsmarginer gjelder, og hvordan er følsomheten for utslagsgivende parametre. Likeledes ble det gitt uttrykk for ønske om klarere dokumentasjon av prosessen fram til MIRA konseptet.

### 5.4 Oppgave ved evaluering av virkningshypotesene VH1 - VH10

Den generelle oppgaven alle gruppene fikk i evalueringsarbeidet for alle VØKenes VH var:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

AEAM legger opp til fire kategorier ved evalueringen av VH:

A. Hypotesen antas å ikke være gyldig.
B. Hypotesen er gyldig og er allerede verifisert. Forskning for å verifisere eller forkaste hypotesen er ikke nødvendig. Undersøkelser, overvåking og/eller forvaltningstiltak kan likevel anbefales.
C. Hypotesen antas å være gyldig, men forskning, undersøkelser eller overvåking anbefales for å verifisere eller forkaste hypotesen.
D. Hypotesen kan være gyldig, men testing av hypotesen anbefales ikke av faglige, logistiske, økonomiske eller etiske grunner, eller fordi miljøpåvirkningene antas å være minimale eller fordi beslutningsrelevansen er svært liten.

Et hovedproblem ved alle evalueringene og kategoriseringene var at formuleringen av virkningshypoteser i MIRA ikke er gjort på tradisjonell måte: VH er mere påstander enn hypoteser og derved vanskelig å plassere i AEAM kategoriene A, B, C eller D. Oppfatningen og betydningen av disse kategoriene spriket både innen hver gruppe og ikke minst mellom gruppene. Følgelig var det vanskelig å sammenlikne og oppsummere katego-

riseringen av de enkelte VH. Vi har likevel valgt å presentere gruppenes kategorisering, og regner med at medfølgende kommentarer fra gruppene gir et oppklarende bilde av gruppenes meninger.

### 5.5 Evaluering av VH for VØK Sjøfuglpopulasjoner - gruppearbeid 1 og 2

#### 5.5.1 Oppgaver ved evaluering av VH1, VH2, VH3 og VH4

Evaluering av virkningshypotesene for VØK Sjøfuglpopulasjoner foregikk på gruppearbeid 1 og 2. Følgende VH skulle evalueres:

- **VH1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet:** Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/ informasjon.
- **VH2: Sårbarhets kategorier:** Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i **tabell 5.2**.

**Tabell 5.2.** Kriterier for angivelse av sårbarhet for sjøfugl basert på Anker-Nilssen 1994. - *Criteria for sea bird vulnerability based on Anker-Nilssen 1994.*

Sårbarhets-kategori		Beskrivelse
S1	Lav sårbarhet	<ul style="list-style-type: none"><li>• Åtsetende sjøfugl (havørn)</li><li>• Steinstrandsvadere</li><li>• Tjeld</li></ul>
S2	Moderat sårbarhet	<ul style="list-style-type: none"><li>• Pelagisk og kystbundne overflatebeitende sjøfugler (terner, gjess, måker, vadere, suler, svaner, hegre)</li></ul>
S3	Høy sårbarhet	<ul style="list-style-type: none"><li>• Pelagiske og kystbundne dykkende sjøfugl (alkefugler, ender, skarv, dykkere, lommer)</li></ul>

- **VH3: Effektgrad i 15x15 km rute:** Effektgraden i en 15x15 km rute, uttrykt ved prosent av akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik individuell sårbarhet ved hjelp av **tabell 5.3**.

**Tabell 5.3.** Effektgrad angitt som dødelighet (i %) i en beregningsrute fastsatt på grunnlag av oljemengde i 15x15 km ruter og VØKens sårbarhet for oljeforurensning. - *Effect of oil pollution on sea birds given as mortality (in %) based on oil in 15x15 km grid squares and the vulnerability of the VEC to oil pollution.*

Oljemengde i 15x15 km rute	Sårbarhet		
	S1	S2	S3
< 150 tonn	5%	10%	20%
150-1500 tonn	10%	20%	40%
≥ 1500 tonn	20%	40%	60%

- **VH4: Estimering av restitusjonstid:** Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner, som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon, kan anslås ved hjelp av nøkkelen i **tabell 5.4**.

**Tabell 5.4. Nøkkel for fastsettelse av restitusjonstid etter en reduksjon i populasjonen for arter med lavt reproduksjonspotensial. - Key to determine restitution time after a population decrease for species with low reproductive potential.**

Populasjonsreduksjon	Restitusjonstid i år for sjøfuglpopulasjonen <sup>1)</sup>				
	< 2	2-5	5-10	10-20	≥ 20
< 5%	75%	25%			
5-10%	50%	50%			
10-20%		50%	50%		
20-30%			50%	50%	
≥ 30%				25%	75%

<sup>1)</sup> Restitusjonstid er tiden fra en oljeulykke skjer til populasjonsantallet er restituert til tilnærmet førsituasjonen.

**Tabell 5.5. Gruppene (fordelt på antall personer) evaluering gjennom kategorisering av VH1 - VH4 for VØK Sjøfuglpopulasjoner, VH5 og VH6 for VØK Sjøpattedyr, VH7 - VH9 for VØK Strandhabitater og VH10 for VØK Fiskebestander. Et X markerer at fordelingen mellom personer i gruppa ikke har kommet fram på skjemaesvarelsen. - The evaluation of Impact Hypotheses IH1 - IH4 (VEC Seabird populations), IH5 and IH6 (VEC Marine mammals), IH7 - IH9 (VEC Shore habitats) and IH10 (VEC Fish stocks), as given by individuals in the groups. X indicates that the number of persons in each category were impossible to read from the schemes.**

	Kategori	Sjøfuglpopulasjoner				Sjøpattedyr		Strandhabitater			Fiskebestander
		VH1	VH2	VH3	VH4	VH5	VH6	VH7	VH8	VH9	VH10
Gruppe 1	A	2		2 <sup>3)</sup>	2 <sup>4)</sup>		X <sup>1)</sup>				
	B	1	4 <sup>2)</sup>	3 <sup>3)</sup>	3 <sup>4)</sup>	X <sup>5)</sup>	X <sup>1)</sup>	6			5 <sup>9)</sup>
	C	3	2 <sup>2)</sup>	1 <sup>3)</sup>	1 <sup>4)</sup>	X <sup>5)</sup>	X <sup>1)</sup>		6	6	1 <sup>9)</sup>
	D										
Gruppe 2	A					X <sup>6)</sup>	6			6	6
	B	5	5			X <sup>6)</sup>		6	6		
	C			5	5						
	D										
Gruppe 3	A						7				(7) <sup>10)</sup>
	B	6	7			7					
	C	1 <sup>1)</sup>		7	7			7	7	7	
	D										
Gruppe 4	A	8		8		8	X <sup>8)</sup>				8
	B							8			
	C		8		8		X <sup>8)</sup>		8	8	
	D										

<sup>1)</sup> Hypotesen er testbar, men ikke verifisert.

<sup>2)</sup> B: Metode benyttet av fagmiljøene for å rangere sårbarhet; C: Kvantitativ anvendelse av sårbarhet må verifiseres.

<sup>3)</sup> A: Grunnlaget mangler; B: Overdrevet dødelighet; C: Aksepterer prinsipper, men grunnlaget kan forbedres.

<sup>4)</sup> Prinsippet akseptabelt, mangler tall til matrisen. Artsspesifikke matriser bør utarbeides. Restitusjon avhenger av bestandssituasjonen.

<sup>5)</sup> Data mangler for enkelte bestander

<sup>6)</sup> A: Havert utenfor forplantningssesong; B: Oter/steinkobbe/havert i forplantningssesong

<sup>7)</sup> A: Oter og isbjørn; B: Hval og sel bortsett fra: C: Kystsel.

<sup>8)</sup> A: Skader på populasjonsnivå for enkelte arter kan ikke utelukkes; C: Verifiseres for å gi sjøfugl/strand høyere risiko enn sjøpattedyr.

<sup>9)</sup> B: Vandrende bestander med pelagiske egg og larver; C: Anadrome fisk og kystbestander

<sup>10)</sup> Gruppa mangler spisskompetanse til å gjøre en god nok evaluering.

## 5.5.2 Resultater fra evaluering av VH1, VH2, VH3 og VH4

Se vedlegg 4b for gruppene skjemaesvarer. Tabell 5.5 viser gruppene kategorisering av VH1-VH4 (Se kapittel 5.4 for evalueringskategorier og kriterier for kategorisering).

Tabell 5.5 viser at gruppene 2, 3 og 4 i all hovedsak greide å bli enige om en felles gruppekonklusjon i løpet av gruppearbeidet. Gruppe 1 var sammensatt av personer med mer ulik oppfatning av problemområdet, noe som gjenspeiles i de sprikende kategoriseringene. Helhetsbildet er likevel sprikende, og det

går ikke an å trekke noen entydig konklusjon fra evalueringen av VH1 - VH 4.

### Kommentarer fra gruppene

- VH1: *Fordeling av populasjoner i analyseområdet*  
**Gruppe 1.** Ulik kategorisering internt i gruppa (A, B og C). Gruppa foreslo å endre teksten i VH 1 fra «...på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon» til «...på grunnlag av offentlig materiale godt nok for MIRA». Gruppa var sprikende i kategoriseringen og mente at kategoriene var lite egnet til å vurdere VH1. Behovet for mer data ble trukket fram.

Gruppe 2. Kategori B. Var usikker på bruken av ordet «offentlig», betydning og hvorfor det brukes i VH1.

Gruppe 3. Flertall i kategori B, mindretall i C. Gruppas mindretall mente at VH var testbar, men ikke verifisert.

Gruppe 4. Kategori A. For å bedre informasjonsflyten mente gruppa at det er viktig å utvikle data-linker mellom ulike databaser.

• **VH2: Sårbarhets kategorier**

Gruppe 1. Flertall i kategori B, mindretall i C. Gruppa betraktet VH isolert uten å se på den videre bruken i analysen. Videre ble det presisert at kvantitativ anvendelse av sårbarhet må verifiseres, men at VH for såvidt var verifisert hvis den bare ble benyttet for kategorisering av sårbarhet.

Gruppe 2: Hele gruppa samlet seg om kategori B.

Gruppe 3. Kategori B. «Den individuelle sårbarheten...» kan oppfattes feil og gruppa vil endre teksten til «Sårbarheten til ulike sjøfugl kan kategoriseres som vist i tabell 1.»

Gruppe 4. Kategori C. Hadde samme avklaringsbehov som gruppe 3 for individuell sårbarhet. Mente i tillegg at sesongvariasjoner må innarbeides i tabellen.

• **VH 3: Effektgrad i 15x15 km rute**

Gruppe 1. Gruppa var uenige i kategoriseringen og delte seg (A, B og C). Det ble påpekt at grunnlaget for å verifisere tallene i tabellen mangler, noe som kan bedres ved å systematisere eksisterende data. Metodikken kan imidlertid brukes til rangering. Videre mente deler av gruppa at tallene var «best available» og at tabellen overdriver dødeligheten ved at tallene er for konservative. Andre trakk fram at oljemengde til en viss grad, og i større grad berørt areal i en rute, vil forventes å være viktige skadedimensjonerende faktorer, men det finnes ikke empiri som kan nyttes til å tallfeste %-verdier i matrisen. Det er derfor ikke mulig å sette opp et sett av verdier som kan gis betegnelsen "rimelig pålitelig", og som kan aksepteres som faglig fornuftig.

Gruppe 2. Kategori C. Gruppa kan akseptere å bruke 60% effektgrad dersom Exxon Valdez kan legges til grunn. Det bør gjøres en vurdering av olje som skifter karakter ved økt avstand (og tid) fra kilden.

Gruppe 3. Kategori C. En grundig gjennomgang av eksisterende litteratur må underbygge tallmaterialet i en slik tabell. Eventuelt sensitivitetstesting eller modellering. Tabellen bør splittes opp på ulike arter og sesonger.

Gruppe 4. Kategori A. Tabellen slik den foreligger kan ikke brukes. Prosentverdiene er overført fra populasjonsreduksjoner til ruter. Andre variable som forvirring, tid og nedre grense bør vurderes. Gruppa antar at det er sammenheng mellom mengde olje og skade, og tankegangen kan derfor brukes.

• **VH4: Estimering av restitusjonstid:**

Gruppe 1. Også her språk i gruppas kategorisering (A-C). Prinsippet er akseptabelt, men det er tvil om at man har tall som kan legges inn i matrisen. Matrise bør utarbeides spesifikt for arter som vurderes. Viktig å presisere at restitusjon er avhengig av bestands situasjonen. Mange norske sjøfuglbestander i nedgang, (>50%?) og det er et spørsmål om de har bufferkapasitet/ekstra vekstpotensiale. Det er derfor behov for egen vurdering av bestander som er i nedgang.

Gruppe 2. Kategori C. Det trengs en verifisering av tabellverdier. Gruppa mente at sjøfuglbestandene vil «erfare» tetthetsavhengige responser i midlere år, som øker gjenvvekstraten når dødeligheten har vært stor, altså at restitusjonstida blir kortere. Dersom po-

populasjonsreduksjonen inkluderer ungfugl, vil dette ha mindre effekt på bestanden. Deres bidrag er mindre viktig.

Gruppe 3. Kategori C. Det bør gjennomføres en sensitivitetanalyse av tabellen som ligger til grunn for VH4. Videre anbefales en kritisk gjennomgang av data, andre arbeider (Hornøya, Murmansk) med sterkere analogi til oljesøl som fører til akutt dødelighet.

Gruppe 4. Kategori C. Det etterlyses bedre informasjon om endel populasjonsparametre, samt utvikling av modeller.

## 5.6 Evaluering av VH for VØK Sjøpattedyr - gruppearbeid 3

### 5.6.1 Oppgaver ved evaluering av VH5 og VH6

Evaluering av virkningshypotesene for VØK Sjøpattedyr foregikk på gruppearbeid 3. Følgende VH skulle evalueres:

- **VH5: Fordeling av populasjoner i analyseområdet:** Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.
- **VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner:** Skadeberegninger på sjøpattedyrpopulasjoner er ikke inkludert i MIRA-metoden fordi sjøpattedyr ikke er like sårbare for olje som sjøfugl og strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig.

### 5.6.2 Resultater fra evaluering av VH5 og VH6

Se **vedlegg 4c** for gruppenes skjemaesvarelseser. **Tabell 5.5** viser gruppenes kategorisering av VH5 og VH6 (se kapittel 5.4 for evalueringskategorier og kriterier for kategorisering). Det samme mønsteret som ved kategoriseringen av VH1-VH4 (sjøfuglpopulasjoner) framkom ved kategoriseringen av VH for sjøpattedyr. I gruppe 1 var det sprikende oppfatning av hvilke kategorier VH skulle plasseres i, mens de andre gruppene ble enige om en felles kategorisering for hver gruppe. Likevel kan dette gi et falsk bilde av virkeligheten ettersom uenigheten internt i hver gruppe kanskje var tilsvarende stor i gruppe 2-4 som i gruppe 1.

#### Kommentarer fra gruppene

• **VH5**

Gruppe 1. Delt kategorisering i B (flertall) og C. Gruppa ønsket en presisering av at «godt nok» -prinsippet må gjelde ved fordelinger av populasjoner i analyseområdet, og at offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon må oppfylle dette kravet dersom data skal kunne brukes. Telling av sjøpattedyr pågår, og det må være en forutsetning at resultater herfra gjøres offentlig tilgjengelig. Behov for retningslinjer for hvordan en skal bestemme om datagrunnlaget er tilstrekkelig til en fordeling på 15x15 km ruter. Videre foreslår gruppa at VØK Sjøpattedyr utvides til VØK Marine pattedyr.

Gruppe 2. Kategori A for havert utenom forplantning, B for oter/steinkobbe/havert i forplantningssesong. I følge gruppa er det ikke behov for videre undersøkelser av VØK Sjøpattedyr for gjennomføring av MIRA.

Gruppe 3. Kategori B. Dersom offentlig tilgjengelig litteratur og informasjon skal brukes forutsetter dette en kontinuerlig oppdatering av data.

Gruppe 4. Kategori A. Ingen spesielle kommentarer.

- VH6

**Gruppe 1.** Kategori A, B og C. Gruppen foreslo en omskriving av VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner kan ekskluderes i MIRA-metoden fordi marine pattedyr (inkl. isbjørn og oter) ikke er like sårbare for olje som sjøfugl i strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig. Videre hadde gruppa en varierende kategorisering alt etter arten av marine pattedyr. Det trengs en undersøkelse av om den individuelle sårbarheten av kystsel er større enn moderat. Det ble presisert at oter og isbjørn har stor individuell sårbarhet.

**Gruppe 2.** Kategori A. Gruppen foreslo en omskriving av VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner: Skadeberegninger på sjøpattedyrpopulasjoner er begrenset til havert i forplantningssesongen, fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig for havert i alle årstider. oter og steinkobbe er ikke inkludert da det ikke forventes å gi skade på populasjonsnivå. Gruppen forutsetter at MIRA ikke benyttes i isfylte farvann. Oterens internasjonale verneverdi ble trukket fram.

**Gruppe 3.** Kategori A. I visse tilfeller er det nødvendig å gjennomføre skadeberegninger for sjøpattedyr. Arts-spesifikke skadenøkler bør etableres. Arktiske arter som isbjørn bør inkluderes.

**Gruppe 4.** Kategorisering i A og C. Skader på populasjonsnivå kan ikke utelukkes for enkelte arter (kategori A). Metoden må verifiseres for å sikre at sjøfugl alltid gir høyere risiko for skade enn sjøpattedyr (kategori C).

## 5.7 Evaluering av VH for VØK Strandhabitater - gruppearbeid 4 og 5

### 5.7.1 Oppgave ved evaluering av VH7, VH8 og VH9

Evaluering av virkningshypotesene for VØK Strandhabitater foregikk på gruppearbeid 4 og 5. Følgende VH skulle evalueres:

- VH7: Sårbarhets kategorier:** Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i tabell 5.6.
- VH8: Skadegrad:** Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.
- VH9: Restitusjonstid:** Skadeomfanget for et strandhabitat kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkel som er vist i tabell 5.7, gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (tabell 5.6) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.

**Tabell 5.6.** Sårbarhet for ulike strandtyper ved oljeforurensning på lokaliteter med ulik væreksponeering utarbeidet på grunnlag av opplysninger fra SFT (1993), Lein et al. 1993 og Thomassen et al. (1993b). - Vulnerability from oil pollution of different coastal habitats on location with different exposition to waves, based on information from SFT (1993), Lein et al. (1993) and Thomassen et al. (1993b).

Sårbarhet	Væreksponeering (bølgeeksponering)	
	Moderat eksponerte og beskyttede strandhabitater	Eksponerte strandhabitater
1- Lav		<ul style="list-style-type: none"> <li>· sandstrand</li> <li>· grus-/steinstrand</li> <li>· hardbunnsfjære</li> <li>· grusfjæresone</li> </ul>
2 - Midlere	<ul style="list-style-type: none"> <li>· tangstrand/salteng</li> <li>· sandstrand</li> <li>· grus-/steinstrand</li> <li>· sand-/grusfjære</li> </ul>	
3 - Høy	<ul style="list-style-type: none"> <li>· leirstrand/strandeng</li> <li>· hardbunnsfjære</li> <li>· leire-/mudderfjære</li> </ul>	

**Tabell 5.7.** Sammenheng mellom akkumulert oljemengde i en kyststrupe med en strand-VØK, og miljøskaden reflektert ved restitusjonstid for skadene etter oljeforurensningen. - The relation between accumulated oil in one coastal grid square with a shore VEC, and the environmental damage expressed as the time of restitution after the oil pollution.

Sårbarhets kategori	Akkumulert oljemengde i ruten (tonn)	Konsekvenskategorier basert på restitusjonstid				
		1	2	3	4	5
		<2år	2-5år	5-10 år	10-20 år	≥ 20 år
1	< 150	100%				
	150-1500	70%	30%			
	≥ 1500	40%	50%	10%		
2	< 150	50%	50%			
	150-1500		60%	40%		
	≥ 1500		20%	80%		
3	< 150		50%	50%		
	150-1500			50%	50%	
	≥ 1500				80%	20%

### 5.7.2 Resultater fra evaluering av VH7, VH8 og VH9

Se vedlegg 4d for gruppenes skjemaesvarer. Virkningshypotesene omfatter tre deler: Sårbarhets kategorier (VH7), skadegrad (VH8) og restitusjonstid (VH9). Tabell 5.5 viser gruppenes kategorisering av VH7, VH8 og VH9 (se kapittel 5.4 for evalueringskategorier og kriterier for kategorisering).



For VH7 mente 3 av gruppene at VH allerede var verifisert og at det ikke trengs nye undersøkelser for verifisering eller forkasting av hypotesen, mens den siste gruppa mente endel av påstandene trengte verifisering. Alle gruppene hadde imidlertid kommentarer til VH7 (se under).

For VH8 mente tre av gruppene at det trengs mer informasjon før VH kan verifiseres eller forkastes, mens en gruppe mente kunnskapsgrunnlaget var godt nok for verifisering. Også her var det kommentarer fra alle gruppene (se under).

Tre grupper mente at påstandene i VH9 om restitusjonstid ikke var holdbare, mens en gruppe var splittet i om VH allerede var verifisert eller om det trengs mer informasjon for å verifisere eller forkaste påstanden. Evalueringen av VH9 var også kommentert (se under).

### Kommentarer fra gruppene

#### • VH7: Sårbarhets kategorier

Gruppe 1. Kategori B. Gruppa ønsket «svaberg» som et element i tabellen sammen med iskant og tareskog. Det ble stilt spørsmål om hvordan strandområder behandles i forhold til sjøfugl i MIRA, og videre om strandområder betraktes isolert uten å skjele til nabo-områder. Restriksjoner vil være avhengig av nabo-områder.

Gruppe 2. Kategori B forutsatt oppklaring ved bruk av begrepet «tangstrand» (s. 73 i grunnlagsrapporten). Dersom «tangstrand» har høy sårbarhet bør den flyttes opp. Dersom man mener tangvoller, hører habitatet til moderat/eksponerte strandhabitater. Avklaring ønskes også på hvorfor eventuelle grunne sublittorale soner ikke skal inkluderes i analysen. Tareskogens påvirkning fra olje bør vurderes. Gruppen har antatt at stranden får de alvorligste konsekvensene.

Gruppe 3. Kategori C. Undret seg på om «tangstrand» var synonymt med havbunnsfjære, og hva som er forskjellen mellom salteng og strandeng. Salteng har høy sårbarhet. Påstanden ble kategorisert som C, men med en presisering av at endel av påstandene allerede er verifisert, mens andre krever verifisering av sårbarhet. Ønsker en utvidelse av VØK-begrepet til også å omfatte sublittoralen.

Gruppe 4. Kategori B. Det bør vurderes å flytte salteng fra midlere til høy sårbarhet, og om klimatiske forhold har innvirkning på sårbarhet og restitusjonstid.

#### • VH8: Skadegrad

Gruppe 1. Gruppa kategoriserte VH8 i C, med følgende kommentarer. VH forutsetter at sårbarhetsvurderingene er konservative. Det er muligheter for rekruttering fra nabo-områder. Det er generell dårlig korrelasjon mellom oljemengde og skadeomfang. Det ble også påpekt behovet for sensitivetsanalyser: Hvilke parametere er dominerende (oljetype og oljemengde). Det foreslås at resultatene fra analysen brukes som «indeks for skade» ikke som et eksakt mål for skade.

Gruppe 2. Gruppa var enige om at VH var verifisert, og plasserte VH i kategori B.

Gruppe 3. Gruppa mente man trenger en bedre sammenstilling og analyse av erfaringsmateriale og eksperimentelle forsøk for å verifisere hypotesen, og plasserte den i kategori C.

Gruppe 4. Også her kategorisert som C fordi man trenger å ta med grad av forvitring og oljetype med i vurderingen, og at skadegraden av små oljemengder må verifiseres.

#### • VH9: Restitusjonstid

Gruppe 1. Kategorisert som C. Verdiene må verifiseres og parametere sensitivitetstestes. Videre må man ha med oljetype (giftighet). Tabellen er for detaljert sett på bakgrunn av utilstrekkelig datagrunnlag.

Gruppe 2. Gruppa kategoriserte VH som A slik den sto, men foreslo en endring til B dersom VH forandres til: «Restitusjonstid: Skadeomfanget for et strandhabitat (basert på skade på indikatororganismer som har en dose-respons mht. restitusjonstid) kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i **tabell 5.7**, gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (**tabell 5.6**) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen». Viktig å velge riktige indikatorarter for ulike strandtyper. Har eksponerte strandtyper høyere sannsynlighet for å bli truffet av olje, og er dette eventuelt blitt tatt hensyn til i tabellen? Akkumuleres olje likt i eksponerte/beskyttede strandområder?

Gruppe 3. Kategori C. Endel av påstandene er allerede verifisert, mens andre krever verifisering, særlig konsekvensrekka oljemengde - skade - restitusjon. Det trengs lange tidsserier med gode data på ulike habitater/samfunn. Presisjonen økes hvis differensieringen økes.

Gruppe 4. Kategori C, fordi man må ta med grad av forvitring og oljetype med i vurderingen, og at skadegraden av små oljemengder må verifiseres. Forøvrig reflekterer ikke drivbaneberegningene at olje kan spres videre etter første stranding. Gruppa var usikker på om definisjonen av grunnlinja kan skape problemer for metoden. Det ble presisert at det må etableres kompetansekrav til personell som skal bruke MIRA-metoden.

## 5.8 Evaluering av VH for VØK Fiskebestander - gruppearbeid 6

### 5.8.1 Oppgave ved evaluering av VH10

Evaluering av virkningshypotesen for VØK Fiskebestander foregikk på gruppearbeid 6. Følgende VH skulle evalueres:

- **VH10: Skade på fiskebestander.** Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.

### 5.8.2 Resultater fra evalueringen av VH10

Se **vedlegg 4e** for gruppens skjema-besvarelser. For VØK Fiskebestander var det foreslått bare en virkningshypotese som, gitt at den ble verifisert, ville utelukke skadeberegninger på fisk ved oljesøl. **Tabell 5.5** viser gruppens kategorisering av VH10 (se **kapittel 5.4** for evalueringskategorier og kriterier for kategorisering). Tre av gruppene kategoriserte VH i A, altså at hypotesen antas ikke å være gyldig, og følgelig at skadeberegninger på fisk ikke kan utelukkes etter de kriteriene som er satt opp i VH. Den siste gruppa plasserte VH i delt kategori B/C fordi de mente fiskebestander var for generelt. Viktig å skille mellom pelagiske egg og larvestadier og anadrome fiskearter.

### Kommentarer fra gruppene

- **VH10: Skade på fiskebestander**  
Gruppe 1: Kategori B for vandrende bestander med pelagiske egg og larvestadier, kategori C for anadrome

me fisk og kystbestander. For sistnevnte trengs en verifisering om olje kan påvirke orienteringsevnen til anadrome fisk og om bestandsutviklingen til kystbestander påvirkes. Gruppen valgte å betrakte fisk i fjæra (littoralt og sublittoralt) som en del av VØK Strandhabitater. Det ble anbefalt å gå igjennom ulike fiskepopulasjoner for å verifisere hypoteser.

Gruppe 2: Kategori A av to årsaker: Dersom scenariet (eks. torsk) hadde vært på en art der gytebestanden besto av 1-2 klasser, ville 50% dødelighet i en av årsklassene kunne ha stor betydning på populasjonsnivå. Dessuten er gyteforholdene forskjellige (aldersstruktur) i de ulike havområdene.

Gruppe 3: Gruppen kategoriserte VH til en svært usikker A fordi de ikke hadde spisskompetanse nok til å evaluere VH godt nok. Generelt mente de at man bør følge logikken i klassifiseringen som for andre VØKer med individuell sårbarhet og en eventuell ekskludering ut fra populasjonsmessige betraktninger. De stilte også spørsmål med undervannsutblåsning og problematikken med sårbarhet-konsekvens i den sammenheng. Også denne gruppen mente fisk som tilhører littoral og sublittoral betraktes inn under VØK Strandhabitater.

Gruppe 4: Kategori A. Dersom en god årsklasse slås ut, kan konsekvensene for enkelte arter (sild, lodde) bli alvorlige. Effekter knyttet til undervannsutblåsninger er heller ikke tilstrekkelig klarlagt. Gruppen ønsket dessuten modellering av hvilke effekter stor yngeldødelighet vil få på bestandsstørrelse hos ulike arter.

## 6 Gruppens skriftlige kommentarer til MIRA - gruppearbeid 6

Dette er en oppsummering av skriftlige kommentarer gitt av gruppene og presentert i plenum.

### Gruppe 1

Behov for enhetlig modell - bidra til å frigjøre økonomiske midler, som kan benyttes til forbedring av grunnlagsdata.

- Evalueringen ville vært enklere å utføre hvis vi kunne sammenlikne med tilsvarende metoder:
  - hvis forelagt flere utførte analyser
  - sensitivitetsstudie
- Det ble ikke foretatt noen evaluering av oljedriftsmetodikken dvs. bare evaluert deler av metoden.
- Ser behov for evaluering/samkjøring av oljedriftsmodeller. Planlegging av oljedriftsmodeller må gjøres med representanter fra bio-miljøet til stede.
- Behov for å forbedre datagrunnlaget for sjøfugl.
- Grensene for akseptkriterier må ikke være for rigide - så lenge verifisering av inngangsdata i MIRA er mangelfull - bør kunne videreutvikles i takt med ny info/nye erfaringer.
- Det kan være ting i MIRA som ikke er synliggjort i materialet som er presentert som grunnlag for evalueringen - erfaring fra gjennomførte analyser kan vise nye problemstillinger.
- Aksepter MIRA som bedre tilgjengelig metode i dag - når man tar hensyn til anbefalinger fra seminaret.
- Foreslår "ringtest" av anbefalt metode.

### Gruppe 2

- Fire store VØK-grupper - "landsgjennomsnitt"
- Tabeller gjelder for midlere/mest sårbare/sensitive art. Burde vært mer artsspesifikke verdier i flere tabeller. Tabeller med verdier bør være mer synliggjort for de enkelte arter.
- Positivt standardisert metode.
- MIRA - rapport: Hvor dekkende er rapporten for den operasjonen som skal gjennomføres - er kun generelle tabeller lagt til grunn? Grunnlag for: Aksept/forkastning
- Er transport av olje fra felt inkludert i MIRA?

### Gruppe 3

- En lovende vei å gå!
- Ikke godt nok til å ta i bruk nå jfr. forkastede tallverdier i tabeller, men i en utviklingsprosess.
- Fornuftig å føre fagmiljøene, myndighetene og industrien sammen rundt problemstillingen.
- På det nåværende nivå er kvalitativ rangering kanskje relativt treffsikker (rangering av ruter), men dersom den tar mål av seg å kvantifisere risiko må alle «tallverdiene» verifiseres.
- Kvalitetssikring - krav til kompetanse - resultatene vil alltid være diskuterbare. Må fange opp endringer i datagrunnlag.
- Valgene gjennom en analyse må være etterprøvbare for høringsinstansene.
- Beslutninger/endringer i metoden må være vel dokumenterte.

### Gruppe 4

- Mange av tallene i metoden er så usikre at resultatet av hele analysen blir usikker.
- Sensitivitetsanalyse for de enkelte indeksene må gjennomføres snarest.
- Resultatene må presenteres med konfidensintervall.
- Bruk av metoden er en forutsetning for utvikling.
- Det bør kjøres «case» mot kjente parametre for å se hvor godt metoden treffer. (Eks. lomvi på Runde).
- Blir en aksept her tatt som et sannhetsvitne for metoden og en sovepute for industrien?

## 7 Sammenfatning av diskusjon i plenum

Det var endel diskusjon omkring VØK begrepet som er definert mer biologisk avgrenset i MIRA sammenheng enn hva man tidligere har benyttet i konsekvensutredninger i Norge (Hansson et. al 1990, Thomassen et al. 1993a,b, 1995, 1996a). Seminaret mente det var uheldig å benytte samme betegnelse når definisjonen var forskjellig. Det var imidlertid rimelig enighet om at VØK slik det var benyttet i MIRA sammenheng, var hensiktsmessig for dette formålet.

I MIRA metoden behandles de enkelte VØKer separat (dvs. lomvibestanden eller lundebestanden er enkelt VØKer, tilsvarende er stedsspesifikke strandhabitater enkelt VØKer). Metodisk behandles imidlertid de ulike VØK'ene innen hver hovedgruppe likt. Sjøfugl-VØKer og strand-VØKer var derfor slått sammen til VØK-grupper i underlaget til AEAM seminaret, for å muliggjøre en realistisk gjennomgang i løpet av seminaret. Dette skapte uklarhet mht. hva slags VØKer MIRA metoden egentlig forholder seg til.

I en AEAM prosess er vanligvis VØK utvelgelsen endel av arbeidsprosessen. I dette tilfellet var denne utvelgelsen gjort som en begrunnet del av MIRA metoden. Dette, sammen med overnevnte (sammenslåing til VØK-grupper), medførte at seminaret hadde vanskeligheter med å ta stilling til de foreslåtte VØKer. Det var enighet om at de anførte VØKer måtte inkluderes i en MIRA. Det kom forslag om å inkludere andre VØKer, tildels VØKer som med hensikt er utelatt i MIRA metoden (sublittoral, fiskebestander, oter), men også et par nye VØKer (iskant, isbjørn). Seminaret etterlyste en klarere dokumentasjon og begrunnelse for valg/utelatelse av VØKer i metoden.

Det andre hovedelementet som ble diskutert var virkningshypoteser for de aktuelle VØKer. Også her oppstod det uklarhet ved at man hadde forsøkt å omsette de skadesammenhenger som brukes i MIRA over i virkningshypoteser. I AEAM sammenheng er en virkningshypotese en påvirkningsfaktor (f.eks. "oljetilsøling fører til dødelighet av sjøfugl"), mens skadesammenhengene i MIRA er et forsøk på å kvantifisere omfanget av dødelighet ved gitte oljemengde.

Seminaret ga tilslutning til at det trolig er en sammenheng mellom oljemengde og skadegrad, men påpekte at en rekke andre faktorer også er bestemmende for skadeomfanget ved oljesøl. Det ble pekt på oljetype, forvittringsgrad, plassering i tid og rom som faktorer man burde ta hensyn til ved beregning av miljørisiko. MIRA metoden tar hensyn til endel av disse faktorene gjennom oljedriftsberegninger og ressursenes geografiske og sesongmessige tilhørighet, men man bør vurdere dette ved revisjon av metoden.

Det var rimelig tilslutning til de skadesammenhenger som beskriver de mest omfattende skadene (stor oljemengde, høy sårbarhet). Det var imidlertid ikke mulig for seminaret å ta stilling til fordelingen i skadeklasser med mindre oljemengder og lavere sårbarhet. Dette ble begrunnet med at det ikke finnes tilstrekkelig datamateriale fra historiske hendelser, eller annen vitenskapelig dokumentasjon som grunnlag. Seminaret mente at begrunnelsen for de valgte fordelinger må synliggjøres og dokumenteres bedre ved revisjon av metoden, dvs. at tabellene i **kapittel 3** (i denne rapporten) må underbygges og verifiseres bedre.

Seminaret mente det var nødvendig å beregne miljørisiko for noen av de VØKer som nå er utelatt i MIRA metoden, som en

test på om disse bidrar vesentlig til miljørisiko eller ikke. Det ble antatt at enkelte fiskebestander med få gyteårsklasser og konsentrert gyting (f.eks sild og lodde) ville være utsatt for oljesøl. Likeledes mente man at sublittoral, iskant og isbjørn var VØKer som burde inkluderes ved beregning av miljørisiko. Seminaret var kritisk til at disse var utelatt i metoden.

Seminaret var enige om at det burde gjennomføres sensitivitetstester for ulike parametre som benyttes i metoden, slik at man kunne få et bedre bilde av hvilke faktorer som bidrar mest til usikkerhet. Angivelse av usikkerhet i miljørisikoestimatet ble etterlyst. På spørsmålet om det offentlig tilgjengelig datamaterialet over aktuelle VØKer var tilstrekkelig for å beregne miljørisiko, mente seminaret at det finnes datakilder som er bedre enn de offentlig tilgjengelige, f.eks. i noen av faginstusjonenes databaser.

En generell holdning var at det var positivt at OLF hadde arrangert seminaret, og gitt fagmiljøene en god mulighet til å komme med innspill til oljeselskapenes metode-utvikling mht. miljørisikoanalyser. Den gode oppslutningen fra fagmiljøene var en bekræftelse på dette. Det var videre positiv holdning til at OLF hadde igangsatt arbeidet med å komme fram til felles metodisk framgangsmåte for å beregne miljørisiko. Nyttan av at oljeselskapene benyttet en enhetlig metode ble strekt understreket, da dette gir mulighet for konstruktive innspill fra fagmiljøene. Det ble oppfattet som positivt at MIRA var tenkt som et systematisk verktøy til bruk for planlegging av risikoreducerende tiltak, deriblandt beredskap.

Det rådet imidlertid en viss bekymring for at MIRA skulle erstatte konsekvensutredninger som beslutningsverktøy i selskapene og hos myndighetene. Seminaret mente derfor at industrien må klargjøre når og hvorfor man bruker MIRA. Selv om MIRA er en dokumentert metodikk laget med tanke på at resultatet skal være uavhengig av den som utfører analysen, ble det understreket av seminaret at utførende personell må ha god biologisk kompetanse og kjennskap til de biogeografiske forholdene i influensområdet, slik at man kan gjennomføre en kritisk vurdering av resultatet i en analyse. Ikke minst er dette viktig når man skal planlegge beredskaps-tiltak på bakgrunn av en MIRA. Behovet forsterkes ved at den eksterne høringstiden ofte er kort og den eksterne kvalitetskontrollen dermed blir begrenset.

## 8 Seminarledelsens syntese

Seminarret gjorde ikke forsøk på å komme fram til noen entydig, detaljert konklusjon om MIRA-metoden. Det følgende er derfor seminarledelsens oppsummering av synspunkter som kom fram gjennom gruppearbeider og plenumsdiskusjoner. Oppsummeringen ble lagt fram for det avsluttende plenum, og er forsøkt justert i henhold til kommentarer som kom fram der.

### 8.1 MIRA-metodens struktur

Det var stort sett enighet om at MIRA-metoden i utgangspunktet er en fruktbar tilnæringsmåte. Den gir, ideelt sett, grunnlag for å sortere problemstillinger og informasjon/data systematisk, og for å gjøre valg på en trinnvis, systematisk og åpen ("gjennomsiktig") måte. Riktig brukt kan en metode av MIRA-typen derfor både gi en ryddig behandling av ulike data og synspunkter, og peke ut kunnskapsmangler og utredningsbehov. Seminarret oppfattet imidlertid ikke at MIRA metoden hadde disse egenskapene slik den nå foreligger.

#### 8.1.1 Begrepsapparat og klargjøring i forhold til AEAM-metoden

Materialet deltakerne hadde fått utlevert ga inntrykk av at MIRA var basert på AEAM-metoden, som mange kjenner bl.a. gjennom MUPS-systemet som har vært brukt på Svalbard (Hansson et al. 1990). Dette skyldtes delvis sammenblanding med at selve seminarrets *evaluering* av MIRA brukte denne metoden, men også at MIRA selv bruker det sentrale AEAM-begrepet som Verdsatt Økologisk Komponent (VØK).

Selv om noe av seminarrets kritikk på dette punktet skyldes misforståelser, er det trolig viktig at reviderte framstillinger av MIRA klargjør dette forholdet og ikke minst bruken av AEAM-begreper.

#### 8.1.2 Framstilling, manglende systematikk og "gjennomsiktighet"

Metoden, slik den er presentert i det utsendte materialet, er ikke tilstrekkelig systematisk og klart framstilt. Selv om deler av den informasjonen som ble etterlyst er omtalt i bakgrunnsdokumentasjonen, har nåværende versjon av metoden svakheter bl.a. mht. følgende:

#### VØK-begrep og VØK-utvalg

VØK-begrepet er hentet fra bl.a. AEAM-metoden og MUPS-systemet, men omdefinert noe ("Verdsatt økologisk komponent" istedetfor "økosystem komponent"). Bruken i MIRA-metoden er imidlertid ikke konsistent med definisjon og bruk i AEAM, noen som skaper forvirring blant brukere som er vant til AEAM og MUPS.

Seminarret oppfattet at MIRA-metoden synes å identifisere VØKer på to plan: Først identifiseres et sett "overordnede" VØKer uten at noen systematisk prosess for prioritering av alternativer er dokumentert. Deretter identifiseres spesifike "geografiske" versjoner av hver "overordnet" VØK på grunnlag av data og beregningsmodeller for influensområder mm. Denne framgangsmåten gir presise og veldefinerte VØKer til bruk i den enkelte sårbarhetsberegning. Den går imidlertid glipp av den dokumenterte prioriteringsprosessen for valg av VØKer som er et viktig og godt element i AEAM.

Seminarret etterspurte andre mulige VØKer som MIRA ikke redegjorde for hvorfor var utelatt.

#### VHer og VH-utvalg

MIRA-metodens bruk av VHer skapte tilsvarende uklarhet fordi "virkningshypotesene" var utformet som påstander (ofte om informasjons- eller beslutningsgrunnlag) snarere enn som hypoteser om virkninger. Dette var vanskelig å forene med bruk av AEAM-metodens sjekklister for vurdering og utvalg av VHer, slik det var lagt opp til.

Slik MIRA-metoden idag er utformet synes det ikke hensiktsmessig å bruke VH-begrepet og AEAM's utvalgsriterier.

### 8.2 Faglig innhold

Seminarret hadde mange og tungtveiende innvendinger mht. faglig innhold i den foreliggende versjonen av MIRA. Endel av dette kan ivaretas ved oppdatering og bedret informasjonsgrunnlag, mens andre forhold i større grad må regnes som "innebygde" svakheter i metoden som en eventuelt må akseptere dersom metoden brukes.

#### 8.2.1 Faglig styrke

- Metoden tar et konservativt utgangspunkt mht. ressursenes sårbarhet. Dvs. at mange av de svakhetene som påpekes mht. usikkert kunnskapsgrunnlag for sårbarheten ved enkeltressurser/-VØKer, i praksis får lite betydning fordi metoden tar utgangspunkt i den mest sårbare ressursen. Dette utgangspunktet bidrar til å "buffre" kunnskapsmangel.
- Det ble også vist til at endel av manglene som ble påpekt av seminarret er dekket av bakgrunnsdokumentasjonen for MIRA. Denne dokumentasjonen var ikke tilstrekkelig tydeliggjort for seminardeltakerne.

#### 8.2.2 Faglig svakhet

- Tabellene som er lagt til grunn for beregning av sårbarhet er for dårlig verifisert. Resultatene synes derfor usikre.
- Forholdet mellom sårbarhet for bestand og sårbarhet for individ er i mange tilfeller for dårlig dokumentert og kjent til at det kan brukes slik MIRA legger opp til.
- Sammenhengen mellom oljemengde og skade er ikke tilstrekkelig kjent for de forskjellige ressursene/VØK'ene. Mange seminardeltakere stilte spørsmålsteget ved holdbarheten av MIRAs tilnærming på dette området. Det ble i den sammenheng presisert at dose-respons gjelder på individnivå og ikke på populasjonsnivå.
- Usikkerhetene i materialet som er lagt til grunn for beregningene i MIRA er ikke tilstrekkelig synliggjort. Dette må gjøres slik at det blir mulig å teste sensitiviteten for variasjon i de ulike parametrene.
- MIRA er for grovmasket på endel viktige felter. Det er behov for større oppløsning for endel parametre (arter, oljetyper mm.)
- Vurdering av flere mulige VØKer eller "del-VØKer" ble etterlyst: De viktigste var Sublittoral, Iskant, og Plankton. Fisk er med som VØK men forkastes på VH-nivå. Denne framgangsmåten skaper uklarhet.
- Framgangsmåten for vurdering av VHer er uklar, særlig mht. sjøpattedyr.
- Flere hevdet at MIRA-metodens produkt i form av tallangivelser gir et "falsk" inntrykk av presisjon. Så lenge grunnlagsmaterialet er så usikkert, vil bruk av indekser gi et like korrekt og mer "ærlig" bilde av situasjonen.



- VØKer er valgt som «dimensjonerende» enheter. Problemet er at VØKer eller populasjoner i nedgang ikke tas opp eller behandles. Dette fordi man hele tiden snakker om restitusjonstid. Bruken av VØK som en dimensjonerende parameter eller begrep blir derfor selvmotsigende og kan ikke brukes slik MIRA legger opp til.
- Bruk av MIRA-metoden bør gjøres offentlig tilgjengelig slik at bruk av metoden i ulike sammenhenger kan koordineres og oppdateres, og slik at det samlede fagmiljøet får mulighet til selvstendig vurdering av resultatene.

### 8.3 Forutsetninger for bruk av MIRA-metoden

Seminaret ga i hovedsak uttrykk for at MIRA kan være en fruktbar og anvendelig metode, men uttrykte bekymring for enkelte forhold, og stilte opp viktige forutsetninger for praktisk bruk av metoden som beslutningsgrunnlag for oljevirksomhet.

#### 8.3.1 Fordeler ved bruk av MIRA

- Metoden kan, under forutsetning av at endel svakheter som ble påpekt under seminaret rettes opp, være en rasjonell og systematisk tilnærming til et komplisert problemfelt. Selv om datagrunnlag og framgangsmåte har åpenbare svakheter, vil oljevirksomheten uansett pågå og kreve at det gis et best mulig beslutningsgrunnlag ut fra en gitte forutsetninger. MIRA kan være et rasjonelt redskap i dette arbeidet, og kan gi et enhetlig beslutningsgrunnlag som er til fordel for både næring og miljøforvaltning.
- Metodens konservative utgangspunkt når det gjelder sårbarhet gjør den robust overfor dårlig kunnskap om enkeltarter/-ressurser.
- Oppbygging og resultatframstilling i MIRA gir godt grunnlag for kommunikasjon og samarbeid med den toneangivende og "ikke-biologiske" delen av petroleumsnæringa.
- MIRA gir mulighet til å identifisere kunnskapshull og -behov på en systematisk måte som forplikter brukerne og oppdragsgivere til å bidra til å bedre kunnskapsgrunnlaget.
- MIRA er et dynamisk system som forutsetter kontinuerlig oppdatering. Bruk av metoden gir mulighet til gradvise forbedringer, og MIRA-systemet vil kunne virke som en "motor" for å framskaffe ny kunnskap.

#### 8.3.2 Farer ved bruk av MIRA

- Svakt kunnskapsgrunnlag innen sårbarhet for, og virkninger av oljesøl kan føre til at metoden gir resultater som ikke er tilstrekkelig beslutningsrelevante. Dette kan gi dårlig beslutningsgrunnlag eller brukes til å legitimere uheldige beslutninger.
- Det er fare for at en "kokebok-metode" som MIRA blir brukt ukritisk eller ufaglig. Metodens kvantitative produkt gir et inntrykk av sikkerhet som kan misbrukes hvis det ikke vurderes i en bredere faglig sammenheng.
- Hvis MIRA brukes uavhengig og ukoordinert av ulike selskaper kan det utvikle seg ulike brukskulturer. Dette kan føre til at resultater av MIRA-metoden fra ulike selskaper etterhvert ikke er sammenlignbare, og MIRAs verdi som enhetlig beslutningsgrunnlag vil falle bort.

#### 8.3.3 Forutsetninger for bruk

- Brukere av MIRA må ha spesialkompetanse innen biologi, sårbarhetsvurdering generelt og oljeforurensing spesielt.
- Oppdaterte versjoner av MIRA, og all praktisk bruk av metoden, må legge vekt på å synliggjøre usikkerhet, kunnskapsmangel, hvilke valg som gjøres og hvorfor.
- Kvantitative resultater av MIRA-metoden må ikke presenteres uten en verbal, faglig vurdering av resultatene.

## 9 anbefalinger

### 9.1 Overordnede føringer

I stedet for å gå inn på en detaljert framstilling eller oppsummering av de mange anbefalinger som deltakerne la fram på seminaret, har vi valgt å bruke strukturen satt opp i kapittel 8 og trekke opp de viktigste anbefalingene ut fra dette. Anbefalingene er naturligvis trukket på bakgrunn av arbeidet på seminaret, men står for seminarledelsens regning. Den viktigste utfordringen og dermed også anbefaling for bruk av MIRA i framtida vil være:

#### 1. Å utvikle en metode som på bredt faglig grunnlag gir tillit i innhold og bruk.

Utviklingen av en metode for risikoanalyse krever tverrfaglig kompetanse, og kompetansen som trengs befinner seg spredt rundt i norske fagmiljøer. For å oppnå et best tilgjengelig faglig fundament og tilstrekkelig tillit bør ikke metoden videreutvikles av ett fagmiljø alene, og vår andre viktige anbefaling er derfor:

#### 2. Videreutviklingen av MIRA bør skje gjennom et tverrfaglig arbeid hvor spissfaglig kompetanse hentes fra ulike norske fagmiljøer.

De som skal videreutvikle MIRA bør se på metodeutviklingen som en dynamisk prosess hvor ny informasjon og endrete betingelser også får konsekvenser for MIRA. Gitt de to overordnede anbefalingene, følger nedenfor en del mer konkretiserte anbefalinger som følger av seminaret.

### 9.2 MIRA - metodens struktur og forhold til AEAM-metoden

AEAM-metoden er en systematisk arbeidsform hvor målfokusering gjennom harde prioriteringer og dokumentasjon av prosessen er førende begreper. Brukt riktig er AEAM en tillitsfull metode gjennom sin enkelhet og «gjennomsiktighet».

- Dersom MIRA ønsker å basere seg på AEAM-metodens prinsipper, må det en gjennomgripende endring og revidering av MIRA til. Enten bør MIRA stå på egne bein og skrelle vekk dagens forstyrrende AEAM-begreper, eller så bør AEAM-metoden følges, og MIRA følgelig legges opp deretter.

Dersom man velger sistnevnte tilnærming, er det en del klare endringer som bør gjennomføres:

- Bruken av Verdsatt Økosystem Komponent bør følge AEAMs intensjoner og definisjon.
- Bruken av virkningshypoteser bør være hypoteser basert på ulike definerte påvirkningsfaktorer, ikke som påstander om informasjons- eller beslutningsgrunnlag slik de framstår i dag.
- Den dokumenterte og systematiske prioriteringsprosessen for valg av VØKer og VHer som som er et viktig og godt element i AEAM bør prioriteres i MIRA.

### 9.3 Faglig innhold i MIRA

Det framkom tildels vesentlig kritikk av MIRA-metodens faglige utforming, men endel av kritikken kan ivaretas ved oppdatering og bedret informasjonsgrunnlag. Metoden har klare faglige

styrker, mens endel forhold må betraktes som mangler eller svakheter som bør forbedres dersom metoden skal oppnå hovedmålsetningen satt opp over.

- MIRA bør under videreutviklingen ta hensyn til kommentarer og anbefalinger fra seminaret. Metoden bør ikke brukes slik den framstår i dag.
- Det konservative utgangspunktet bør opprettholdes fordi det bufferer kunnskapshull som vi vet eksisterer i dag.
- I følge de som kjente til grunnlaget for MIRA-metoden, finnes mye av den bakgrunnsinformasjonen som ble etterlyst av seminaret. Dette bør gjøres lett tilgjengelig for alle brukere og problemholdere.
- En rekke faglige svakheter må forbedres dersom MIRA-metoden skal oppnå miljøfaglig tillit og aksept:

⇒ Tabeller for sårbarhet må verifiseres, særlig gjelder dette forholdet og forskjellen mellom individ og bestand.

⇒ Enkle, kvantitative dose-respons relasjoner er dårlig underbygget for de fleste ressurser MIRA legger opp til å behandle. Det er ingen direkte relasjon mellom oljemengde og skade på populasjonsnivå og samfunnsnivå. Følgelig vil sammenhengen oljemengde og skade lett bli misvisende, og bør ikke brukes slik MIRA legger opp til.

⇒ Kunnskapsgrunnlaget innen sårbarhet for og virkninger av oljesøl bør forbedres og oppdateres regelmessig.

⇒ Usikkerheten i materialet må synliggjøres og behandles på en profesjonell måte.

⇒ Kunnskapsmangel og hvilke valg som gjøres og hvorfor, må dokumenteres ved bruk av metoden.

⇒ MIRA legger opp til en grovmasket analyse, noe som synes lite hensiktsmessig på endel viktige felter. Et større detaljeringsnivå er ønskelig både når det gjelder VØK-begrepet og mer fysisk/kjemiske parametre (oljetype, tid og rom).

⇒ MIRA forholder seg ikke til en eksisterende bestandsutvikling i skadeøyeblikket (vekst eller nedgang), noe som er avgjørende for å kunne estimere en eventuell restitusjon for ressursen. Egenskapen «dimensjonerende» for en VØK blir derfor misvisende og bør ikke brukes.

### 9.4 Forutsetninger for bruk av MIRA-metoden

Oljeselskapene er pålagt å gjennomføre risikoanalyser i forbindelse med oljevirkningsomheten, og seminaret så det som en ubetinget fordel at metodikken for risikoanalyser i framtida blir koordinert og harmonisert selskapene i mellom. Dette vil også gi risikoanalyser et langt høyere brukspotensiale fordi resultater fra ulike analyser vil være sammenliknbare.

- Brukere av MIRA må ha spesialkompetanse innen biologi og sårbarhetsvurdering generelt, og oljeforurenning spesielt.
- Kvantitative resultater av MIRA-metoden må presenteres sammen med en verbal, faglig vurdering av resultatene.

## 9.5 Etterbruk av analyser og vurderinger

Det utføres i dag en rekke konsekvensutredninger og risikoanalyser i regi av ulike tiltakshavere som ikke er offentlig tilgjengelig. Disse arbeidene er viktige både i videreutvikling av metodikk og som referanse. Seminaret etterlyste et system eller rutiner for større åpenhet og informasjonsflyt fra oljeselskaperens side.

- Som referanse og bakgrunn for videre arbeid med KU og risikoanalyser bør det utarbeides en total oversikt over tilgjengelige rapporter omhandlende KU og miljørisikoanalyser (for miljø og naturressurser), og samtidig gjøre disse tilgjengelig for fagmiljøet.
- Bruk av MIRA-metoden bør gjøres offentlig tilgjengelig slik at bruk av metoden i ulike sammenhenger kan koordineres og oppdateres, og slik at det samlede fagmiljøet får mulighet til selvstendig vurdering av resultatene.

## 10 Litteratur

- Hansson, R, Prestrud, P. & Øritsland, N.A. 1990. Assessment system for the environment and industrial activities in Svalbard. Norwegian Polar Institute, Oslo: 1-267.
- Holling, C.S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons: Chichester- New York - Brisbane - Toronto.
- Hovig, E. & Førde, E. 1990. Gasstransport over land til Østlandet og Sverige. Rapport fra en konferanse om gassrør og forholdet til landbruk, natur og kulturminnevern. - Statkraft rapport nr. 1-90-PG.
- Indian and Northern Affairs Canada 1992a. Beaufort Region Environmental Assessment and Monitoring Program (BREAM). Final Report for 1990/1991. Environmental Studies No. 67: 1-416.
- Indian and Northern Affairs Canada 1992b. Beaufort Region Environmental Assessment and Monitoring Program (BREAM). Final Report for 1991/1992. Environmental Studies No. 69: 1-359.
- Indian and Northern Affairs Canada 1993. Beaufort Region Environmental Assessment and Monitoring Program (BREAM). Final Report for 1992/1993. Environmental Studies No. 71: 1-298.
- Jødestøl, K.A., Sjørgård, E., Hoell, E. & Fredheim, B. 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Metodebeskrivelse. DNV rapport nr 95-3562, revisjon mars 1996. 1-74.
- Lein, T.E., Hjøhlmann, S., Fosså, J.H., Årrestad, K. & Mortensen, P.B. 1993. Oljeforurensning på hardbunn. Fjæresonen og tareskogsområder i Midt-Norge. - IFM rapport nr. 4.
- SFT 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. - TA-1019.
- Sjørgård, E., Jødestøl, K.A., Sjørgård, E., Hoell, E. & Fredheim, B. 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Grunnlagsrapport. DNV rapport nr 95-3563. Mars 1996. 1-75.
- Thomassen, J. (red.), Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.E. 1993b. Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebasenget, Vøringbasenget I og II for letevirksomhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. Nærings- og energidepartementet 1993: 1-132.
- Thomassen, J. (red.), Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.E. 1993a. Letevirksomhet i Skagerrak - Nordsjøen øst for 7<sup>0</sup> Ø. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. Nærings- og energidepartementet 1993: 1-114 s.
- Thomassen, J., Andresen, K.H. & Moe, K.A. 1995. Petroleumsvirksomhet i Barentshavet nord - letevirksomhet. Arbeidsdokument fra AKUP/AEAM-seminar i Trondheim 22. og 23. februar 1995. - NINA Oppdragsmelding 355: 1-154.
- Thomassen, J., Andresen, K.H. & Moe, K.A. 1996a. Petroleumsvirksomhet i isfylte farvann - utbyggings- og driftsfase. Målfokusering for eventuell konsekvensutredning. Arbeidsdokument fra AKUP/AEAM-seminar i Stavanger 4. - 6. desember 1995. - NINA Oppdragsmelding 410: 1-159.
- Thomassen, J., Løvås, S.M. & Vefsnmo, S. 1996b. The Adaptive Environmental Assessment and Management AEAM in INSROP - Impact Assessment Design. - INSROP working paper no. 31, II.5.6: 1-45.

### Vedlegg 1

### Vedlegg 2

### Vedlegg 3

### Vedlegg 4

### Vedlegg 5

### Vedlegg 6

Sammendrag av AEAM-metoden

Forhåndsevalueringer

Prosjektskisse fra OLF: «AEAM evaluering av MIRA metoden»

Originalskjema gruppearbeid 1-5

Seminarprogram

Deltakere



## Sammendrag av AEAM metoden

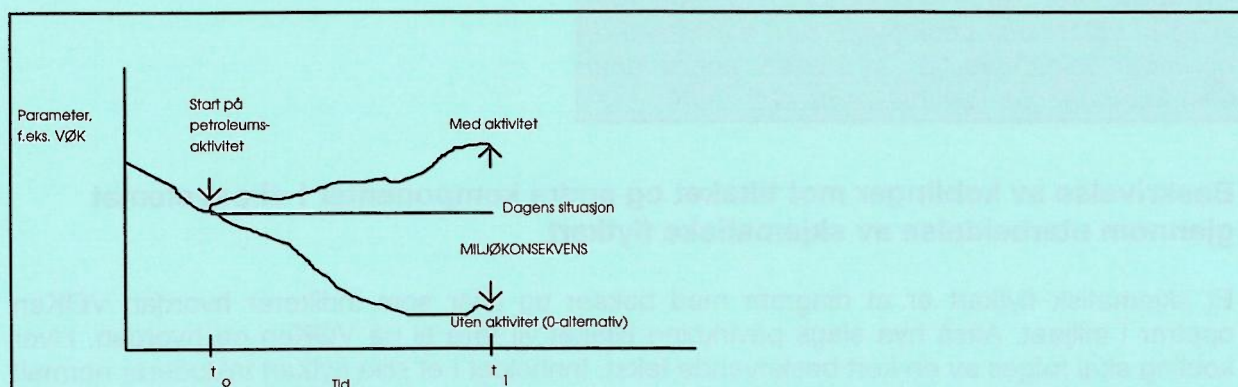
AEAM metoden ble utviklet av C.S. Holling og hans medarbeidere i slutten av 1970-årene (Holling 1978), og er i en justert form benyttet ved flere større konsekvensutredninger (KU) i Norge, bl.a. i forbindelse med vurdering av industriell virksomhet på Svalbard (Hansson et al. 1990) og i AKUP arbeidene med målfokusering for petroleumsvirksomhet i Barentshavet nord (Thomassen et al. 1995, 1996a). Metoden har vært benyttet i mer enn 10 år i Kanada, bl.a. gjennom Beaufort Environmental Monitoring Project (BEMP), Mackenzie Environmental Monitoring Project (MEMP) og Beaufort Region Assessment and Monitoring Programme (BREAM) (Indian and Northern Affairs Canada 1992a,b, 1993). AEAM er videre den førende metoden i EIA arbeidet i «International Northern Sea Route Programme, INSROP» (Thomassen et al. 1996b).

I AEAM blir tiltakets antatte konsekvenser og signifikans beskrevet gjennom:

- Beskrivelse av ulike scenarier for tiltaket
- Definerings av verdsatte økosystem komponenter (VØK)
- Beskrivelse av koblinger mot tiltaket og andre komponenter i økosystemet gjennom utarbeidelse av skjematiske flytkart
- Beskrivelse av hvordan tiltaket vil påvirke VØKene gjennom virkningshypoteser (VH)
- Prioritering, evaluering og kategorisering av VH
- Dokumentere og beskrive alle valg i prosessen
- Anbefale nødvendig forskning og eller overvåking for å kunne teste virkningshypotesene
- Anbefale avbøtende tiltak og oppfølgende undersøkelser gitt at tiltaket skal gjennomføres

### Beskrivelse av ulike scenarier for tiltaket

Formålet med enhver KU er å gi beslutningstakere en indikasjon på hva som sannsynligvis vil være konsekvensene av det tiltaket de eventuelt vil igangsette. Konsekvensene gjelder både miljø, naturressurser og samfunn forøvrig, og må referere seg til en tilstand uten tiltaket (0-alternativet). Null-alternativer er imidlertid ikke synonymt med dagens situasjon, men den tilstand vi ville hatt i framtida uten det aktuelle tiltaket (**figur 4.1**).



**Figur 4.1.** Hypotetisk bilde av miljøkonsekvenser som følge av petroleumsaktivitet basert på scenarier med aktivitet og uten (0-alternativ) (omarbeidet etter Wathern 1988). - Hypothetical scheme of environmental impacts by petroleum activities based on scenarios with activities and without (zero-alternative) (redrawn after Wathern 1988).

Null-alternativet vil både gjelde for de miljømessige og de mer samfunnmessige konsekvensene. Ofte vil det imidlertid være svært vanskelig å definere 0-alternativet, særlig for en aktivitet som ligger ti-talls år inn i framtida. Alternativt vil dagens situasjon kunne betraktes som 0-alternativ, med de begrensninger og usikkerheter som ligger i et slikt valg.



**Produkt:** Beskrivelser av tiltaket med ulike påvirkningsfaktorer som kan ha relevans for hvilke konsekvenser aktiviteten vil få på miljø, naturressurser og samfunn.

## Definering av Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK)

I AEAM-prosessen skal tema viktige for beslutninger prioriteres - og dokumenteres. Disse temaene velges ut i gruppearbeid, og seminaret skal enes om hvilket utvalg man skal gå videre med. Temaene, eller komponentene kalles «Verdsatte Økosystem Komponenter» eller VØKer.

En VØK er definert som en ressurs eller miljøegenskap som:

- Er viktig (ikke bare økonomisk) for en lokalbefolkning, eller
- har en nasjonal eller internasjonal interesse, eller
- hvis den endres fra sin nåværende tilstand, vil det ha betydning for hvordan miljøvirkningene av tiltaket vurderes, og for hvilke avbøtende tiltak som velges.

En VØK er altså en ressurs eller egenskap ved miljøet som KU skal konsentrere seg om. En VØK velges ut fra politiske og faglige vurderinger og kan være arter, artsgrupper, prosesser, næringer eller «interesser». Utvelgelse av et begrenset antall VØKer er kanskje den viktigste og samtidig vanskeligste delen av fokuseringen og prioriteringen i KU. Videre er det viktig at seminardeltakernes egne særinteresser viker for en helhetlig og tverrfaglig tilnærming og forståelse til problemkomplekset, noe som klart krever en høy grad av edrueighet hos deltakerne og at deres «syke mødre» legges vekk!

Det kritiske punktet i utvelgelsen er å fokusere på beslutninger, og VØK-konseptet burde derfor, i tillegg til mer miljøorienterte faktorene, ideelt sett også inkludert andre viktige beslutningsfaktorer som sosiale, politiske og økonomiske kvaliteter.

**Produkt:** Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK) valgt ut, beskrevet og dokumentert, herunder dokumentasjon av hvorfor andre tema eller komponenter ikke ble verdsatt til VØK.

## Beskrivelse av koblinger mot tiltaket og andre komponenter i økosystemet gjennom utarbeidelse av skjematisk flytkart

Et skjematisk flytkart er et diagram med bokser og piler som indikerer hvordan VØKen opptrer i miljøet. Altså hva slags påvirkning tiltaket vil føre til på VØKen og hvordan. Hver kobling skal følges av en kort beskrivende tekst. Innholdet i et slikt flytkart inkluderer normalt hovedkategoriene av de fysiske, biologiske og om mulig de sosiale og politiske faktorene som kan påvirke VØKen, såkalte systemkomponenter, og påvirkningene fra tiltaket.

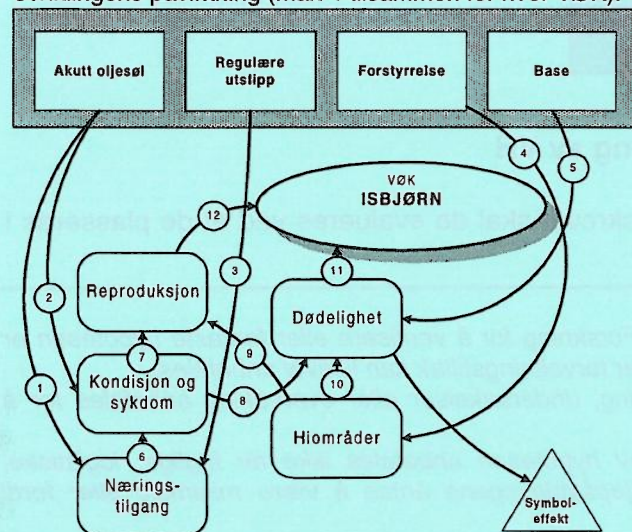
Sammenhengen mellom komponentene kalles koblinger. I det opprinnelige AEAM systemet til Holling ble det forsøkt å kvantifisere disse koblingene, f.eks. ved energiflyt eller biomasse. Dette er imidlertid en meget tidkrevende og kostbar prosess som er avhengig av detaljerte undersøkelser. Tidsrammer og økonomiske ressurser for KU-arbeid generelt i Norge tillater ikke en slik kvantifisering. Det er dessuten et spørsmål om denne informasjonen vil øke forståelsen og beslutningsrelevansen i særlig grad.



## Vedlegg 1

Intensjonene med en KU er ikke å lage en modell for økosystemets interaksjoner, og hvert flytkart begrenses derfor til bare å ta med de komponenter som er prioritert og i direkte kontakt med VØKen. Vi må forenkle for å kunne fokusere. **Figur 4.2** viser et eksempel på et flytkart med forklaringer til koblingene (fra Thomassen et al. 1996a).

Utviklings påvirkning (max 4 tilsammen for hver VØK):



Forklaringer til koblingene (max 2 linjer for hver kobling):

- 1 Giftige oljekomponenter akkumuleres i næringskjeden
- 2 Oljetilsøling resulterer i sykdom og nedsatt kondisjon
- 3 Giftige oljekomponenter akkumuleres i næringskjeden
- 4 Forstyrrelse av hiområder gir økt dødelighet
- 5 Baseaktivitet kan gi økt dødelighet
- 6 Oljekomponenter i næringskjeden kan gi økt dødelighet
- 7 Sykdom/nedsatt kondisjon gir nedsatt reproduksjon
- 8 Sykdom/nedsatt kondisjon gir økt dødelighet
- 9 Forstyrrelse av hiområder gir nedsatt reproduksjon
- 10 Forstyrrelse av hiområder gir økt dødelighet
- 11 Sjølforklarende
- 12 Sjølforklarende

**Figur 4.2.** Eksempel på et skjematisk flytkart for VØK Isbjørn utarbeidet for petroleumsaktivitet i isfylte farvann (etter Thomassen et al. 1996a). - Example of a Schematic Flow Chart for VEC Polar Bear in connection with petroleum activities in ice covered waters (after Thomassen et al. (1996a).

**Produkt:** Verdsatte Økosystem Komponenter plassert inn i miljøet med de mest relevante påvirkningsfaktorer, og med forklaringer og dokumentasjon på de enkelte koblinger fra påvirkningsfaktorer til VØKer.

### Beskrivelse av hvordan tiltaket vil påvirke VØKene gjennom virkningshypoteser (VH)

En virkningshypotese er en hypotese for en mulig påvirkning fra tiltaket på VØKen. Virkningshypotesen er basert på det skjematiske flytkartet og skal beskrives og forklares på vanlig vitenskapelig måte med litteraturreferanser. Virkningshypotesene er også utgangspunktet for anbefalinger om forskning, undersøkelser, overvåking og ulike forvaltningstiltak herunder avbøtende tiltak.



## Vedlegg 1

Virkningshypoteser settes først opp på et bredt grunnlag, og gjennomgår deretter en evaluering hvor signifikansen for tiltakets konsekvenser er førende.

**Produkt:** En rekke hypoteser for hvordan tiltaket (f.eks. petroleumsaktivitet) kan påvirke VØKene med forklaringer og dokumentasjon. Eventuelle anbefalinger tas opp seinere.

### Prioritering, evaluering og kategorisering av VH

Etter at virkningshypoteser er definert og beskrevet skal de evalueres ved at de plasseres i en av følgende fire kategorier:

- A. Hypotesen antas å ikke være gyldig.
- B. Hypotesen er gyldig og er allerede verifisert. Forskning for å verifisere eller forkaste hypotesen er ikke nødvendig. Undersøkelser, overvåking og/eller forvaltningstiltak kan likevel anbefales.
- C. Hypotesen antas å være gyldig, men forskning, undersøkelser eller overvåking anbefales for å verifisere eller forkaste hypotesen.
- D. Hypotesen kan være gyldig, men testing av hypotesen anbefales ikke av faglige, logistiske, økonomiske eller etiske grunner, eller fordi miljøpåvirkningene antas å være minimale eller fordi beslutningsrelevansen er svært liten.

Det benyttes et standardisert skjema for opplisting av de evaluerte VH, et skjema for hver VH (se **vedlegg 1**). Bare VHer som plasseres i kategori B og C blir normalt gitt prioritet i systemet. Vanligvis vil kategori C-hypoteser bli testet gjennom forskning, overvåking eller andre undersøkelser.

Det er viktig å presisere viktigheten av forklaringer og vitenskapelig dokumentasjon for alle valg i prosessen.

**Produkt:** Evaluerte hypoteser med eventuelle anbefalinger om forskning, undersøkelser eller overvåking for å kunne verifisere eller forkaste hypotesene. Dokumentasjon av prosess samt anbefalt metode(r) for verifisering av VH skal settes opp.



## A. En foreløpig evaluering av MIRA-metoden

*Tycho Anker-Nilssen*  
*Norsk institutt for naturforskning*  
*Tungasletta 2*  
*7005 Trondheim*

### Innledende kommentar

Gjennom en evaluering av MIRA tar OLF et viktig skritt i retning av å gjøre metodeutviklingen innenfor KU-sektoren mer åpen og samordnet. Behovet for dette har blitt stadig mer tydelig, og initiativet er derfor ekstra prisverdig.

Dokumentasjonen av MIRA er omfattende og tidkrevende å sette seg inn i, ikke minst fordi den er spredt på flere rapporter og det blir nødvendig å bla mye frem og tilbake. Utledning av miljørisiko må, nødvendigvis, forholde seg til et vell av sammenhenger og foreta en rekke faglige forenklinger. Å evaluere hvor pålitelige disse forenklingene blir, er et meget omfattende arbeid som krever gjennomgang av et stort kildemateriale som bare delvis er referert i rapportene. Av denne grunn er min evaluering i denne omgang forholdsvis generell og på ingen måte dekkende, og jeg har ikke funnet tid til å lete frem de beste kildereferanser for argumentasjonen, slik det var ønsket. Jeg har imidlertid funnet det riktig å berøre noen av mine prinsipielle innvendinger til denne type kvantifiseringer. Siden min kompetanse i forhold til sårbarhets- og konsekvensanalyser i særlig grad er rettet mot effekter på sjøfuglbestander, har jeg spesielt kommentert denne delen av MIRA mot slutten av min evaluering.

### Generelle kommentarer

Ved hjelp av MIRA ønskes mål for miljørisiko utledet som ett av flere styringsgrunnlag for oljeselskapenes petroleumvirksomhet. I likhet med mye annet KU-arbeid, baserer MIRA sine algoritmer på effekter registrert i forbindelse med enkeltstående (større) uhell. Ved å sette akseptkriteriegrenser på et slikt grunnlag, fokuserer man derfor sannsynligheten for at ett enkelt søl skal gi en miljøskade som er såpass omfattende at den ikke kan godtas. I en del tilfeller kan dette være rimelig, siden slike uhell fort får politiske konsekvenser for den videre petroleumsvirksomheten i utslippsområdet. Hvis f.eks. en stor andel av en internasjonalt verneverdig bestand skulle bli slått ut, er det rimelig å anta at aktiviteten ikke kan fortsettes på samme måte.

**Kvantifisering av variasjon.** I motsetning til de fleste metoder det er naturlig å sammenligne med, går MIRA et langt skritt lenger i forsøket på å kvantifisere skadene med absoluttverdier for ressurstap og restitusjonstid, samtidig som dette kobles opp mot sannsynlighetsfordelinger av ulike utslipp pr tidsenhet. Bakgrunnen for de biologiske kvantifiseringene (ressurstap og restitusjonstid) i forhold til utslippsmengde bygger i betydelig grad på teoretiske modellstudier der en har vært (og fremdeles er) nødt til å velge inngangsverdier for en rekke avgjørende faktorer uten at det finnes støtte i et empirisk tilfredsstillende kunnskapsgrunnlag. For de fleste populasjonsparametre er f.eks. tetthetsavhengige effekter bare unntaksvis dokumentert (langt mindre forstått i særlig detalj), men positive effekter av en bestandsreduksjon må tre i kraft for at restitusjon i det hele tatt skal kunne skje. Dette kan bare skje dersom forholdene ellers ligger til rette for det, og restitusjon av skade er ikke sannsynlig i bestander som allerede er hardt presset som følge av andre negative miljøforhold.

Mangelen på empiri er alvorlig når kvantifiseringen blir så gjennomført som MIRA legger opp til. Den meget betydelige variasjon som må forventes (men bare delvis er dokumentert) på



svært mange nivå i modellgrunnlaget blir akkumulert både i de enkelte modellkjøringene og i den videre risikoanalyse. Dette betyr ikke at man skal unnlate å vurdere forhold som er dårlig studert, men det reiser alvorlige spørsmål mht. hvilken varians og gyldighet resultatene har og påliteligheten av å benytte de beregnede gjennomsnittsestimater som forventningsrette. Når de endelige akseptkriterier skaleres i henhold til slike estimater, er det nødvendig å utvikle et system som gjør det mulig å kalibrere bakgrunnsverdiene etterhvert som ny kunnskap opparbeides. Hvordan dette igjen skal påvirke selskapenes valg av akseptkriteriegrensener er et spesielt vanskelig spørsmål.

Siden risikoen for store utslipp erfaringsmessig er liten og miljørisiko er tenkt målt i antall tilfeller pr. år, vil en måtte sette akseptgrensene på en skala med svært små sannsynlighetsverdier. Det er da rimelig å spørre seg hvilken beslutningsrelevans slike verdier har. Det er vanskelig å se noen objektive kriterier for å sette grenseverdiene, så lenge beregningsgrunnlaget de bygger på er mangelfullt på flere punkter. Til syvende og sist tror jeg derfor det er de relative aspektene som er interessante, dvs. noe som gir mulighet til å rangere ulike aktiviteter i forhold til miljørisiko, og at den overordnede hensikten både for selskapene og fra politisk hold vil være å vise spesielle miljøhensyn i de mest miljøfølsomme områdene. I en slik sammenheng er det viktigere å fokusere hvor variabelt utfallet av ulike episoder kan være og (dermed) hvor uforutsigbare konsekvensene vil være, enn å vite nøyaktig hvor mange utslipp av ulike kategorier en kan påregne.

**Tidsmidlet oljemengde** (jf. grunnlagsrapporten s. 14). MIRA baserer en rekke utledninger på tidsmidlet oljemengde i en rute. Dette er imidlertid ikke noe uttrykk for oljens maksimale dekningsgrad i ruten i løpet av eksponeringen. En parallell: Middelvind er et dårlig mål for å dimensjonere hvor solid et hus skal bygges. For en rekke ressurser, bl.a. sjøfugl og sjøpattedyr, er individuell sårbarhet primært en enten/eller-historie, der det mest avgjørende er om individet blir truffet av olje eller ikke. Bestandens følsomheten for endringer i eksponeringstid eller den midlere oljemengde i ruten er således liten.

Jeg vil også tilføye at Øistein Johansen ved OCEANOR burde vært trukket inn i evalueringsarbeidet. Så langt jeg kan bedømme det, har han (og det miljøet han representerer) en unik kompetanse når det gjelder oljedriftssimuleringer og -statistikk. Jeg vet også at han har en rekke faglige synspunkter mht. hvordan oljens utbredelse innenfor en gridrute bør beregnes. Jeg ber derfor om at han får tilsendt all bakgrunnsinformasjon og blir invitert til å delta på seminaret i november.

**Avgrensning av analyseområde** (jf. grunnlagsrapporten s. 15-16). Begrepet analyseområde i MIRA er ikke noe nytt, selv om det er kalt *risikoområde* i AKUPs utredninger. Det er imidlertid litt uheldig at MIRA gir andre definisjoner på begreper etablert i AKUP-sammenheng (jf. definisjoner i bl.a. Anker-Nilssen et al. 1992). Relasjonen i ligning 3-1 er interessant, men har en del praktiske begrensninger, siden avgrensingen bør gjøres i forkant av selve analysen. Det er derfor ingen overraskelse at isolinjen der  $p(\text{treff})$  er 0.05 eller 0.10 velges som avgrensning. I motsetning til det inntrykk som gis i første avsnitt i kap. 3.3.3, er dette helt på linje med teoretiske betraktninger utredet til bruk i AKUPs analyser (Anker-Nilssen 1987). I praksis har det imidlertid vist seg vanskelig å gjennomføre et slikt prinsipp konsekvent.

**Populasjon/Bestand.** Her er det en del forvirring. I grunnlagsrapporten (s 12) står det at summen av rutefraksjonene skal tilsvare *andel* av populasjonen som befinner seg innenfor analyseområdet. Hvis dette er riktig, hvordan skal da populasjonenes totale størrelse (dvs. også utenfor analyseområdet) beregnes? Jeg advarer også mot de problemer som kan følge av å definere f.eks. en kolonibestand som en VØK (grunnlagsrapporten s 18). Det er den populasjonen en bestand tilhører som er den egentlige økologiske enheten, mens en lokalisert koloni ofte er en mindre velegnet komponent i populasjonsdynamisk sammenheng.



## Vedlegg 2

**Oljedrift indre kyst.** For enkelte ressurser vil en rutebasert analyse bære galt avsted dersom man tilskriver ruter på indre kyst oljedriftsstatistikk fra nærmeste berøringsruter på ytre kyst. Dette fordrer at hensynet til fysisk skjerming må innarbeides i en rutespesifikk sårbarhetsanalyse for hver slik ressurs. Dette er det såvidt jeg kan se ikke lagt opp til i MIRA. Problemet er påpekt i forbindelse med *SIMPACT* (Anker-Nilssen et al. 1992) og en annen løsning ble anvendt i AKUPs analyser for Skagerrak og Midt-norsk sokkel (Lorentsen et al. 1993, Strann et al. 1993).

**Referanser.** Jeg har inntrykk av at en del av det som fremlegges i MIRA-rapportene uten kildehenvisninger, er hentet fra andre publikasjoner eller bygget over ideer fremsatt der. Det er viktig at alle kildehenvisninger refereres fortløpende, og jeg tror produktet vil være tjent med at forfatterne er svært nøye på dette punkt.

**Beregning av miljørisiko.** Prinsippet for risikoberegning i en eksponeringsbasert MIRA bygger i stor grad på å kombinere en rekke forenklete antakelser om sammenheng mellom

### Sjøfugl

**Oljemengde.** I beregningen av skadeomfang er det lagt for stor vekt på utslippets størrelse. Som nevnt i grunnlagsrapporten (s 51) tyder det empiriske grunnlaget likevel ikke på at dette er en avgjørende faktor i konsekvensberegningene. Dersom utslippsmengde var tatt med i tabell 3-7 i grunnlagsrapporten (data finnes i kildepublikasjonene), ville en enkel regresjon vist dette. Dette kunne vært presentert i klartekst, og gjerne med en egen figur. Forfatterne trekker frem en del argumenter som, i den grad de er gyldige, vil motvirke muligheten til å avsløre en sammenheng mellom skade og oljemengde. Argumentene er imidlertid ikke verifisert, og det finnes andre argumenter som vil kunne indikere at oljemengde er mindre viktig (se bl.a. generelle argumenter ovenfor).

**Talking av historiske data** (jf. grunnlagsrapporten s. 29 og prosjektbeskrivelsen s. 9). Argumentasjonen om observerte effekter av historiske oljesøl og annen episodisk massedød av sjøfugl er svært ensidig og lite nyansert. I tilfellet *Exxon Valdez* er det f.eks. en alvorlig dissens i fagmiljøene som har foretatt eller evaluert de oppfølgende undersøkelsene. Det er, dessverre, grunn til å tro at undersøkelser bekostet av selskapet bevisst har fokusert de minst negative resultatene. Dette betyr ikke at ensidighet ikke forekommer på det annet hold, men det er utvilsomt nødvendig å være meget kritisk til hvilke resultater man skal støtte seg til. Til syvende og sist kan derfor bare faglig referee-behandle publikasjoner trykket i internasjonalt anerkjente tidsskrift forventes å være tilstrekkelig objektive. Det er disse arbeidene som må tillegges vekt som grunnlagsdokumentasjon for de sammenhenger MIRA-metoden støtter seg, selv om det reduserer antall arbeider vesentlig.

Jeg finner det ikke formålstjenlig å begynne en detaljert argumentasjon omkring de ulike eksemplene som er referert, men vil bare understreke at man nesten alltid har manglet forutsetninger for å dokumentere slike effekter. Dette må ikke tas til inntekt for at hendelsene ikke har hatt betydelig effekt, slik det gis inntrykk av i rapporten. Utviklingen i tilstøtende hekkekolonier etter episoder som (i nær sagt alle tilfeller) skjer vinterstid, er bare unntaksvis representativ for å beregne skade. Dette er selvsagt først og fremst fordi fuglenes vinterområder sjelden er i nærheten av hekkplassene, samtidig som herkomsten til de fuglene som blir rammet er dårlig studert. I mange tilfeller er det dessuten den yngre, ikke-hekkende andel av en populasjon som rammes hardest. Dette fører til en reduksjon av populasjonens evne til å bufre tap av hekkeaktive fugler, men effekten trenger ikke nødvendigvis manifestere seg gjennom reduserte hekkebestander innenfor et relativt kort tidsvindu. På lenger sikt vil imidlertid et tap av bufferevne lett ha en klar effekt på bestandsutviklingen i koloniene.



## Vedlegg 2

Jeg har, dessverre, ingen kopi av rapporten til Ugland & Jødestøl (1995). Vekstratene som refereres (5-15% pr år) er imidlertid så høye at det faktisk kan tyde på at forfatterne forveksler begrepene bestand og populasjon. Mangelen på et bevisst forhold til denne meget avgjørende forskjellen er en stor svakhet i MIRA-dokumentasjonen (jf. argumentasjonen ovenfor). Andre modellstudier har f.eks. vist at maksimal vekstrate i populasjoner av lomvi bare ligger i størrelsesorden  $X\%$  pr år, og slik vekst kan bare forventes under de ellers mest gunstige betingelser. Selv om mange arter har et større reproduktivt potensiale, gir empirien intet grunnlag for å anta at den reelle vekstrate på populasjonsnivå etter en skade ofte vil ligge i størrelsesorden  $10\%$  pr år.

Målestokken for det egentlige tapet er (som nevnt over) hele populasjonen (eller de populasjonene) de tapte individene tilhørte, ikke antall individer som går til hekking på en gitt lokalitet. Hos de fleste artene er det primært yngre fuglene som kan emigrere og etablere seg i andre hekkekolonier, selv om raten av utveksling mellom ulike hekkebestander (men ikke ulike populasjoner!) ofte er liten. Her ligger en av de store usikkerhetene i bakgrunnsinformasjonen. Det er ikke riktig å anta at bestandsutviklingen i en (eller flere) kolonier etter en skade vil reflektere det reelle tap av ressurs. Tap av ressurs (dvs. samlet reduksjon i individtall over tid) kan bare estimeres med bakgrunn i hvilken utvikling som var mest sannsynlig dersom populasjonen ikke hadde blitt utsatt for en oljeskade. Vurderinger av skadeomfang må derfor baseres på kunnskap om dynamikken i populasjonen som helhet (aldersavhengig reproduksjon, dødelighet og rekruttering) og de rådende miljøforhold. Dette fordrer også kunnskap om tetthetsavhengige effekter, som har enorm betydning for beregninger av restitusjonstid. Dersom positive tetthetsavhengige effekter ikke kan forventes i en populasjon, f.eks. fordi den er kraftig redusert som følge av en annen miljøfaktor, vil restitusjon av skade være umulig. Dette kan godt være tilfelle i dag for en rekke av de sjøfuglpopulasjonene (f.eks. lomvi og lunde) som hekker i norske farvann.

**Tabellene 2 og 3 i prosjektbeskrivelsen** (s. 10). Det faglige fundamentet for disse verdiene (hvis de eksisterer) er ikke gitt, til tross for at verdiene vil være helt avgjørende for utfallet av risikoanalysen. Sårbarhetsinndelingen som er benyttet (Anker-Nilssen 1994), ble utarbeidet til prioritering i akutte oljevernssituasjoner. Den er kun ment som et rangeringsverktøy (ikke et skaleringsverktøy) og kan ikke benyttes i utledningen av en kvantitativ sammenheng mellom dødelighet og oljemengde. Dette ble også understreket spesielt i kilderapporten. Sett i relasjon til debatten om forutsetninger for restitusjon og variasjonen på ulike nivå, er dette er på mange måter det springende punkt. Tabellverdiene baserer seg på så mange forutsetninger og forenklinger, at muligheten for alvorlige feil er overhengende. Uten å synliggjøre en konservativ holdning i utledningen av restitusjonstid, er det vanskelig å godta disse forenklingene.

### **Kommentar om SIMPACT** (jf. grunnlagsrapportens s. 53).

Betydningen av oljemengde som skadedimensjonerende faktor er allerede berørt. Det er imidlertid ikke riktig hevde at *SIMPACT*-modellen "neglisjerer fordeling av utslippsvarigheten ved å analysere på verst tenkelig tilfelle". Det forundrer meg hvis ikke forfatterne er bedre kjent med prinsippene i denne modellen og bruken av den. *SIMPACT* kan kjøres med oljedriftsberegninger for utslipp av alle størrelser og varigheter og gi en relativ rangering av (men ikke absolutt skalering) av konsekvenser. Modellen er benyttet på ulike utslippsbetingelser i flere tilfeller, og det er ikke knyttet noen worst case-filosofi til systemet. Utslippsbetingelsene som ligger bak inngangsverdiene for olje er bestemt av oppdragsgiver, og gitt disse kan *SIMPACT* brukes nettopp til å illustrere den enorme variasjonen man får i skadebilde ved ulike betingelser for oljedrift under utslippet. Argumentasjonen for å legge vekt på dette er gitt ovenfor. Her ser jeg ingen parallell mulighet i MIRA.



## **B. Evaluering av virkningshypotesene**

Karl Inne Ugland  
Universitetet i Oslo, Biologisk Institutt, Avd. Marin Zoologi,  
Boks 1064 Blindern  
0316 Oslo

### **Virkningshypotese nr 1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet.**

#### **Forslag:**

Denne VH henføres til kategori B fordi den representerer standard metodikk for bestands-  
overvåkning av sjøpattedyr og fisk.

### **Virkningshypotese nr 2: Sårbarhets kategorier.**

#### **Forslag:**

Denne VH henføres til kategori B fordi Anker-Nilssen's klassifisering av sjøfugl i sårbarhets-  
kategoriene i tabell 1 er i god overenstemmelse med observasjoner fra oljeuhell og interna-  
sjonal litteratur.

### **Virkningshypotese nr 3: Effektgrad i 15x15 km rute.**

#### **Forslag:**

Denne VH henføres til kategori A fordi det statistiske grunnlaget er for svakt.

#### **Begrunnelse:**

*Boersma, Parrish & Kettle (1995) skriver: Principally because of the paucity of prespill data on the Barren Islands murre population size and reproductive success, it is impossible to quantify any effect of the spill on these populations. Available prespill data (1976-1978) on the East Amatuli murre population size ranges from 19 000 to 61 000 birds. These data are not systematic, replicated counts but rather are estimates indicating a broad range within which the true attendance figure probably resided. Our postspill attendance counts range from 31 041 to 37 128 (1990-1992). Comparisons between matched historical and 1990s photographs showed nearly identical attendance patterns, although there were significantly more murre in the 1990s photographs.*

*On the basis of these analyses, we conclude that, although murre rafting near the Barren Islands undoubtedly suffered substantial mortality as a result of the Exxon Valdez oil spill, there is no justification for claims of either a dramatic reduction in colony attendance or substantial failure of the remaining birds to settle and reproduce, in the years following the spill. In spite of continued perturbations to the system from both natural and human-induced sources, East Amatuli Island continues to support a large, reproductively active colony of murre.*

*Dunnet & Heubeck (1995) skriver: In conclusion, apart from the temporary and local effects of the Esso Bernicia spill (at Sullom Voe in December 1978), the monitoring programme did*

## Vedlegg 2

*not detect any adverse effects on the seabird populations in Shetland, that could be attributed to the operation of the oil terminal.*

*Heubeck (1987) skriver: The Esso Bernicia oil spill was thought to have killed virtually all wintering seaduck and diving seabirds in Sullom Voe at the time, and while the mortality in Yell Sound was less complete, it was extensive (Heubeck and Richardson 1980). The main species involved have shown different patterns of re-occupation of the area, no doubt due to differences in behaviour, population size and status in Shetland.*

*In general, species resident in Shetland either re-occupied the area very quickly after the oil spill (Cormorants and Shags), or wintering numbers gradually reverted to their pre-1979 levels by about 1983 (Eiders and Black Guillemots). This does not mean that the Esso Bernicia oil incident had no significant impact on the Shetland populations of these species. A 20% decrease in the number of nests in Cormorant colonies was noted between 1975/76 and 1982 (Shetland Bird Club 1987) and while the population may have been declining gradually this century, the Esso Bernicia oil spill was probably responsible for this sudden drop in numbers.*

*The impact on breeding black guillemots was largely confined to Yell Sound. The first systematic counts there of adult birds during the pre-breeding period were only made in 1983 (Ewins & Tasker 1985), although counts in June of adults recorded 70% fewer birds in 1980 than in 1978 (Muir et al 1980). Subsequent pre-breeding counts suggest a recovery in numbers between 1983 and 1987 (Heubeck and Dymond 1987). Similar recoveries of Black Guillemot populations affected by oil pollution incidents have been recorded in Denmark (Asbirk 1978).*

*Furness (1993) skriver: Although oil spills at sea can kill very large numbers of seabirds (some 69 000 are thought to have been killed in the eastern North Sea in winter 1980-81 (Baillie and Mead 1982), monitoring of seabird breeding populations, some of which has been carried out specifically in response to the perceived hazards of oil pollution from production close to major seabird breeding sites, has not shown any changes that can be attributed to oil pollution (Dunnet 1987). It is now clearly evident that many other factors affect seabird populations, including fish stocks, weather, and entanglement in nets, so that the monitoring of breeding numbers can do no more than alert scientists to unidentified factors causing changes in population size.*

*Most seabird mortality due to oil occurs as a result of chronic oil pollution rather than catastrophic accidents (Clark 1984), and probably accounts for only a small part of the total annual mortality in seabird populations (Dunnet 1982).*

Vi ser at tellingene er beheftet med store variasjoner og at innflytelsen fra store oljesøl nedtones.

### **Anbefaling:**

Skalaen i Tabell 2 må reduseres en god del fordi den ikke samsvarer med den internasjonale litteraturen. Legg også merke til at estimatene i Tabell 2 representerer den forventede dødeligheten under de gitte betingelser. Det er ikke korrekt å bruke *Exxon Valdez* forliset som argument for å sette dødeligheten til 60% for sårbarhet S3 når oljemengden er mer enn 1500 tonn. Dødeligheten for denne kombinasjonen (S3 & > 1500 tonn) bør være av størrelsesorden 30 - 40%.



## Virkningshypotese nr 3: Estimering av restitusjonstid.

### Forslag:

Denne VH henføres til kategori A fordi den strider mot det empiriske grunnlaget.

### Begrunnelse:

De foreslåtte restitusjonstidene er langt over verdiene som diskuteres i sitatene gjengitt under Virkningshypotese nr 3. De fleste reduksjoner etter oljesøl synes å være restituert etter 5 -15 år; unntaksvis opp mot 20 år. Ekstremverdier som 70 år fremkommer ved å sette populasjonsveksten til 1% pr år, hvilket strider mot de aller fleste bestandsundersøkelser av sjøfugl. I de tilfellene hvor man har observert nedadgående trender er hovedårsaken tillagt næringsgrunnlaget (biomassen av fisk) og ikke oljeforurensning (til tross for omfattende kroniske utslipp til Nordsjøen i mange år). Dunnet & Heubeck (1995) fremhever den gode korrelasjonen mellom hekkesuksessen til en rekke sjøfugl og biomassen av sil (*Ammodytes* sp.) i årene 1976 - 1988. For de senere årene fremhever de korrelasjonen mellom dødeligheten hos lomvi og biomassen av brisling.

*Montevecchi (1993) skriver: Systematic monitoring of seabird behavioural ecology can usefully enhance fish-stock assessments by providing estimates of predator-induced mortality and technology-independent indices of fish abundance and availability. Avian indices can be particularly useful in sampling prey and sites that are not easily or usually surveyed by conventional means, i.e. pre-recruits, non-commercial prey, upper water column, inshore areas, etc. Avian data often yield early indication of large scale fluctuations in stocks of pelagic fish and oceanographic perturbations; of distributions of species, stocks and age classes; and of availability or abundance of unstudied, unexploited prey.*

*Anker-Nilssen (1987) skriver: Data from 22 consecutive years now seem to verify the hypothesis that the breeding success of Puffins on Røst is strongly dependent on the spawning yields of the herring stocks.*

*Wiens (1995) skriver: Assessing oil-spill effects requires rigorous definitions of «impact» and «recovery». Impact is defined as a statistically significant difference between samples exposed to oil and reference samples. Recovery is then the disappearance through time of such a statistical difference. Both impact and recovery must be assessed in relation to the background of natural variation that characterizes marine environments. There are three primary avenues of potential spill impacts on seabirds: on population size and structure, on reproduction, and on habitat occupancy and use. Detecting oil-spill effects involves comparisons of (1) observations taken following the spill with prespill data; (2) data gathered following the spill from oiled areas («treatments») and unoiled areas («controls») surveyed at the same time; or (3) measurements taken from sites along a gradient of oiling magnitude. In many situations, the third approach may be most useful.*

### Anbefaling:

Man bør betrakte restitusjonstiden i samband med næringstilgangen. Det knytter seg imidlertid en rekke problemer til gjennomføringen av kvantitative undersøkelser (jfr. Wiens artikkel). Det er derfor nødvendig å innta et praktisk gjennomførbart standpunkt.

Dersom biomassen av fiskene i dietten følger naturlige svingninger er det ifølge den internasjonale litteraturen rimelig å sette restitusjonstiden til 5 - 15 år etter et oljehell. Dette betyr at Tabell 3 opererer med for lange restitusjonstider for «normale» tilstander.



Dersom nøkkelarten(e) er desimert må imidlertid restitusjonstiden betraktes på en annen måte fordi koloniene av de rammede sjøfuglene kan ha vært i en nedadgående trend i mange år. Rent matematisk kan restitusjonstiden da defineres som antall år inntil trendlinjen når bestandsantallet (se Fig. 2 i Wiens 1995). Restitusjonstiden vil i så fall være avhengig av trendlinjens synkehastighet (dvs. stigningskoeffisient). I slike tilfelle må man imidlertid også ta bestandsantallet i betraktning fordi selve populasjonsbiologien endrer seg i negativ retning ved ekstremt lave tettheter. Men i denne vurderingen må man også ta artens geografiske utbredelse i betraktning. Det er ikke nødvendigvis katastrofe om 70% utrykkes lokalt dersom nabo-områdene forårsaker rekolonialisering i løpet av en fem års periode slik Heubeck (1987) beskriver. Dette betyr at Tabell 3 kanskje bør utvides til en Tabell 4 for bestander med negativ trend, hvor det tas hensyn til både nedre toleransegrenser og rekoloniseringsmuligheter.

## Referanser

- Asbirk, S. 1978. Tejsten *Cephus grylle* som ynglefugl i Danmark. Dansk Orn. Foren. Tidsskr., 72: 161-178.
- Anker-Nilssen, T. 1987. The breeding performance of Puffins *Fratercula arctica* on Røst, northern Norway in 1979-1985. Fauna norv. Ser C. Cinclus 10: 21-38.
- Baillie, S.R. & Mead, C.J. 1982. The effect of severe oil pollution during the winter of 1980-81 on British and Irish auks. Ring. & Migr., 4: 33-44.
- Boersma, P. Dee., Parrish, J.K. & Kettle A.B. 1995. Common murre abundance, phenology and productivity on the Barren Islands, Alaska: The Exxon Valdez oil spill and long-term environmental change. p 820 - 853 in Wells, P.G., Butler J.N. & Hughes, J.S. (Eds). 1995. Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters. American Society for Testing and Materials. Philadelphia.
- Clark, R.B. 1984. Impact of oil pollution on seabirds. Environ. Pollut. Ser. A. ,33: 1-22.
- Dunnet, G.M. 1982. Oil pollution and seabird populations. Phil.Trans. R. Soc. Lond. B, 297: 413-427.
- Dunnet, G.M. 1982. Seabirds and North Sea oil. Phil.Trans. R. Soc. Lond. B, 316: 513-524.
- Dunnet, G.M. & Heubeck, M. 1995. The monitoring of breeding seabirds and eiders. Proceeding of the Royal Society of Edinburgh, 103 B: 137 -164.
- Ewins, P.J. & Tasker, M.L. 1985. The breeding distribution of Black Guillemots in Orkney and Shetland 1982-84. Bird Study, 32: 186-193.
- Furness, R.W. 1993. Birds as monitors of pollutants. p 86-143 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. (Eds) 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall.
- Heubeck, M. 1987. Changes in wintering numbers of seabirds and waterfowl in Sullom Voe and Yell Sound, Shetland following the «Esso Bernicia» oil spill. Report to the Shetland Oil Terminal Environmental Advisory Group.
- Heubeck, M. & Dymond, J.N. 1987. Pre-breeding counts of Tysies *Cephus grylle* in Shetland, spring 1987. Report to the Shetland Oil Terminal Environmental Advisory Group.
- Heubeck, M. & Richardson, M.G. 1980. Bird mortality following the Esso Bernicia oil spill, Shetland, December 1978. Scottish Birds, 11: 97-108.
- Montevecchi, W.A. 1993. Birds as indicators of change in marine prey stocks. p. 217 - 266 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. (Eds) 1993. Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall.
- Muir, M., Shepherd, K. & McKay, C. 1980. Survey of breeding seabirds in Yell Sound, Shetland, summer 1980. Report to the Shetland Oil Terminal Environmental Advisory Group.
- Shetland Bird Club. 1987. Shetland bird reports 1973 - 1986. Larwick.
- Wiens, J.A. 1995. Recovery of seabirds following the Exxon Valdez oil spill: An overview. p 854 - 893 in Wells, P.G., Butler J.N. & Hughes, J.S. (Eds). 1995. Exxon Valdez oil spill: Fate and effects in Alaskan waters. American Society for Testing and Materials. Philadelphia.



## **C. Evaluering av det faglige grunnlaget for MIRA**

*Bjørn Munro Jenssen,  
Zoologisk institutt,  
Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, NTNU,  
7034 Trondheim.*

### **Innledning**

Undertegnede ble pr. 12.09.96 bedt om å evaluere OLF's miljørisikoanalyse-metode, MIRA. Bakgrunn for evalueringen er de dokumenter jeg har fått tilsendt, dvs., "Prosjektbeskrivelse" (datert 25.07.96), Sørgård et al. (1995) og Jødestøl et al. (1996). I følge prosjektbeskrivelsen ønsker OLF å få evaluert de faglige sammenhengene metodene bygger på. På bakgrunn av de dokumenter jeg har fått, har jeg vært litt usikker om evalueringen skal omfatte den faglige begrunnelsen for valget av den spesifikke metoden (MIRA), eller virkningshypotesene og den faglige bakgrunnen for disse. Etter å ha lest Sørgård et al. (1995) og Jødestøl et al. (1996), og siden disse to komponentene (metoden og virkningshypotesene) henger tett sammen, har jeg valgt først å knytte noen kommentarer til metoden som sådan, før jeg evaluerer det faglige grunnlaget for virkningshypotesene som beskrevet i "Prosjektbeskrivelsen".

### **MIRA-metoden generelt**

OLF har som målsetning å utvikle en metodikk for kvantifisering av miljørisiko for offshore petroleumsvirksomhet. Miljørisikoanalysen består i å knytte informasjon om de fysiske forhold til de økologiske forhold. Selv om det ikke er nevnt i noen av grunnlagsrapportene (Sørgård et al. 1995, Jødestøl et al. 1996), så sies det i "Prosjektbeskrivelsen" at MIRA bygger på en metodikk som kalles AEAM-metoden. Denne metodikken baserer seg på vitenskapelig verifikasjon/forkastning av såkalte virkningshypoteser, der alle berørte parter skal ha anledning til å delta i vurderingen og fremskaffe vitenskapelig bakgrunnsmateriale.

På bakgrunn av Sørgård et al. (1995) og Jødestøl et al. (1996), og spesielt etter å ha lest gjennom de eksempler som er gitt i Jødestøl et al. (1996) synes det som om at MIRA kan gi et mye bedre uttrykk for både skaderisiko og potensielt skadeomfang enn det tradisjonelle konsekvensanalyser (f.eks. Thomassen et al. 1994) kan.

Undertegnede finner det positivt at en søker å gå i retning av kvantifisere miljørisikoen for petroleumsvirksomheten. Ved å bruke MIRA synes det som en lettere kan avgrense problemområdene, og derved i større grad velge ut de faktorer som er av betydning. På denne måten kan det også være mulig å kvantifisere skadegraden.

Jeg håper derfor at OLF ser nytten av mine kritiske kommentarer som følger, og at disse kan komme til nytte slik at MIRA kan bli et verdifullt verktøy innen miljørisikoanalyse og konsekvensvurdering.

For at de elementer jeg fokuserer på i min evaluering skal oppfattes på riktig måte, vil jeg først si noe om min bakgrunn. Jeg er førsteamanuensis i forurensingsøkologi ved Zoologisk institutt, Fakultet for kjemi og biologi, NTNU. Min evaluering er derfor farget av de krav jeg som universitetsansatt setter til arbeider som utgir seg for å være basert på vitenskapelige metoder. Fra min tid som forsker ved SINTEF er jeg klar over at oppdragsinstitusjoner og industrien ofte ikke setter de samme type krav til vitenskapelig dokumentasjon og kvalitets-sikring som det universiteter gjør. Det er dog ikke med dette sagt at oppdragsinstitusjonenes og industriens krav til kvalitetssikring nødvendigvis er dårlige. Innen tradisjonell naturviten-



skap kvalitetssikres arbeider gjennom publisering i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter. De evalueres av anonyme referees, og publiseres dersom de er av tilstrekkelig god kvalitet. Etter publisering er det opp til leseren å vurdere arbeidets kvalitet. I mange sammenhenger fungerer nok denne type kvalitetssikring bedre enn den interne kvalitetssikringen som de fleste oppdragsinstitusjoner har. Det er også viktig å være oppmerksom på at mange institusjoner ikke har rutiner for kvalitetssikring av arbeidene de utfører.

I "Prosjektbeskrivelsen" (s. 2 og 3) er det lagt stor vekt på vitenskapelig verifikasjon/forkastning av såkalte virkningshypoteser, og på vitenskapelig kontrollerbarhet. Disse krav anser jeg som oppfylt bare dersom bakgrunns litteraturen som begrunner hypotesene (evt. som kan forkaste dem) er publisert i vitenskapelige tidsskrift som har refereebehandling.

Etter gjennomlesning av grunnlagsdokumentene (Sørgård et al. 1995; Jødestøl et al. 1996), er jeg overrasket over hvor lite av det som norske forskere har gjort for å vurdere biologiske effekter av oljeforurensing, som er evaluert gjennom publisering i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter. Dette har gjort det vanskelig å evaluere den faglige kvaliteten på arbeidene, og derved også virkningshypotesene i MIRA. Spesielt er dette vanskelig fordi MIRA etter min mening setter relativt strenge krav til vitenskapelig verifikasjon/forkasting ("Prosjektbeskrivelse").

Min største innvending mot de tre grunnlagsdokumentene, som er mitt evalueringsgrunnlag, er at det mangler dokumentasjon om AEAM-metoden, og derved også om MIRA. Det er nevnt i prosjektbeskrivelsen at metodikken er basert på AEAM metoden, og en burde forventet en dokumentasjon om denne metodens holdbarhet. I prosjektbeskrivelsen refereres det til en bok, Holling (1978), som synes å danne grunnlaget for AEAM, samt til tre rapporter der denne metoden skal være benyttet. Det fremlegges ikke dokumentasjon om metodens holdbarhet. For meg virker det derfor som om det ikke eksisterer noen vitenskapelig vurdering av AEAM-metodikken. Siden det i "Prosjektbeskrivelsen" fokuseres på vitenskapelig verifikasjon/forkasting, finner jeg det naturlig at de samme krav stilles også for metoden. I vitenskapelig sammenheng betyr dette at metoden er evaluert gjennom publisering i vitenskapelige internasjonale tidsskrifter der de er akseptert gjennom såkalt peer-review. Det vil si at publisering i bøker og rapporter i vitenskapelig sammenheng ikke aksepteres som tilstrekkelig vitenskapelig dokumentasjon. Resultatene og diskusjonen av disse har ikke gjennomgått den aksepterte vitenskapelige kvalitetskontrollen. Dette gjør at en i naturvitenskapelige kretser generelt fester lite til forhold som utelukkende er dokumentert i bøker, og i særdeleshet rapporter, som i den vitenskapelige verden ofte betegnes som "grå litteratur". Utfra disse kriteriene, mener jeg at både AEAM og MIRA sine egenskaper som metoder ikke er tilstrekkelig dokumentert.

Jeg vil derfor anbefale at OLF initierer et litteratursøk, der en søker etter vitenskapelig litteratur som evaluerer AEAM. Dersom dette mot formodning ikke finnes, bør OLF initiere studier som har til hensikt å evaluere denne metodikken.

## **VØKer og virkningshypoteser**

Når det gjelder de virkningshypoteser som skal verifiseres / forkastes så har jeg gjennomgått nøye det som er tilsendt meg om "VØK-Sjofuglpopulasjoner" og "Populasjoner". Dette fordi dette ligger innenfor mitt kompetanseområde. Jeg har valgt ikke å komme inn på "VØK-Strandhabitater", da jeg anser dette og da spesielt restitueringen av disse, for å ligge utenfor mitt primære kompetanseområde.

Virkningshypotesene skal evalueres ved at de plasseres i en av fire "vurderingskategorier" A, B, C eller D, etter kriterier gitt i "Prosjektbeskrivelsen".



## **VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

Det er gitt en grei beskrivelse av sjøfuglpopulasjoner og begrunnelse for at disse er definert som VØK (verdsatt økosystem komponent). Begrepet VØK er definert i Jødestøl et al. (1996), men en savner allikevel dokumentasjon på om dette begrepet er annerkjent i internasjonal sammenheng. Når det gjelder vitenskapelige referanser som kan benyttes til støtte for at sjøfuglpopulasjoner er VØK, vil jeg nevne noen review-artikler: Clark (1984), Holmes (1984), Leighton (1985), Burger (1993), og Jenssen (1994).

Det er satt opp et skjematisk flytkart, som fokuserer på virkninger av akutte oljeutslipp på sjøfugl. Det er listet opp en rekke mulige effekter (1 - 11), men det er uklart om disse betegnes som virkningshypoteser, og som derved skal evalueres gjennom MIRA. Jeg vil i hvert fall ikke ha noen problemer med å akseptere disse som et sett av testbare virkningshypoteser. Uten at jeg vil komme nærmere inn på dette, finnes det vitenskapelige arbeider som gjør at de fleste av disse virkningshypotesene kan aksepteres.

I "Bakgrunn for virkningshypoteser" i "Prosjektbeskrivelse" gis en kort gjennomgang av sjøfugl generelt og hvorfor disse er sårbare for oljeforurensing. Denne bakgrunnen virker noe kort og springende, og synes ikke å ha noen klar definert målsetning. En rekke økologiske forhold er listet opp, uten at de settes i en komparativ sammenheng. Etter min mening må det være mulig å gi en mer oppdatert gjennomgang av dette materiale. Dersom det skal gis en kort gjennomgang, bør en bygge på review-artikler som oppsummerer fagfeltet. En del bakgrunnsstoff finnes i en review artikkel av Jenssen (1994).

## **Evaluering av virkningshypotesene**

**VH nr 1: Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i tabell 1.**

Kategorisering: B

**Kommentar og begrunnelse:** Tabell 1 kan vel neppe sies å gjengi den individuelle sårbarheten, men heller artenes sårbarhet. Individets sårbarhet vil bestemmes av helt andre faktorer, så som alder, kondisjon, reprodutiv fase etc. Ifølge Jødestøl et al. (1996, s. 16) defineres en økologisk komponent som en populasjon av den aktuelle arten, følgelig gir det ingen mening å operere med en individuell sårbarhet. Jeg antar at derfor at forfatterne mener at den nevnte sårbarheten gjelder for arter. MIRA setter krav til at dette utsagnet, utfra krav om vitenskapelig dokumentasjon skal kategoriseres. Det henvises til Anker-Nilssen (1987) og (1994), som begge er rapporter, og som ikke har gjennomgått den aksepterte vitenskapelige kvalitetssikring (peer-review og publisering i internasjonalt vitenskapelig tidsskrift). Imidlertid finnes det angitt liknende kriterier i internasjonal vitenskapelig litteratur (Jenssen 1994), noe som gjør at VH nr. 1 likevel kan aksepteres utfra vitenskapelige kriterier. Dette er kriterier som er basert på oljens dokumenterte effekt på fjærdraktens vannavstøtende og isolerende evne.

**VH nr. 2: Effektgraden i en 15 x 15 km rute, uttrykt ved prosent akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik sårbarhet ved hjelp av tabell 2.**

Kategorisering: C

**Kommentarer og begrunnelse:** Her henvises det til Piatt et al. (1990). Jeg har vanskeligheter med å finne noe i dette arbeidet som tilsier at en skal kunne akseptere de tall som gis i tabell 2 som generelle tall. Likevel mener jeg tabellen er et interessant forsøk på å kvantifi-



## Vedlegg 2

sere akutt dødelighet etter et oljeutslipp. Såvidt meg bekjent finnes det ingen andre arbeider der dødeligheten etter et oljeutslipp kan kvantifiseres som vist i tabell 2. Selv om jeg ikke umiddelbart antar at hypotesen er gyldig, vil jeg plassere den i kategori C. Det kreves altså mer arbeid før gyldigheten av hypotesen kan vurderes.

**Anbefalinger, forskning:** I første omgang vil jeg anbefale at et litteraturstudium der en undersøker tidligere ulykker for å teste denne hypotesen. Dette synes å være gjort i Sørgård et al. (1995, s. 28), men uten at noen konklusjoner synes å kunne trekkes utfra gjennomgangen. Basert på min kunnskap om de samme rapportene, vil det være vanskelig å trekke konklusjoner som kan tallfeste dødeligheten som foreslått i VH 2. Det burde imidlertid være mulig å teste hypotesen gjennom et modell-studium, der en inkluderer studier av i hvilken grad artene tolererer oljeforurensing. Det er også mulig å gjennomføre eksperimentelle studier for å teste VH 2.

**VH nr. 3: Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i tabell 3.**

Kategorisering: C

**Kommentarer og begrunnelse:** Jeg har ikke Ugland & Jødestøl (1996) tilgjengelig, og vil nok engang peke på at en bør referere til arbeider som er tilgjengelig i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter. Dette for å kunne kontrollere argumentasjonen som ligger til grunn for tabellen. Det finnes publiserte arbeider som belyser denne problematikken (f.eks. Ford et al. 1982). Uten å ha mulighet til å kontrollere grunnlagsmateriale, synes jeg det virker lettvint å generalisere for sjøfugl, slik det er gjort i tabellen. Dette påpekes også i Jødestøl et al. (1995, s. 58).

Såvidt meg bekjent finnes det få, eller ingen, gode vitenskapelige studier av sjøfuglpopulasjoners restitusjonstid etter oljeforurensingsulykker. Rett nok hevder Clark (1984) at det ikke er påvist langvarige bestandsreduksjoner som kan skyldes oljeforurensing, og dette har de siste årene blitt stadig mer akseptert. Dersom de arbeidene som nevnes etter Exxon Valdez ulykken (Boersma et al. 1993; Wiens 1995) ikke er publiserte enda, vil jeg imidlertid være forsiktig med å benytte disse arbeidene som dokumentasjon på at sjøfuglpopulasjoner restitueres raskt. Utfra tilgjengelige vitenskapelige arbeider vil jeg derfor plassere VH. 3 i vurderingskategori C. Dvs at den må dokumenteres bedre før den kan godtas eller forkastes.

**Anbefalinger, forskning:** Den eneste måten å undersøke dette på, er etter min mening å gjennomføre en rekke studier der en fjerner forskjellige andeler av sjøfuglpopulasjoner (ved avskyting), og studerer de faktorer som bestemmer restitusjonstiden. Foruten at en slik undersøkelse vil gi viktig informasjon om bestandens restituering etter akutt dødelighet forårsaket av oljeforurensing, vil en også kunne studere restitusjonen etter dødelighet forårsaket av andre grunner. En bør imidlertid være klar over at det kan være etiske aspekter som må taes opp i forbindelse med gjennomføring av denne type eksperimentelle studier.

**Populasjoner:** En annen VØK som angis er "Populasjoner", som synes å inkludere både sjøfugl og sjøpattedyr. Jeg skjønner ikke helt forskjellen på denne VØK'en og den forrige. Muligens går dette på begrunnelse for valget?

**VH nr. 4: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategorisering: C



## Vedlegg 2

**Kommentarer og begrunnelse:** Selv om dette utsagnet nok er riktig i mange sammenhenger, finnes det også tilfeller der utsagnet må forkastes. Det være seg på grunn av slett utført arbeide, noe som det er vanskelig å kontrollere, særlig i grunnlagsdata som er hentet fra den grå litteratur, ulike databaser etc. Informasjonen kan også være foreldet, og f.eks. populasjonssvingninger og næringsforhold kan gjøre at informasjonen er ukjent. Problemet med denne virkningshypotesen, er at den tar utgangspunkt i en proksimat årsak, og ikke den ultimate årsaken. På sikt bør en derfor heller ta utgangspunkt i ultimate årsakssammenhenger, dvs de faktorer som bestemmer fordeling av populasjoner i analyseområdet.

I eksempelet i Jødestøl et al. (1995), er skarv brukt som et eksempel, og grunnlagsdata er hentet fra Norsk Fugleatlas (1994), og fra Røv og Strann (1986). Etter min mening illustrerer eksempelet at MIRA er en metode som kan være gangbar. Problemene oppstår i forbindelse med den faglige vurderingen av datagrunnlagets verdi. I dette spesifikke eksempelet kan en stille spørsmål om i hvilken grad mer enn 10 år gamle data er representative idag. Problemet med MIRA, er at dersom en skal legge sedvanlige vitenskapelige kvalitetskrav til grunn, kan disse bli for strenge. F.eks. vil en måtte kreve et stadig oppdatert datagrunnlag for f.eks. storskarv-populasjonen i Norge, og det må finnes et forum som kan kvalitetssikre disse.

**Anbefalinger, forskning:** Utfra tilgjengelig litteratur, rapporter, databaser som beskriver den geografiske fordelingen av sjøfugl, er det mulig sette opp hypoteser om fordeling av populasjoner, som kan testes. Slike undersøkelser vil gi mer eksakt informasjon om virkningshypotesens gyldighet.

Videre bør en fokusere på faktorer som regulerer sjøfuglers utbredelse, dvs ultimate årsaker. Dette er antakelig meget vanskelig, og jeg er usikker på om det er verdt innsatsen

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:** Opprette rutiner som sikrer kvalitetskontroll. Dette er i stor grad allerede ivaretatt, men bør kanskje samordnes, slik at resultatene blir mest mulig uavhengig av institusjon som registrerer.

## Referanser

- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Direktoratet for naturforvaltning. Viltrapport nr. 44.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding, 310: 1 - 18.
- Boersma, P. D., Parrish, J. K. & Kettle, A. B. 1993. Common murre abundance, phenology and productivity on the Barren Islands, Alaska, in the context of the Exxon Valdez oil spill and long-term environmental change. - Third Symposium on Environmental Toxicology and Risk Assessment: Aquatic, Plant, and Terrestrial. Abstracts. ASTM, Philadelphia 72.
- Burger, A. E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills - effects of spill volume. *Mar Pollut Bull* 26: 140-143.
- Clark, R.B. 1984. Impact of oil pollution on seabirds. *Environ. Pollut.* 33A, 1-22.
- Ford, R. G., Wiens, J. A., Heinemann, D. & Hunt, G. L. 1982. Modelling the sensitivity of colonial breeding marine birds to oil spills: guillemots and kittiwake populations on the Pribilof Islands, Bering sea. - *J. Appl. Ecol.* 1-31.
- Holling, C.S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons: Chichester - New York - Brisbane - Toronto.
- Holmes, W. N. 1984. Petroleum pollutants in the marine environment and their possible effects on seabirds. - In E. Hodgson (eds.). *Reviews in Environmental Toxicology I*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam,
- Jenssen, B. M. 1994. Review article: Effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on the thermal balance of birds. *Environ. Pollut.* 86: 207-215.

## Vedlegg 2

- Jødestøl, K.A., Sørgård, E., Hoell, E. & Fredheim, B. 1996. Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA): Metodebeskrivelse. Rapport nr. 95-3562. Det Norske Veritas AS. Høvik.
- Leighton, F.A., Butler, R.G. & Peakall, D.B. 1985. Oil and arctic marine birds: an assessment of risk. In *Petroleum Effects in the Arctic Environment*, (F.R. Engelhardt, Ed.). Elsevier Applied Science Publishers, London, U.K. pp 183-216.
- Norsk Fugleatlas 1994. Hekkefuglenes utbredelse og bestands-status i Norge. Norsk Ornitologisk Forening.
- Piatt, J. F., Lenssink, C. J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D. R. 1990. Immediate impact of the 'Exxon Valdez' oil spill on marine birds. - *Auk* 107: 387-397.
- Røv, N. & Strann, K.-B. 1986. The present status, breeding distribution, and colony size of the cormorant *Phalacrocorax carbo carbo* in Norway. *Fauna Norv. Ser. C, Cinclus*, 10: 39 - 44.
- Sørgård, E., Jødestøl, K.A., Hoell, E. & Fredheim, B. 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Grunnlagsrapport. Rapport nr. 95-3563. Det Norske Veritas AS. Høvik.
- Thomassen, J. Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.E. 1993. Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebassenget, Vøringsbassenget I og II for letevirksomhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. Nærings- og energidepartementet. ISBN 82-426-0403-7
- Ugland, K.I. & Jødestøl, K.A. 1996. Population dynamics as a tool in classification of environmental damage. DNV report no. 96-3313. Det Norske Veritas AS. Høvik.
- Wiens, J.A. 1995. Is oil pollution a threat to seabirds? Lessons learned from the Exxon Valdez oil spill. *Proc. 5th. International Seabird Group Conference. Glasgow, 24-26 March 1995. Publ. by The Seabirds Group. (M.L. Tasker, Ed.)*.



## **D. MIRA-evaluering**

*Hartvig Christie og Arne Bjørge  
Norsk institutt for naturforskning  
Boks 736 Sentrum  
0105 Oslo*

### **Innledning**

Siden jeg de siste årene har stått på sidelinjen og fulgt lite med på arbeidet med oljekonsekvensanalyser, vil det i mine kommentarer til MIRA være naturlig å stille spørsmål og diskutere spørsmål som senere kan være gjenstand for gjennomgang av den samlede faggruppe heller enn å komme med bombastiske utsagn. Spørsmålene vil jeg stille på ulike nivå: generelt, overordnet hele metoden, og spesielt, innen mitt fagfelt som er økologi i strandsonen og sjøsonen.

### **Generelt**

I en evaluering av en slik metode bør man på et sted i prosessen stoppe opp og stille spørsmål om metoden har lært eller kan lære oss noe nytt (som vi ikke har visst før), og som vil endre/bedre praksis i konsekvensvurdering, beredskapsstrategi eller andre forvaltningsmessige avgjørelser. Jeg ser helt klart nytten i arbeidet med å spesifisere konsekvenser, sannsynlighet for ulike typer risiki, presentasjonsformer m.m., men siden dette skal være en omfattende evalueringsrunde er det etter min mening rette anledning til å stille spørsmål ved usikkerhet eller pålitelighet til de ulike elementer i modellen.

En metode for å angi konsekvenser av petroleumsvirksomhet er og vil være en vanskelig oppgave, og jeg tenker da først og fremst på vanskeligheten med å takle et stort sett av uforutsigbare faktorer. Erfaringer fra ulike oljesøl har vært svært varierende, og det kan tenkes sannsynlig at et oljeutslipp av en gitt størrelse og fra en gitt utslippskilde kan gi høyst ulike konsekvenser fra den ene uken til den andre. Dette er et problem OLFs arbeidsgruppe har tatt opp innledningsvis i sin prosjektbeskrivelse, og mener MIRA metoden tar høyde for dette. Det er viktig å få fram metoder for å spesifisere sannsynlighet for skadeomfang, og å påpeke områder, forekomster og tidspunkter der skaderisiko er høy eller kan elimineres. På den andre side kan det diskuteres om metoden eller metodens forutsetninger for enkelte forhold bygger på så usikre kunnskaper at miljøfaktorer kan grupperes eller kategoriseres feil. Man kan således risikere å underestimere en mulig miljøkonsekvens (for lav konsekvenskategori, eller at den kamufleres i en type risikomatrix) og komme til en konklusjon som kan være i konflikt med andre former for miljørisikovurderinger (som f.eks. føre var prinsippet). Dette kan ha betydning for spesielt utsatte og verneverdige forekomster.

Et annet spørsmål som dreier seg om vår manglende viten om både økologiske forhold og om hvordan de primære og sekundære skader av olje kan virke inn på ulike forekomster, er om det er sannsynlig at økt økologisk innsikt vil kunne endre på konklusjonene i en framtidig analyse.

### **Strandsonen/sjøbunnsområder**

Strandsonen er et viktig element i enhver konsekvensanalyse av oljesøl i kystnære farvann, og våre fremherskende vind og strømretninger vil medvirke til høy sannsynlighet for at strandsonen vil bli tilsølt. Ved et oljesøl vil det fokuseres på både tilgrising (estetiske verdier) og økologiske effekter. Modellen baserer seg på forutsetninger om oljedrift og tilgrising av ulike mengder olje innenfor gitte ruter, og kombinert med erfaringer fra en rekke oljesøl og



med resultater fra en omfattende eksperimentell forskning har det vært mulig å sette opp fornuftige klassifiseringer av oljeskader på strand. Imidlertid vil strandsonen allikevel være et vanskelig objekt i en metode for risikoanalyse, både fordi den er lite studert i Norge og fordi de økologiske forhold kan være meget kompliserte. Strandlinjen vår er meget lang, vi har mange typer strender (geomorfologisk, eksponeringsgrad, økosystemer) der man har liten oversikt over hvilke arter som er viktige og i enda mindre grad økologiske faktorer som har betydning for sårbarhet og restitueringssevne. Jeg vil gå inn på flere faktorer der økologiske usikkerheter kan utgjøre vanskeligheter for å klassifisere strandtyper i f. eks. konsekvenskategorier, men vil først kommentere enkelte forutsetninger.

I grunnlagsrapporten er den marine delen av kysten begrenset til tidevannssonen, og sjøbunnsssonen (sublittoralen) er kuttet ut av modellen fordi den ikke er spesielt utsatt for å komme i kontakt med olje, den er i liten grad sårbar og restitusjonstiden for en eventuell oljeskade er relativt kort. Det er åpenbart at tidevannssonen må prioriteres og at den er meget utsatt i motsetning til sublittoralen, men jeg vil stille spørsmål til hvor man skal sette grensen mellom disse to sonene selv om naturen har definert denne grensen ganske klart for oss. (I Skagerrak har man i flere sammenhenger omtalt tidevannssonen til noe mer enn det smale beltet på ca 25 cm mellom høy og lavvann.) Man har ved oljesøl sett påvirkninger i de øverste deler av sublittoralen, og jeg vil i alle fall stille et spørsmålsteget ved om man har kunnskaper om sårbarhet og restitusjonstid til de samfunn som finnes på hard eller bløtbunn langs norskekysten. Bl.a. har nyere undersøkelser av forskningsmiljøer i Bergen og Oslo dokumentert en meget rik fauna direkte knyttet til tareskog, særlig i de øverste metrene opp mot littoralsonen. Disse samfunnene kan inneholde over 500 000 individer makrofauna pr m<sup>2</sup>, hvorav størsteparten utgjøres av krepsdyr som amfipoder og isopoder. Denne dyregruppen er kjent for å være blant de mest følsomme ved kontakt med olje, og samtidig har mange av disse begrenset spredningsevne siden de føder levende unger og alle individene må restituere eventuelle skadete områder ved egenbevegelse (svømming eller kryping). Dette vil på den ene siden argumentere for et samfunn med høy sårbarhet overfor olje, og et potensiale for lang restitusjonstid dersom store områder blir berørt. På den annen side vil selve samfunnstypen være lite utsatt fordi den er vanlig og dekker sammenhengende store arealer langs vår kyst og det vil alltid være spredningssentra for rekolonisering av planter og dyr inn mot eventuelle skadete områder. Det bør vurderes om tareskoger og andre sublittorale samfunn skal innbefattes i analysen, i alle fall på deler av kysten der man har store grunne kystflater.

Et annet usikkert element er sonesannsynlighet, som bestemmes av avstand innover fra grunnlinjen. Jeg vil tro at et oljesøl med gitt størrelse vil ha høyere sannsynlighetsgrad for å påvirke mye lenger innover i åpne skjærgårdsområder som man finner mange plasser på Nordvestlandet og Midt-Norge enn i områder med en mer begrenset kystflate eller en kystlinje skjermet av store øyer.

Når det gjelder de ulike samfunnene i tidevannssonen er det en rekke økologiske faktorer som ennå ikke er kartlagt og som vil ha betydning for konsekvensvurderinger:

- Hvilke organismer er til stede?
- Hva slags reproduksjons og spredningsbiologi har disse organismene?
- Vil sekundære økologiske reaksjonsmønstre kunne forlenge restitusjonstiden betydelig?

En rekke samfunn langs norskekysten må kartlegges bedre før man kan klassifisere dem i sårbarhets- eller konsekvenskategorier. På hardbunn har jeg nylig funnet algesamfunn i tidevannssonen på eksponerte og moderat eksponerte strender der dyrelivet domineres av amfipoder i tettheter på over 100 000 individer pr m<sup>2</sup>. Som nevnt er amfipoder blant de mer følsomme for olje, og med begrenset spredningsevne. Dersom man gikk nøyere inn på kartlegging av viktige flora og faunakomponenter på både hardbunns og bløtbunnsområder



## Vedlegg 2

langs vår kyst, vil det være sannsynlig å finne at våre produktive tidevannsområder huser et stort mangfold av organismer og at det finnes et mer komplisert konglomerat av samfunn med ulik sårbarhet for olje.

Hvor utsatt et samfunn er for oljesøl avhenger ikke bare av hvor sårbare de enkelte artene er i sin kontakt med olje, men også hvor raskt de ulike artene kan restituere seg. Det er derfor viktig å ha kunnskap om veksthastighet, levesett, spredningsevne, reproduksjonsmåte og -hastighet for å kunne avgjøre restitusjonstiden. Veksthastighet hos ulike typer alger har vært et viktig kriterium for klassifisering av skade. Restituering av dyresamfunn som blir slått ut av olje er i stor grad avhengig av hvor raskt nye individer er i stand til å spre seg inn i det påvirkete området. På leirstrender er konsekvensene ofte klassifisert som store fordi olje kan akkumuleres gjennom mange år nede i sedimentene. Disse langvarige påvirkningene vil ha større betydning for reetableringen dersom de viktigste dyrene i dette samfunnet har levesett nedi sedimentet enn om de var mer knyttet til sedimentoverflaten. Mange bunn-dyr er stasjonære, og restituering av et forstyrret samfunn kan skje ganske raskt ved at et stort antall rekrutter blir transportert inn med vannmassene. Imidlertid finner man av til samfunn både på hardbunn og bløtbunn der dominerende faunakomponenter har direkte avkom med begrenset antall og lav spredningsevne grunnet langsom egenbevegelse. Dersom hele sammenhengende strandområder (hele habitatet innen et område) skulle bli ødelagt, kan meget langvarige effekter forventes.

Det fins flere grunner til at kjennskapene til hvilke arter som er tilstede og deres økologiske egenskaper har betydning for en konsekvensvurdering. Ved enkelte forstyrrelser har man sett hvordan enkelte nøkkelarter er blitt mer skadelidende enn andre, og selv om arten har rask restitusjonstid, har samfunnet brukt lang tid på å restituere seg pga sekundære økologiske kjedereaksjoner (langvarige "unormale" svingninger som følge av en initiell endring i konkurranseforhold eller predator byttedyr forhold). Dersom et oljesøl skulle føre til en svekking av tareskog slik at den ble mer tilgjengelig for beiting av kråkeboller, kunne dette til og med føre til en varig endring av miljøet.

Det er ikke mulig og heller ikke meningen å trekke alle detaljerte økologiske faktorer inn i en modell for risikoanalyse, men man må være åpen for hvilke grunnleggende kunnskapsmangler som begrenser metodens gyldighet og at framtidig kunnskapsoppbygging vil kunne endre på forutsetninger og datagrunnlag (som f.eks. det som er presentert i tabell 4 og 5 i prosjektbeskrivelsen). Ved bedre forkunnskaper vil man også lettere kunne unngå å overse effekter og dermed bedre dokumentere skadene i en oljesølsituasjon.

Når det gjelder virkningshypotesene og det bakgrunnsmateriale de bygger på har jeg allerede nevnt at bedre kunnskaper om hvilke arter som er tilstede og bedre kjennskap til strand-samfunnets økologi vil kunne endre bildet i tabell 4 og 5. De økologiske betraktningene jeg har gjort over vil også medføre en mer nyansert forklaring i VH 7 og 8. Der slutes det at det er direkte korrelasjon mellom oljesølets størrelse og restitusjonstid. Dette vil ha gyldighet for et samfunn dominert av mark eller krepsdyr som må krype og kravle seg inn fra upåvirkete områder og derpå etablere en høy populasjonstetthet, men ikke for et samfunn dominert av rur og blåskjell der tusenvis av larver slår seg ned og vokser opp så snart (første sommersesong etter at) oljen er borte.



## **E. Evaluering virkningshypoteser - MIRA metoden**

*Fridtjof Mehlum  
Norsk Polarinstitutt  
Boks 5072 Majorstua  
0301 Oslo*

### **Generelle kommentarer om MIRA**

Generelt synes jeg innfallsvinkelen til klassifiseringen av skade og konsekvens er god. Det er gjort et godt og veldokumentert arbeid i beskrivelse av metoden. Valget av å benytte restitusjonstid som et mål for konsekvens er logisk, men det kan by på betydelige problemer å skaffe gode prediksjoner på restitusjonstid hos enkelt-VØK'er eller populasjoner. Dette har man tydeligvis tatt konsekvensen av når det gjelder VØK'en pattedyr ved at det ikke er utarbeidet noen nøkkel for sammenhengen mellom skade og restitusjonstid.

OLF påpeker at de skadebilder man har registrert ved tidligere oljehell representerer tilfeldige valg i et statistisk materiale. Det forundrer meg derfor at man i utarbeidelsen av skadeklassifiseringen har lagt så stor vekt på et enkelt søl, nemlig Exxon Valdez.

### **Kommentarer til bruken av virkningshypoteser i evaluering av metoden**

Min forståelse av AEAM/BEMP tilnærmingen er at det skal fremsettes potensielt testbare "Virkningshypoteser". Disse hypotesene skal si noe om virkninger av den aktivitet som vurderes (f.eks. miljørisiko i forbindelse med oljevirkksomhet).

Mange av hypotesene som fremsettes i MIRA-evalueringen synes å passe dårlig inn for bruk av metoden og sier ingenting om eventuelle virkninger av aktiviteten. Eksempelvis lyder VH1: "Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon". Jeg kan ikke se at dette er en testbar virkningshypotese.

### **Kommentarer til flytkartene**

I flytkartet for VØK-sjøfuglpopulasjon er "Restitusjon" satt opp som en egen systemkomponent med direkte kopling til VØK'en (sjøfuglpopulasjonen). Jeg har problemer med å forsvare dette. Den vanlige måten å se det på er at populasjonsutviklingen påvirkes direkte av dødelighet, reproduksjon (rekruttering), innvandring og utvandring. Restitusjon vil være en effekt av endringer i disse variablene/systemkomponentene som følge av en bestandsreduksjon, f.eks:

1. nedgang i bestanden kan føre til mindre intraspesifikk konkurranse og derved større reproduksjon.
2. nedgang i bestanden kan føre til mindre intraspesifikk konkurranse slik at subadulte individer kommer tidligere inn i hekkebestanden og/eller at det rekrutteres hekkere fra den "flytende bestanden" av voksne ikke-hekkere.
3. nedgang i bestanden kan føre til lavere voksendødelighet
4. nedgang i bestanden kan føre til økt innvandring

Tilsvarende kommentar gjelder også for VØK-en sjøpattedyr. Også her synes jeg det er uheldig å ha "Restitusjon" som en egen systemkomponent. Når det gjelder VØK-



fiskebestander, så bryter flytkartet fullstending mot synspunktene nevnt ovenfor om hvilke faktorer som direkte påvirker populasjonsutviklingen.

## **Kommentarer til de enkelte virkningshypoteser**

### **VØK Sjøfuglpopulasjoner**

VH1: ingen

VH2: ingen

VH3: Her bruker man Exxon Valdez som grunnlag for nøkkelen for å angi effektgrad. Det er uklart om grenseverdiene for oljemengde i rutene er overførbare til andre sølsituasjoner.

VH4: Restitusjonstid i sjøfuglkolonier er viet mye plass i rapporten til Ugland og Jødestøl. Eksemplene fra litteraturen på vekstrater gjelder stort sett situasjoner som ikke er sammenliknbare med en oljesøl-situasjon der en stor bestandsandel plutselig elimineres. Det finnes få data som kan si noe om restitusjon etter en bestandsreduksjon etter et akutt oljesøl.

En viktig faktor for bestemmelse av restitusjonstid for en bestand er størrelsen på sjøkomponenten av bestanden som ikke berøres av oljesølet. I teorien vil ungfugl under situasjoner med ledige hekkeplasser kunne komme inn i hekkepopulasjonen ved en tidligere alder enn normalt. Videre vil minsket konkurranse om hekkeplasser også kunne føre til rekruttering til hekkebestanden av voksne som ikke ville ha hekket pga mangel på hekkeplasser eller dårlig fysisk kondisjon. Det foreligger imidlertid svært lite dokumentasjon på størrelsen på sjøkomponenten av sjøfuglbestander i hekketiden og i hvilken grad den kan buffre hekkebestanden. Referansene som er angitt på s. 9 i prosjektbeskrivelsen for evalueringsarbeidet gir ikke dokumentasjon på at det er normalt at denne komponenten er opptil 1.5 ganger så stor som hekkekolonien. Det er her verdt å merke seg følgende: I alkefuglkolonier, som hører til den mest sårbare kategorien sjøfugler, vil en stor andel av ikke-hekkende individer være knyttet til kolonien og derved være like utsatt for oljesøl som hekkere, mens de yngste årsklassene vil oppholde seg andre steder.

Andelen av populasjonen som normalt rekrutteres årlig til hekkebestanden er relativt liten hos typiske langtlivende sjøfugler og tilsvarer voksendødeligheten i en stabil populasjon. Det finnes eksempler på at sjøfugl rekrutteres til hekkebestanden ved tidligere alder enn normalt hvis den intra-spesifikke konkurransen minskes. Unge hekkere har likevel betydelig dårligere reproduksjonssuksess enn eldre individer.

Nøkkelen for beregning av restitusjonstid er basert på bestander som ikke pga. andre årsaker viser en negativ bestandsutvikling. Akutt dødelighet pga. olje under omstendigheter med negativ bestandsutvikling vil kunne forsterke denne negative utviklingen, og noen restitusjon vil ikke oppnås. Mange av de viktige sjøfuglbestandene (også de med høyest sårbarhet) langs norskekysten har en slik negativ bestandsutvikling, f.eks. lomvi og lunde (Anker-Nilssen et al. 1996).

### **VØK Sjøpattedyr**

Det virker som om klassiferingen av skade og konsekvens for sjøpattedyr ennå ikke er ferdig utviklet. En kommentarer angående sårbarhet for kystsel. Jeg tror kystselunger på kasteplassene kan ha høy sårbarhet (ikke moderat) hvis strandsonen på øyene de oppholder seg på blir fullstendig tilgriset av olje. Kontamineringen av olje vil da kunne bli mer omfattende enn tilfellene omtalt av Jensen et al. 1991.

VH5: ingen  
VH6: ingen  
VH7: ingen  
VH8: ingen

VH9: Jeg har ikke kompetanse til å kunne vurdere gyldigheten av denne hypotesen. Hvis den er gyldig, er det et tankekors for meg at norske myndigheter har brukt millioner av kroner, bl.a. i AKUP, for å gjennomføre konsekvensundersøkelser på olje/fisk.

## **Litteratur**

Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. Aims and effort in seabird monitoring: an assessment based on Norwegian data. *Wildlife Biology* 2: 17-26.

## F. Evaluering av MIRA

*Torgeir Bakke<sup>1)</sup> og Lars Henrik Larsen<sup>2)</sup>*

<sup>1)</sup> NIVA, Boks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

<sup>2)</sup> Akvaplan NIVA, Boks 735, 9001 Tromsø

Forsøk på kategorisering og systematisering og ikke minst kvantifisering av risiko og konsekvenser ved potensiell miljøskade er prisverdig, og vil dersom det lykkes være et langt mer håndfast redskap enn dagens synsing rundt mulig/forventede skader som finnes i de fleste miljøkonsekvens-utredninger. Koblingen frekvensklasser (eller kategorier) vs konsekvensklasser i risikomatriser er formodentlig ikke ny (dette ved vi lite om) men sannsynligvis ryggraden i all teknisk risikoanalyse. Problemene oppstår når man 1) skal definere realistiske konsekvensklasser for VØKer og 2) skal knytte disse beregningsmessig til risiko.

Tredelingen i kilde-, eksponering- og skadebasert MIRA virker tiltalende som praktisk trinnvis løsning.

Generelt er MIRA metodikken fokusert på ulykker som medfører overflate-drivende oljeflak og berøring med overflatetilknyttede ressurser. Noe i retning av Simfact systemet. Er konsekvensene av ulykkesbetinget oljeutslipp så alvorlige at de fortjener å sette andre risiko fra virksomheten så sterkt i skygge, f.eks. produsert vann problematikken, eller er dette et første steg der en (naturlig nok) har tatt utgangspunkt i den typen uhell som isolert sett gir de første konsekvensene?

Fokuseringen på oljehell gir fremstillingen av metodikken en noe konservativ vinkling. Fremstillingen dekker ikke risiko knyttet til operasjonelle utslipp og ulykker som medfører utslipp av annet enn olje. Vi kan ikke se at MIRA som metode på noen måte prinsipielt er begrenset til oljesøl og velger å tolke framstillingen som at man her har valgt den type miljøbelastning som tradisjonelt har vært i fokus og som det finnes presumptivt størst erfaringsmateriale fra i litteraturen. Man bør likevel være oppmerksom på faren for at metodikken ved implementering blir brukt som "sannhetsvitne" for at risiko som metoden ikke analyserer, betraktes som ubetydelig. Den prosessen som fører fram til hvilke risiko ved en virksomhet det er lønt å bruke MIRA på, bør på en eller annen måte anskueliggjøres.

Vi oppfatter det slik at utslippsratene (tonn/døgn) som det opereres med i flere tabeller i metodebeskrivelsen, er beregnet av selskapene. Videre antar vi at de tilsvarende oljemengder pr rute som går igjen i grunnlagsrapporten er beregnet ut fra disse tallene (eksempel) metodebeskrivelsen s. 56). Det er imidlertid vanskelig å forstå hvordan klassegrensene på h.h.v. 500 og 5000 tonn/døgn og 150 og 1500 tonn/rute er definert. I og med den dårlige sammenhengen det er mellom oljemengden og skade, virker det lite troverdig å presentere slike grenser uten at de er godt fundert (vi kan ha oversett hvor dette står i rapporten). Det er i andre sammenhenger foreslått at slike klassegrenser defineres som nærmere bestemte perentiler (f.eks. ### 75%, ### 90%, i praksis fritt valg!) ut fra en frekvensfordeling av erfarte eller beregnede oljestørrelser eller utslippsstørrelser.

Systematiseringen av skadebedømmelsen ved en skadebasert MIRA ved bruk av virkningshypoteser og et beregnet fast sett av vurderingskategorier synes vi er positivt. At man fokuserer på restitusjonstid som mål på miljøskade er også akseptabelt om man innser at restitusjonstid er en samlefunksjon av en rekke egenskaper og fenomener som: akutt skade, langvarig skade, selvrensingsevne for olje, skadens geografiske omfang, og VØK'ens iboende restitusjonsevne. Utfordringen ligger i å beregne forventet restitusjonstid ut fra disse



## Vedlegg 2

faktorene, og koble denne til dose. For strandhabitater postuleres en dose-respons sammenheng mellom oljemengde og skadegrad (prosjektbeskrivelsen s 24), og dersom alle andre faktorer er konstante kan man hypotetisk være enig i dette. Som ovenfor nevnt er imidlertid slike sammenhenger langt fra klarlagt og kvantifisert, og det er tvilsomt om det er mulig å gjøre dette. Derfor blir sammenhengen dose-restitusjonstid også høyst uklar. Å bruke tidligere ulykker til empirisk å utlede sammenhengen, kan være en farbar vei, det har også vært kritisert at man bruker erfaring fra i det vesentlige skipsuhell som grunnlag for å bedømme konsekvenser av utslipp fra offshore-virksomheten.

Utvalget av VØK'er betrakter vi som eksempler gitt som basis for en evaluering, mer enn å være fullstendig dekkende. Vi savner bl. a. VØK'er som sublittorale grunnvannssamfunn som bl. a. er viktige oppvekstområder for fisk. Det kan også være at de oppgitte VØK'er er for omfattende, men behovet for nyansering i kategorier av strandhabitater, arter av fiskebestander, etc. vil vel dukke opp under evalueringen av virkningshypotesene. En detalj er at vi ikke at setningen "Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlige tilgjengelige litteratur/informasjon" er en virkningshypotese (side 12 øverst i prosjektbeskrivelsen).

MIRA skal etter en tenkt plan gjennomføres tidlig i en prosjektfase. Hva er tidsperspektivet fra prosjektplanlegging til gjennomført feltutbygging, og hvordan er denne tidsfaktoren tatt høyde for ifm. De ulike VØK'er? Hvor mye forventes det at en VØK har forandret seg fra planleggingstidspunktet til gjennomføringstidspunktet? Hvor mye energi (penger, tid, ressurser) forventes lagt ned fra tiltakshavers side i VØK beskrivelsen i en tidlig fase av et prosjekt?



# AEAM evaluering av MIRA metoden

---

## 1. Innledning

OLF ønsker å trekke de norske miljøfaglige forskningsmiljøene inn i evalueringen av den foreslåtte "Metode for miljørettet risikoanalyse" - MIRA (Jødestøl et al. 1995 og Sjørgård et al. 1995), utarbeidet for OLF av DNV i samarbeid med Norsk Hydro. I 1996 vil metoden bli tatt i bruk av oljeselskapene som ønsker å opparbeide erfaringer med risikoanalyser for miljø. Samtidig ønsker OLF å få evaluert de faglige sammenhengene metoden bygger på. Erfaringene og resultatene fra evalueringene i 1996 vil danne grunnlag for revisjon av metoden, i erkjennelse av at metoden som den nå foreligger ikke er en endelig metode for miljørisikoanalyse. Oljeselskapene ønsker om mulig å komme fram til en best mulig, og helst omforent metode.

OLF er kjent med at endel av fagmiljøene som vurderer konsekvenser av oljevirkosomhet er skeptiske til å benytte beregning av skadegrad som metode, og er innforstått med at det kan være uenighet omkring de skadesammenhenger som er benyttet, ut fra argumenter om at dataene om slike sammenhenger er for dårlige, at det ikke finnes to sammenlignbare hendelser, at hendelsene inntreffer på forskjellig tid og sted, med forskjellige biologiske ressurser tilstede. **For å kunne forholde seg til et slikt usikkert empirisk materiale, blir det viktig for oljeselskapene å benytte miljørisiko som et uttrykk for den statistiske sannsynligheten for at en viss skade skal inntreffe.** Dette er den eneste mulighet for en reell risikostyring av oljevirkosomheten i forhold til naturmiljøet. Når man skal estimere en miljørisiko må man være bevisst på at de skadebilder man har registrert, representerer tilfeldige valg i et statistisk materiale, og at de dermed kan representere både Worst Case situasjoner og heldige omstendigheter (liten skadegrad). MIRA metoden er ment å ta høyde for dette. Å analysere/beregne miljørisiko er selvfølgelig forbundet med usikkerhet, men denne ønsker selskapene å redusere mest mulig.

For oljeselskapene er det også viktig å ha metodikk som gir en totaloversikt over de ulike risikomomenter som knytter seg til virksomheten, dvs. risiko for tap av liv, miljø og økonomiske verdier.

Offshore aktivitet foregår i større og mindre grad over hele den norske kontinentalsokkelen med ulike faser som leteboring, produksjonsboring og produksjon av petroleumprodukter. Fasene er av ulik varighet og det er knyttet ulike operasjoner med tilhørende ulik operasjonsspesifikk risiko. Det er dette som er utgangspunktet for å beregne den aktuelle miljørisiko som et område eller en ressurs utsettes for.

Miljørisikoanalyser brukes bl.a. primært som beslutningsgrunnlag for gjennomføring av ulike operasjoner offshore, målt mot selskapenes akseptkriterier. I tillegg kan slike analyser benyttes til å prioritere hvilke risikoreducerende tiltak som eventuelt bør iverksettes for en gitt operasjon. Aktuelle tiltak er valg av borerigg, endring i gjennomføring av boreprogrammet, tekniske innretninger, valg av tid på året for boreoperasjonen, opplæring og trening av borepersonell, og etablering av en oljevernberedskap som er tilpasset operasjonen i omfang og organisering.

For oljevernberedskapen er det i utgangspunktet etablert store ressurser; både vedr. mengde utstyr, personell i beredskap med nødvendig trening, og planer som beskriver organisering og gjennomføring av en aksjon. En miljørisikoanalyse kan svare på om dette er tilstrekkelig, eller om det er behov for mer utstyr og endret organiseringen, f.eks. ved flytting av enheter (lenser, skimmere og fartøy) nærmere den aktuelle operasjonen for å redusere miljørisikoen og utnytte ressursene mest mulig optimalt. Gjeldende forskrifter sier at dimensjoneringen av tiltak skal tilpasses den aktuelle operasjonen, dvs. at risikoreducerende tiltak skal tilpasses miljørisikoen som operasjonen innebærer.



## Vedlegg 3

Det er behov for å diskutere de ulike sammenhenger med fagmiljøene, i en grundigere sammenheng enn man kan klare å få til i løpet av et uforberedt seminar på en til to dager. Imidlertid finnes det en metodikk, AEAM metoden (Se Thomassen et. al 1995) benyttet av AKUP ved to anledninger, som er egnet til denne type problemløsning. For å gi et vellykket resultat forutsetter metoden imidlertid at ulike parter får tilstrekkelig mulighet til forberedelse, og at man også legger vekt på etterarbeid. Metoden har vært benyttet i mer enn 10 år i Canada gjennom Beaufort Environmental Monitoring Project (BEMP), Mackenzie Environmental Monitoring Project (MEMP) og Beaufort Region Assessment and Monitoring Programme (BREAM). Se Holling (1978), og Indian and Northern Affairs (1992a, 1992b, 1993).

AEAM metoden baserer seg på vitenskapelig verifikasjon / forkastning av såkalte virkningshypoteser, der alle berørte parter skal ha anledning til å delta i vurderingen og framskaffe vitenskapelig bakgrunnsmateriale, som man så tar stilling til i arbeidsgrupper med ulike interesser.

Hovedtanken bak AEAM er å fokusere systematisk på relevante tema for beslutningstakere gjennom kommunikasjon mellom ressurspersoner med ulike interesser. Metoden legger opp til at dette skal skje på et eller flere arbeidsseminarer. Nøkkelbegreper er mulighetene til å kontrollere prosessen og alle valg som er gjort. Kravet om åpen prosess med en faglig dokumentasjon er viktig når man skal forkaste, justere eller verifisere virkningshypoteser. AEAM metoden forlanger videre åpenhet og vitenskapelig kontrollbarhet, samt at "syke mødre" legges bort.

## 2. Evalueringsmetodikk - MIRA metoden

Metodikken som er valgt av OLF for evaluering er basert på AEAM metoden:

- Metoderapportene nevnt over, samt denne beskrivelsen danner grunnlaget for evaluering i fagmiljøene. Rapportene oversendes seminar deltagerne.
- Det vil bli gjennomført et AEAM seminar den 18-20/11 1996 der relevante fagmiljøer og personer er innvitert. OLF ser det som vesentlig at samtlige møter godt forberedt til dette. Noen sentrale fagfolk ble som ytterligere forberedelse gitt evalueringsoppgaver med å ta stilling til virkningshypotesene formulert nedenfor. Deres innspill distribueres til seminar deltagerne.
- MIRA-metoden er bygget opp omkring disse virkningshypotesene. Deltagerne anmodes om å framskaffe / ha tilgjengelig litteratur som begrunner at hypotesene må forkastes eller verifiseres, eller er holdbare.
- Seminaret vil bli gjennomført med en blanding av korte presentasjoner, gruppearbeid og plenumsdiskusjoner. Seminaret vil konsentrere seg om virkningshypotesene formulert nedenfor og resultatene av evalueringsarbeidet. Gruppene vil reflektere ulike interesser. Gruppe-arbeidene skal munne ut i omforente referater fra gruppene. Seminaret ledes av Jørn Thomassen - NINA, Rasmus Hanson - NP, Kjell Moe - DNV og Espen Hoell - Hydro.
- I etterkant av seminaret produserer seminarledelsen en NINA-rapport med anbefalinger om metodeendringer til OLF.

## 3. MIRA metoden

I MIRA metoden kan analysene gjennomføres på 3 detaljeringsnivåer. Risikoestimatene innebærer avtagende konservatisme med økende detaljeringsnivå som velges for analysen. En vurdering av sammenhenger i metoden kan derfor begrenses til det mest detaljerte nivået (skadebasert analyse). Evaluering av selve MIRA metodikken gjøres separat av oljeselskapene, og skal ikke behandles på AEAM seminaret. Beregninger knyttet til oljens drift og nedbrytning vil også bli vurdert separat.

Når konsekvensene skal kvantifiseres må vi forenkle problemer og relasjoner. I MIRA har man søkt å bruke beste estimater for relasjonene. Det er tatt hensyn til usikkerheten i relasjonene ved å benytte sannsynlighetsfordelinger og ved å benytte antatt konservative algoritmer.



## Vedlegg 3

Når en slik metode skal utarbeides er det imidlertid viktig at man ikke er for konservativ i alle relasjoner som inngår. Metoden vil da ikke være istand til å skille ulike offshore aktiviteter fra hverandre mht. risikonivå. Målsettingen er at metoden skal være et hjelpemiddel til å identifisere aktiviteter med høyt risikonivå slik at spesielle tiltak kan iverksettes for disse. Samtidig må metoden være faglig "god nok" i forhold til tilgjengelige ressurser.

De hypoteser som skal evalueres er knyttet til konsekvensberegningen, gitt olje-eksponering. For konsekvensberegningene benyttes statistikk for oljemengder innenfor gridruter på 15 x 15 km fra oljedriftsstatistikken. Oljemengdene er relatert til "ren" olje som ikke inkluderer effekten av emulsjon. I åpent hav ruter benyttes en tidsmidlet oljemengde. Dette er et uttrykk for den midlere oljemengde innenfor en gridrute i de perioder olje forefinnes innenfor ruten. For strandruter benyttes akkumulert oljemengde. Dette er et uttrykk for den samlede mengde olje som strander innenfor kystavsnittet i en beregningsrute.

Metoden innebærer flere trinn der det gjøres kvantitative beregninger av skadegrad som følge av en akutt sølsituasjon. Disse beregningene er basert på kunnskaper omkring historiske oljesøl og restitusjonstider etter disse. Det er forsøkt etablert skadesammenhenger mellom arealdekning, mengde og skadegrad. Disse sammenhengene skal på ingen måte betraktes som eksakte mål på skade, men som et første forsøk på en kvantitativ tilnærming til beregning av skade. Det formulert virkningshypoteser omkring disse beregningene.

Hypotesene skal kunne fange opp et vidt spekter av mulige konsekvenser og et vidt spekter av mulige oljeutslipp. Dette står i kontrast til tidligere worst case tankegang omkring konsekvenser av oljeutslipp, men er sentralt for en miljørisikoanalyse tankegang. Risikoen uttrykkes ved frekvenser (antall tilfeller pr. år) for definerte kategorier av miljøskade. Oljeselskapene ønsker å benytte restitusjonstid som mål på miljøskade for økologiske komponenter (populasjoner og habitater). Selskapenes akseptkriterier knytter seg ofte til hva man anser som en akseptabel frekvens av ulike skadekategorier målt i forhold til skadens varighet.

### 4. Virkningshypoteser for vurdering

I det følgende er det beskrevet **VØKer** for sjøfuglpopulasjoner, sjøpattedyr, strandhabitater og fiskebestander, og det er gitt **Virkningshypoteser** som beskriver elementer som inngår i Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA). Disse skal evalueres ved at de plasseres i en av følgende fire **Vurderingskategorier**:

<b>A.</b> Hypotesen antas å ikke være gyldig.
<b>B.</b> Hypotesen er gyldig og er allerede verifisert. Forskning for å verifisere eller forkaste hypotesen er ikke nødvendig. Undersøkelser, overvåkning og / eller forvaltningstiltak kan likevel anbefales.
<b>C.</b> Hypotesen antas å være gyldig, men forskning, undersøkelser eller overvåkning anbefales for å verifisere eller forkaste hypotesen.
<b>D.</b> Hypotesen kan være gyldig, men testing av hypotesen anbefales ikke av faglige, logistiske, økonomiske eller etiske grunner, eller fordi miljøpåvirkningene antas å være minimale eller fordi beslutningsrelevansen er svært liten.



## Vedlegg 3

Dersom hypotesen antas å ikke være gyldig, eller ikke er best mulig ut fra eksisterende kunnskap, ønskes forslag til justerte hypoteser. Dette er nødvendig for evt. å kunne revidere metoden. Anbefalinger som ikke er vitenskapelig begrunnet skal ikke føres opp.

### 4.1 Beskrivelse av VØK-Sjøfuglpopulasjoner

#### VØK: Sjøfuglpopulasjoner

##### Beskrivelse:

Sjøfuglpopulasjoner med høy individuell sårbarhet for oljeforurensning, og som har nasjonal eller internasjonal verneinteresse, og som er representert med en stor andel av populasjonen innenfor det området som kan bli berørt ved et oljesøl.

Kategori: 1. Eksisterende

X

2. Ny

3. Elimineres

##### Begrunnelse for VØK (kategori 1, max 10 linjer):

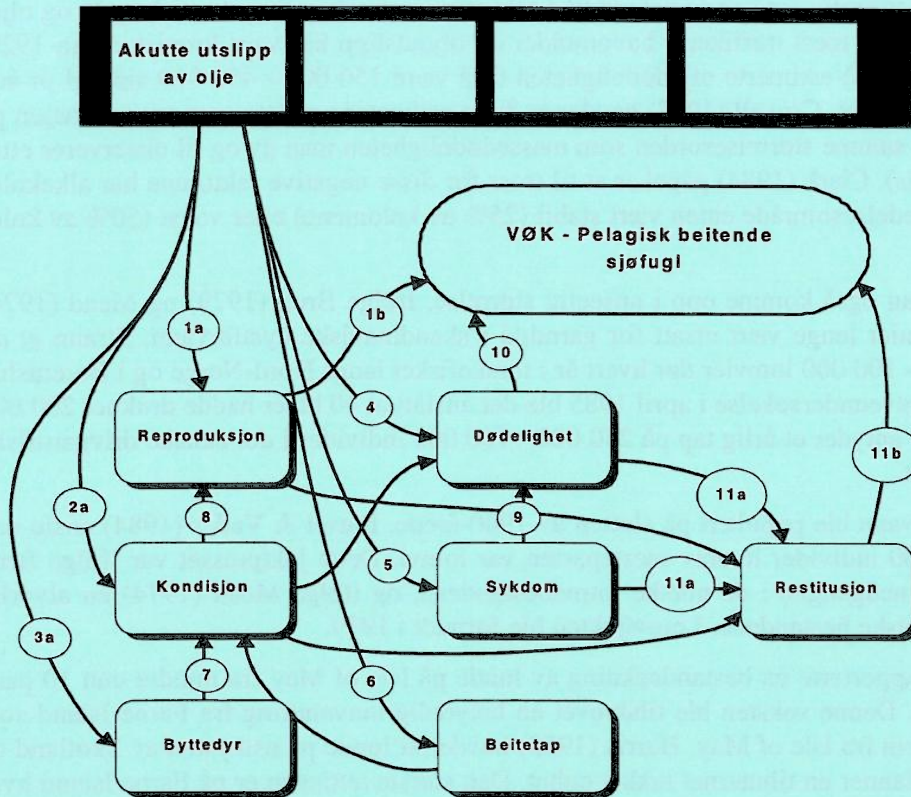
De sjøfuglpopulasjonene som har høy individuell sårbarhet og som er representert med en stor andel av populasjonen innenfor det området som kan bli berørt ved et oljesøl, er valgt som VØK fordi restitusjonstiden for skader etter oljeforurensning kan bli langvarig for disse populasjonene. De artene som er omfattet i denne kategorien er bl.a. pelagisk dykkende sjøfugl (alkefuglene) og kystbundne dykkende sjøfugl som toppskarv, storskarv og ærfugl.

Disse sjøfuglartene forekommer ofte i store konsentrasjoner på ytre deler av kysten, og de tilbringer en stor andel av tiden på sjøen under næringssøk, kurtise o.a. De er ofte de deler av naturmiljøet som vekker størst oppmerksomhet ved et oljeuhell, og vil ha betydning for beskrivelse av det totale skadeomfanget etter et oljeutslipp.

##### Begrunnelse for endring (kategori 2 eller 3, max 10 linjer):

##### Litteratur:

### Skjematisk flytkart for VØK-sjøfuglpopulasjon



#### Forklaringer til koblingene (max 2 linjer for hver kobling):

- 1a Oljesøl kan medføre nedsatt reproduksjon da unger og egg kan bli tilsølt av olje.
- 2a Oljesøl kan medføre økt varmetap som medfører dårligere kondisjon.
- 3a Oljesøl kan medføre mindre tilgang på byttedyr på grunn av økt dødelighet blant byttedyrene.
- 4 Oljesøl kan forårsake direkte dødelighet.
- 5 Oljesøl kan forårsake sykdom.
- 6 Oljesøl kan redusere beitetid og dermed redusert kondisjon.
- 7 Mindre tilgang på byttedyr kan medføre dårligere kondisjon hos sjøfuglene.
- 8 Nedsatt kondisjon kan medføre mindre evne til å gjennomføre hekking.
- 9 Økt sykdom kan medføre økt dødelighet.
- 10 Økt dødelighet vil påvirke sjøfuglpopulasjonen.
- 11a Omfanget av skadevirkningene som følge nedsatt kondisjon, redusert reproduksjon, økt dødelighet og mer sykdom vil være bestemmende for restitusjonsforløpet i sjøfuglpopulasjonen. Den viktigste faktoren er akutt dødelighet som følge av tilgrising.

#### Bakgrunn for Virkningshypotese

##### **VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

De fleste sjøfugler har sen kjønnsmodning, danner hekkekolonier, legger få egg og holder seg til den kolonien hvor de første gang reproduserer. Den naturlige dødeligheten er liten. Mange bestander har en komponent på havet som ikke kommer inn til hekkekolonien. Disse består av unge individer før kjønnsmodningen og kjønnsmodne individer som ikke deltar i reproduksjonen. Denne sjøkomponenten kan være opp til 1.5 ganger så stor som hekkekolonien, og disse ikke-hekkende individene rekrutterer ledige



## Vedlegg 3

hekkeplasser. Sjøkomponenten virker dermed som en buffer for hekkekolonien idet store tap hurtig blir erstattet med nye individer (Dunnet 1982; Stowe 1982; Piatt & Ford 1993; Wiens 1995).

Selv om fertiliteten er lav hos sjøfuglene er de i stand til å tåle store individtap fra jakt, fiskegarn og oljesøl. Nordsjøen er et av verdens mest traffikerte havområder og oljeutslipp har vært kronisk siden 1920. Morzer-Bruyns & Tanner (1968) estimerte oljedødeligheten til å være 150 000 - 450 000 sjøfugl pr år i Nordsjøen og Nord-Atlanterhavet. Croxall (1977) hevder at disse estimatene må tas som en indikasjon på at omfanget muligens er av samme størrelsesorden som massedødeligheten man av og til observerer etter langvarig uvær (sjøfuglforlis). Clark (1984) påpeker at til tross for disse negative faktorene har alkekoloniene i sentrum av sitt utbredelsesområde enten vært stabil (25% av koloniene) eller vokst (50% av koloniene).

Dødeligheten i fiskegarn kan også komme opp i anseelig størrelse. Ifølge Brun (1979) og Mead (1974) har lomvi fra skotske kolonier lenge vært utsatt for garndød i skandinaviske kystfarvann. Strann *et al.* (1991) estimerte at 10 000 - 100 000 lomvier dør hvert år i torskefisket langs Nord-Norge og i Barentshavet. I en omfattende stikkprøveundersøkelse i april 1985 ble det anslått at 40 båter hadde druknet 200 000 individer. Tull *et al.* (1979) antyder et årlig tap på 250 000 - 750 000 individer i det danske drivgarnfiske i det Nordlige Atlanterhavet.

Jakt på sjøfugl i norske farvann ble populært på slutten av 1940-årene. Barret & Vader (1984) anslo den årlige fangsten til 30-40 000 individer hvorav mesteparten var lomvi. Dette jaktpresset var ifølge Brun (1979) en viktig årsak til nedgangen i de norske lomvibestandene, og ifølge Mead (1974) en alvorlig ekstra dødsfaktor for de skotske bestandene. Lomvijakten ble forbudt i 1979.

Harris og Murray (1983) rapporterte en bestandsøkning av lunde på Isle of May fra mindre enn 10 par i 1951 til 8-9000 par i 1980. Denne veksten ble tilskrevet en betydelig innvandring fra Farne Island som ligger i en avstand på 300 km fra Isle of May. Harris (1983) hevder at lunde på østkysten av Skotland og nordøstkysten av England danner en tilnærmet lukket enhet. Den største tettheten er på Farne Island hvor kolonien vokste fra 6 800 par i 1969 til 13 600 par i 1975, og har senere holdt seg stabil, sannsynligvis fordi bærekapasiteten er oppnådd. Lundebestanden på Røst har derimot vært i sterk nedgang siden 1969. Ifølge Anker-Nilssen & Røstad (1993) er den nåværende bestanden nede i 25 - 50% av nivået på 1960-tallet. Hovedårsaken skyldes desimeringen av den norske vårgytende sildebekken med resulterende næringssvikt for lunde.

I likhet med lunde har også flere lomvikolonier fremvist en vekstrate på 10 - 15% pr år. I de fleste tilfellene blir imidlertid slike høye vekstrater tilskrevet invandring fra andre kolonier. Den indre vekstpotensialet i en isolert bestand synes å være av størrelsesorden 6% (Swann og Ramsey 1983; Hatchwell og Birkhead 1991).

Etter *Exxon Valdez* forliset i 1989 ble det observert 36 000 døde sjøfugl hvorav mesteparten var lomvi. Den totale dødeligheten ble anslått til 375 000 - 500 000. Wiens (1995) fant etter gjennomgang av en rekke undersøkelser at de fleste koloniene var innenfor sitt nivå mhp naturlige svingninger etter ca. 5 år.

**Tabell 1. Kriterier for angivelse av sårbarhet for sjøfugl basert på Anker-Nilssen 1994.**

Sårbarhetskategori		Beskrivelse
S1	Lav sårbarhet	· Åtseletende sjøfugl (havørn) · Steinstrandsvadere · Tjeld
S2	Moderat sårbarhet	· Pelagisk og kystbundne overflatebeitende sjøfugler (terner, gjess, måker, vadere, suler, svaner, hegre)
S3	Høy sårbarhet	· Pelagiske og kystbundne dykkende sjøfugl (alkefugler, ender, skarv, dykkere, lommer)



## Vedlegg 3

**Tabell 2. Effektgrad angitt som dødelighet (i prosent) i en beregningsrute fastsatt på grunnlag av oljemengde i 15x15 km ruter og VØKens sårbarhet for oljeforurensning.**

Oljemengde i 15x15 km rute	Sårbarhet		
	S1	S2	S3
< 150 tonn	5%	10%	20%
150-1500 tonn	10%	20%	40%
≥ 1500 tonn	20%	40%	60%

**Tabell 3. Nøkkel for fastsettelse av restitusjonstid ut fra populasjonsreduksjon for arter med lavt reproduksjonspotensiale.**

Populasjons-reduksjon	Restitusjonstid for sjøfuglpopulasjonen <sup>1)</sup>				
	< 2 år	2-5 år	5-10 år	10-20 år	≥ 20 år
< 5%	75%	25%			
5-10%	50%	50%			
10-20%		50%	50%		
20-30%			50%	50%	
≥ 30%				25%	75%

<sup>1)</sup> Restitusjonstid er tiden fra en oljeulykke skjer til populasjonsantallet er restituert til tilnærmet før-situasjonen.

Individene i en populasjon fordeler seg normalt klumpvis innenfor et geografisk område med variasjoner i distribusjonen på ulike målestokk både i tid og rom (Brown 1985, Hunt & Schnider 1987, Hunt 1990, Schneider 1990 og Erikstad m.fl. 1990 og 1991). Enkelte arter er karakterisert med tilstedeværelse i et område bare innenfor et kort tidsvindu, mens andre arter benytter området gjennom hele året. F.eks. vil havhest i store deler av året være vidt distribuert med relativt lave tettheter over et stort geografisk område, mens skarv generelt er mere knyttet til områdene i nærheten av koloniene (Tasker m.fl., 1986). Eksempler på tids-avgrensede høye tettheter av fugl er svømmetrekk til alkefugl og ansamlinger av mytende og overvintrende andefugl i kystnære områder.

For å kunne gjøre skadeberegninger på populasjoner (jfr. tabell 2) og beregne/vurdere restitusjonstid (jfr. tabell 3) må den enkelte populasjonens utbredelse i analyseområdet i tid og rom kartlegges, samt andel av bestanden som forefinnes innen området som kan bli berørt ved et oljesøl.

Populasjonene som det beregnes skade for, velges etter gitte kriterier som er relatert til sårbarhet for olje (tabell 1), verneinteresse (EDNA og FRIDA registrene), og andel av populasjonen innenfor det området som kan bli berørt ved et oljesøl. Estimer av antall individer og andel av populasjon gjøres på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur.

For å beregne skade (%-vis) på en gitt populasjon, fordeles individene på 15\*15 km ruter i umiddelbar nærhet til registrerte kolonier innen hele analyseområdet. Som data grunnlag benyttes offentlig tilgjengelig informasjon. På bakgrunn av dette beregnes andel/fraksjon av total bestand i analyseområdet (summert over alle ruter analyseområdet).

**Virkningshypoteser (VH)**

**VØK:**

**VH nr. 1**

**Sjøfuglpopulasjoner**

**Virkningshypotese (VH): Fordeling av populasjoner i analyseområdet**

Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.

**Forklaring:**

Ved datainnsamling for gjennomføring av MIRA benyttes data av ulik kvalitet og oppløselighet. Analysen gjennomføres for de VØKer som har størst populasjonsandel innenfor analyseområdet, eller for de lokaliteter som har høyest sannsynlighet for å bli eksponert for olje. Hver rute (15x15 km) tilordnes en fraksjon i forhold til en total populasjon. I de tilfeller der det foreligger konkrete observasjoner for ulike sesonger ned på lokalitetsnivå benyttes dette for å beregne det relative antall individer i gitte ruter. Dersom data foreligger på annen form som f.eks. gitt for et større område og evt. som antall hekkende par, fordeles disse jevnt eller ut fra en fagbiologisk vurdering, på alle rutene innenfor det aktuelle området. Hekkende par oppjusteres evt. for antall individer ved å multiplisere antall hekkende par med 2.

**Kategori:**

**Begrunnelse:**

**Anbefalinger, forskning:**

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:**

**Anbefalinger, overvåkning:**

**Anbefalinger, avbøtende tiltak:**

**Litteratur:**



## Vedlegg 3

### **Virkningshypoteser (VH)**

<b>VØK: Sjøfuglpopulasjoner</b>	<b>VH nr. 2</b>
<b>Virkningshypotese (VH): Sårbarhets kategorier</b>	
Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i <b>tabell 1</b> .	
<b>Forklaring:</b>	
Sårbarhetskategoriene henspeiler på individuell sårbarhet for akutt oljeforurensning, og uttrykker hvor sannsynlig det er at et individ av sjøfuglarten skal kunne komme i kontakt med olje på sjøoverflaten og ta skade av dette. Faktorene som inngår i den individuelle sårbarheten er tiden fuglene tilbringer i et område, tiden de tilbringer på sjøen, arealutnyttelse (adferd når de er på sjøen i området), tilbøyelighet til å oppholde seg i strandsonen, reaksjonsmulighet (evne til å oppdage og unngå et oljesøl), flyvedyktighet, kondisjon og restitusjonsevne (individets evne til å restituere seg etter oljetilsøling) (Anker-Nilssen 1987, 1994).	

<b>Kategori:</b>	
------------------	--

<b>Begrunnelse:</b>
---------------------

<b>Anbefalinger, forskning:</b>
<b>Anbefalinger, kartlegging/registrering:</b>
<b>Anbefalinger, overvåkning:</b>
<b>Litteratur:</b> Anker-Nilssen, 1994. Anker-Nilssen, 1987.

*Virkningshypoteser (VH)*

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH nr. 3**

**Virkningshypotese (VH): Effektgrad i 15×15 km rute**

Effektgraden i en 15×15 km rute, uttrykt ved prosent akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulike individuell sårbarhet ved hjelp av **tabell 2**.

**Forklaring:**

Den antatt viktigste faktoren som bestemmer omfanget av skadevirkninger på en sjøfuglpopulasjon ved et oljesøl er akutt dødelighet som følge av olje som driver på sjøen og rammer sjøfuglene direkte og tilgriser fjærdrakten. Omfanget av dødelighet innenfor et gitt geografisk område vil avhenge en rekke faktorer som avgjør om de kommer i kontakt med olje, tar skade og eventuelt restituerer seg etter tilsøling.

Nøkkelen for effektgrad (akutt dødelighet; se tabell 2) er utarbeidet på bakgrunn av informasjonen som foreligger fra ulykken med *Exxon Valdez*. De største virkningene for sjøfugl som ble registrert var en reduksjon på omlag 50% av en hekkekoloni for lomvi (Barren Island; Piatt *et al.* 1990), som har høy individuell sårbarhet (kategori S3). Ved fastsettelse av nøkkelen er det også tatt hensyn til hvor stor del av et areal en gitt oljemengde kan forventes å berøre. Ut fra erfaringene med *Exxon Valdez* er den maksimale dødeligheten således satt til 60% for sjøfuglarter med høy sårbarhet, i tilfeller der en 15×15 km rute eksponeres for mer enn 1500 tonn olje. Effektgraden ved eksponering for olje i mengdekategoriene 0-150 tonn og 150-1500 tonn, og for sjøfugl som er mindre sårbare, er justert i forhold til denne øvre grensen.

**Kategori:**

**Begrunnelse:**

**Anbefalinger, forskning:**

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:**

**Anbefalinger, overvåkning:**

**Litteratur:**

Piatt, et al. 1990.



*Virkningshypoteser (VH)*

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH nr. 4**

**Virkningshypotese (VH): Estimering av Restitusjonstid**

Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i **tabell 3**.

**Forklaring:**

Restitusjonstid er definert som tiden fra en oljeulykke skjer til populasjons-antallet er restituert til tilnærmet før-situasjonen.

Nøkkelen i tabell 3 er tilpasset sjøfuglarter med et relativt lavt reproduksjonspotensiale, dvs. arter som har høy sårbarhet på populasjonsnivå, og som bare vil kunne realisere en forsiktig vekst dersom de blir utsatt for høy dødelighet ved et oljesøl. Tilgjengelig dokumentasjon på vekstrater i sjøfuglkolonier og større bestandsenheter indikerer normale vekstrater på opptil 10-15% pr år (se oppsummering i Ugland & Jødestøl 1996). Dette er en vesentlig bedre vekst enn det som er lagt til grunn for nøkkelen i tabell 3. I enkelte tilfeller kan det derfor være hensiktsmessig å betrakte de populasjonsbiologiske egenskapene til de enkelte populasjonene spesifikt dersom det foreligger et tilstrekkelig datagrunnlag for dette.

I spesielle tilfeller kan det være grunnlag for å anta at en populasjon ikke vil kunne realisere sitt vekstpotensiale. Slike spesialtilfeller må i såfall betraktes isolert, og kan nødvendiggjøre særtiltak med hensyn på virksomhet som kan berøre slike populasjoner.

**Kategori:**

**Begrunnelse:**

**Anbefalinger, forskning:**

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:**

**Anbefalinger, overvåkning:**

**Litteratur:**

Ugland & Jødestøl, 1996.

## 4.2 Beskrivelse av VØK-Sjøpattedyr

### VØK: Sjøpattedyr

#### Beskrivelse:

Populasjoner av sjøpattedyr med moderat til høy individuell sårbarhet for oljeforurensning, og som har nasjonal eller internasjonal verneinteresse, og som er representert med en stor andel av populasjonen innenfor det området som kan bli berørt ved et oljesøl.

Kategori: 1. Eksisterende

2. Ny

3. Elimineres

#### Begrunnelse for VØK (kategori 1, max 10 linjer):

Populasjoner av sjøpattedyr er valgt som VØK'er fordi enkelte arter har relativt høy (individuell) sårbarhet for oljeforurensning og restitusjonstiden for skader etter et oljesøl kan i visse tilfeller bli lang. De artene som er omfattet i denne kategorien er bl.a. oter og kystsel.

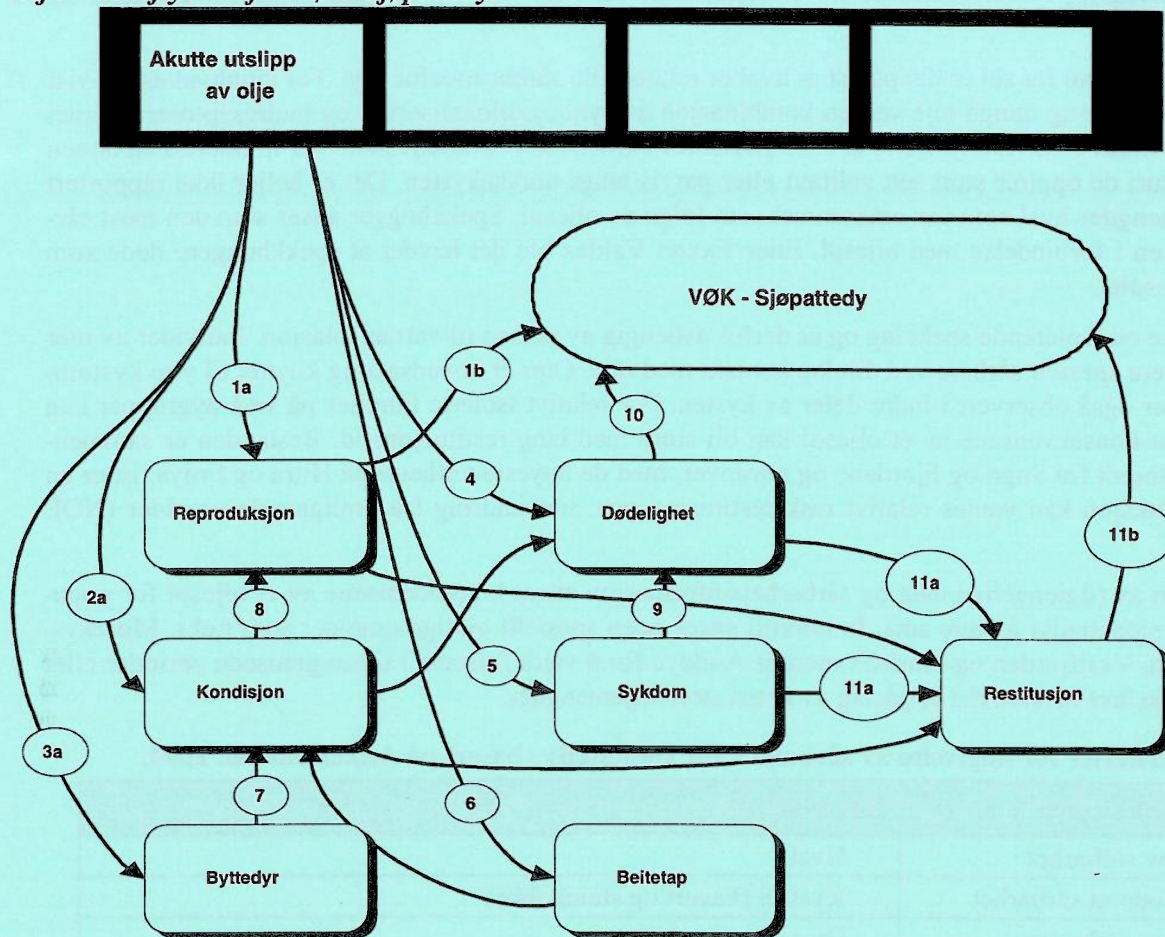
Noen av artene forekommer periodevis i relativt store konsentrasjoner på enkelte lokaliteter på ytre deler av kysten, og de tilbringer en stor andel av tiden i sjøen under bl.a. næringssøk. De er ofte de deler av naturmiljøet som vekker størst oppmerksomhet ved et oljeuhell, og vil ha betydning for beskrivelse av det totale skadeomfanget etter et oljeutslipp.

#### Begrunnelse for endring (kategori 2 eller 3, max 10 linjer):

#### Litteratur:



**Skjematisk flytkart for VØK-Sjøpattedyr**



**Forklaringer til koblingene (max 2 linjer for hver kobling):**

- 1a Oljesøl kan medføre nedsatt reproduksjon.
- 2a Oljesøl kan medføre økt varmetap som medfører dårligere kondisjon.
- 3a Oljesøl kan medføre mindre tilgang på byttedyr på grunn av økt dødelighet blant byttedyrene.
- 4 Oljesøl kan forårsake direkte dødelighet.
- 5 Oljesøl kan forårsake sykdom.
- 6 Oljesøl kan redusere beitetid og dermed redusert kondisjon.
- 7 Mindre tilgang på byttedyr kan medføre dårligere kondisjon.
- 8 Nedsatt kondisjon kan medføre mindre evne til å reprodusere.
- 9 Økt sykdom kan medføre økt dødelighet.
- 10 Økt dødelighet vil påvirke populasjonen.
- 11a Omfanget av skadevirkningene som følge nedsatt kondisjon, redusert reproduksjon, økt dødelighet og mer sykdom vil være bestemmende for restitusjonsforløpet i populasjonen.

**Bakgrunn for Virkningshypoteser (VH)**

**VØK: Sjøpattedyr**

Det er ikke påvist at større mengder sel har omkommet som følge av oljesøl (Smith et al. 1975). Den mest kritiske perioden synes å være knyttet til kaste- og hårfellingsperioden. Generellt kaster steinkobbe unger i slutten av juni og begynnelsen av juli, mens havert har kasteperiode i september/oktober. Imidlertid er det geografiske variasjoner i kaste- og hårfellingstidspunkt. På Froøyene utenfor kysten av Trøndelag ble det registrert en stor andel av havertunger med oljeflekker i pelsen. Det ble imidlertid ikke påvist redusert



## Vedlegg 3

vekst eller nedgang i overlevelse av havertunger som var tilgriset av olje på Froøyene (Jensen et al. 1991).

På samme måte som for sel er det påvist at hval er relativt lite sårbar overfor olje. For tannhval er det vist at de kan oppdage og unngå olje ved en kombinasjon av syn, ekkolokalisering og hudreseptorer (Geraci et al. 1982, Smith et al. 1983). Dette er ikke påvist for bardehvaler. Bardehvalene har imidlertid en annen sosial struktur; de opptrer stort sett solitært eller parvis langs norskekysten. Det er heller ikke rapportert om større mengder hval som har omkommet som følge av oljesøl. Spekkhogger anses som den mest sårbare hvalarten i forbindelse med oljesøl. Etter Exxon Valdez ble det hevdet at spekkhoggere døde som følge av oljesølet.

Oter har ikke ett isolerende spekklag og er derfor avhengig av pelsen til varmeisolasjon. Individuer av oter vil derfor være spesielt sårbare ved direkte kontakt med olje. Oter er hovedsakelig knyttet til ytre kystområder, men er også observert i indre deler av kysten. For relativt isolerte familier på små øygrupper kan det tenkes at konsekvensene av et oljesøl kan bli store med lang restitusjonstid. Bestanden er sammenhengende utbredt fra Sogn og Fjordane og nordover, med de høyeste tettheter på Hitra og Frøya. Etter en bestandsreduksjon kan ventes relativt rask restitusjon pga. innvandring fra omliggende områder (NOE 1993).

På bakgrunn av tilgjengelige data og sårbarhetsinformasjon anses konsekvensene av et oljesøl for populasjoner av sjøpattedyr å være små. Imidlertid anses noen spesielt viktige områder som f.eks. Mørkekysten og Froan, Vestfjorden og området utenfor Andøya for å være følsomme i tidsavgrensede perioder eller gjennom hele året dersom det er påslag av svært store oljemengder.

**Tabell 4. Kriterier for angivelse av sårbarhet for sjøpattedyr basert på Anker-Nilssen 1994.**

Sårbarhetskategori		Beskrivelse
S1	Lav sårbarhet	· Hval
S2	Moderat sårbarhet	· Kystsel (havert og steinkobbe)
S3	Høy sårbarhet	· Oter

I MIRA metoden er det ikke etablert nøkkel for beregning av bestandsreduksjon og for fastsettelse av restitusjonstid på sjøpattedyr. Skade i dette tilfellet utgjøres av kombinasjon av treff av en gitt oljemengde på en gitt andel av den totale bestanden. Vurdering eller beregning av restitusjonstid må i slike tilfeller gjøres på et miljøfaglig grunnlag på bakgrunn av data om de populasjonsbiologiske egenskapene.

Individene i en populasjon fordeler seg normalt klumpvis innenfor et geografisk område med variasjoner i distribusjonen på ulike målestokk både i tid og rom. Enkelte arter er karakterisert med tilstedeværelse i et område bare innenfor et kort tidsvindu, mens andre arter benytter området gjennom hele året. F.eks. besøkes kysten av Møre, Lofoten og Vesterålen årlig av bl.a. spermaset og flokker med spekkhoggere, og disse områdene regnes derfor for å være spesielt følsomme i tidsavgrensede perioder, mens Froøyene som er tilholdsted for en stor andel av den nasjonale havertbestanden regnes for å være spesielt følsom gjennom hele året.

For å kunne gjøre skadeberegninger på populasjoner og vurdere restitusjonstid må den enkelte populasjonens utbredelse i analyseområdet i tid og rom kartlegges, samt andel av bestanden som forefinnes innen området som kan bli berørt ved et oljesøl.

Populasjonene som det beregnes skade for, velges etter gitte kriterier som er relatert til sårbarhet for olje (tabell 1), verneinteresse (EDNA og FRIDA registrene), og andel av populasjonen innenfor det området som kan bli berørt ved et oljesøl. Estimer av antall individer og andel av populasjon gjøres på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur.

For å beregne skade (%-vis) på en gitt populasjon, fordeles individene på 15\*15 km ruter i umiddelbar nærhet til registrerte kolonier innen hele analyseområdet. Som data grunnlag benyttes offentlig tilgjengelig informasjon. På bakgrunn av dette beregnes andel/fraksjon av total bestand i analyseområdet (summert over alle ruter analyseområdet).



## Vedlegg 3

### Virkningshypoteser (VH):

<b>VØK: Sjøpattedyr</b>	<b>VH nr. 5</b>
<b>Virkningshypotese (VH): Fordeling av populasjoner i analyseområdet</b>	
Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.	
<b>Forklaring:</b>	
Ved datainnsamling for gjennomføring av MIRA benyttes data av ulik kvalitet og oppløselighet. Analysen gjennomføres for de arter som har størst populasjonsandel innenfor analyseområdet, eller for de lokaliteter som har høyest sannsynlighet for å bli eksponert for olje. Hver rute (15x15 km) tilordnes en fraksjon i forhold til en total populasjon. I de tilfeller der det foreligger konkrete observasjoner for ulike sesonger ned på lokalitetsnivå benyttes dette for å beregne det relative antall individer i gitte ruter. Dersom data foreligger på annen form som f.eks. gitt for et større område, fordeles disse jevnt eller ut fra en fagbiologisk vurdering, på alle rutene innenfor det aktuelle området.	

<b>Kategori:</b>	
------------------	--

<b>Begrunnelse:</b>
---------------------

<b>Anbefalinger, forskning:</b>
<b>Anbefalinger, kartlegging/registrering:</b>
<b>Anbefalinger, overvåkning:</b>
<b>Anbefalinger, avbøtende tiltak:</b>
<b>Litteratur:</b>

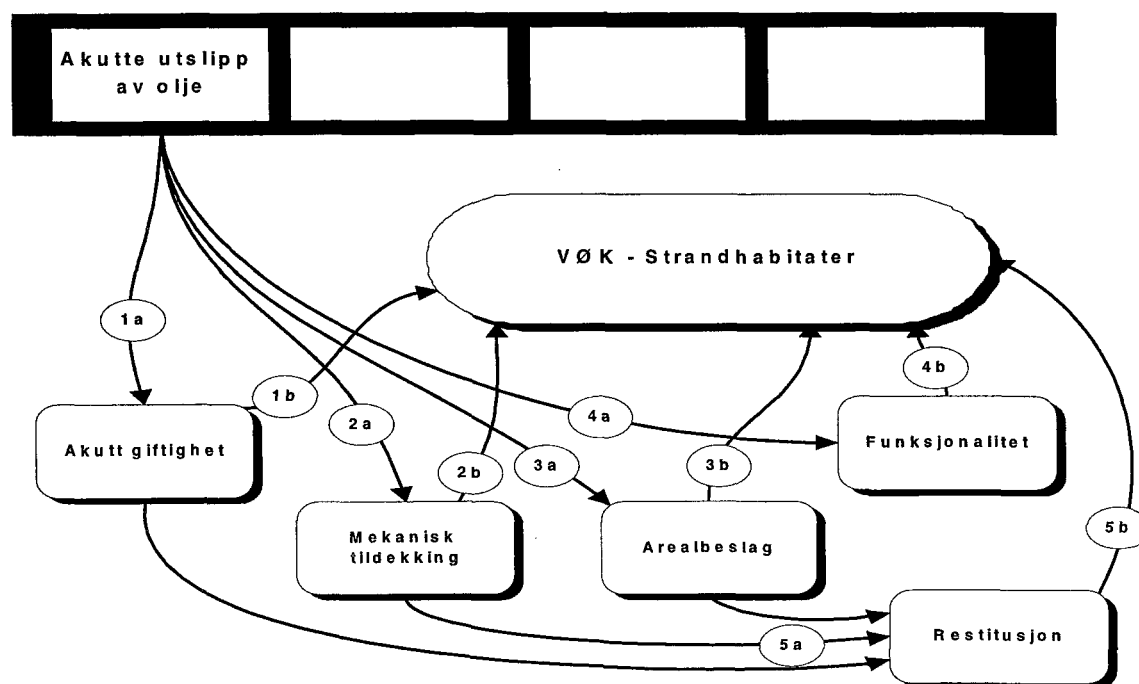
### 4.3 Beskrivelse av VØK-strandhabitater

<b>VØK: Strandhabitater</b>
<b>Beskrivelse:</b> Moderat bølgeeksponerte og beskyttede strandhabitater av typen strandeng/leirstrand, leire-/ mud- derfjære og hardbunnsfjære i kystsonen. Verneinteresse på nasjonalt eller internasjonalt nivå..

<b>Kategori:</b>	<b>1. Eksisterende</b>	<input checked="" type="checkbox"/>
	<b>2. Ny</b>	<input type="checkbox"/>
	<b>3. Elimineres</b>	<input type="checkbox"/>

<b>Begrunnelse for VØK (kategori 1, max 10 linjer):</b> Disse strandtypene er valgt som VØK fordi de har høyest sårbarhet for oljeforurensning (i forhold til andre strandtyper), dvs. restitusjonstiden for skader etter oljepåslag kan bli lengst i disse områdene. De strandområdene som ligger i kystsonen vil ha høy sannsynlighet for å bli eksponert for olje ved et offshore utslipp som når land. Disse strandhabitaterne (biotopene) forekommer i begrenset antall, dvs. de er gjerne sjeldne, og kan inneha sjeldne og tildels truede arter av planter og dyr, og vil av denne grunn ofte ha verneinteresse på nasjonalt eller internasjonalt nivå. Det vil derfor ha stor betydning i sammenheng med bevaring av biologisk mangfold om noen av disse lokalitetene rammes av et oljesøl.
<b>Begrunnelse for endring (kategori 2 eller 3, max 10 linjer):</b>
<b>Litteratur:</b>

Skjematisk flytkart for VØK-strandhabitater



**Forklaringer til koblingene (max 2 linjer for hver kobling):**

1a Olje vil ha akutt giftighet på biologiske organismer.



## Vedlegg 3

- 2a Olje vil gi skadevirkninger ved mekanisk tildekking av biologiske organismer.
- 3a Olje vil gjøre områder i strandsonen utilgjengelig for ulike organismer (arealbeslag).
- 4a Olje vil nedsette funksjonaliteten til strandhabitatet, bl.a. ved å redusere betydningen av strandhabitatet som næringsområde.
- 5a Omfanget av skadevirkningene som følge akutt giftighet, mekanisk tildekking og arealbeslag vil være bestemmende for restitusjonsforløpet i strandområdet.

### Bakgrunn for Virkningshypoteser (VH):

#### VØK: Strandhabitater

I strandsonen er det vel kjent at oljesøl kan medføre tilsøling og store effekter og lang restitusjonstid for biologiske organismer (se f.eks. SFT 1993). Vi har også kommet frem til den erkjennelse at det finnes en positiv korrelasjon mellom dose og respons for organismers eksponering for olje i strandsonen (se f.eks. Thomassen *et al.* 1995). Videre er det store forskjeller i de ulike strandhabitatenes sårbarhet for oljeforurensning. Sårbarheten følger i store grad en gradient i bølgeeksponeringen, som bestemmer hvor lenge oljen blir liggende og følgelig påføre organismene skadelige effekter. Det har derfor vært mulig å inndele ulike strandtyper i sårbarhets kategorier (se f.eks. Anker-Nilssen 1994). Disse kategoriene er selvfølgelig en grov klassifisering, men den er praktisk. Med utgangspunkt i ulike strandtypers sårbarhet for olje, og erkjennelsen av at det er et dose-respons forhold mellom oljemengde og skadegrad, er det foreslått en enkel sammenheng mellom oljemengde og skade ("skadenøkkel") uttrykt ved restitusjonstiden for ulike strandtyper. Den maksimale restitusjonstiden for et fullstendig ødelagt samfunn på et strandområde er kartlagt på grunnlag av tidligere oljeulykker. Vurderinger av mulige skader ved oljesøl i norske forhold er gjort av bl.a. Lein *et al.* 1992, 1993; Mannvik & Larsen 1992, Oug *et al.* 1992, Larsen *et al.* 1993.

Plasseringen av ulike strandtyper i sårbarhets kategorier er vist i **tabell 4**. "Skadenøkkelen" er presentert i **tabell 5**. Skadenøkkelen refererer seg til vann-fri olje, dvs. den er ikke beregnet for oljeemulsjon. Nøkkelen er imidlertid laget slik at det er tatt hensyn til at oljen mest trolig vil emulgere. Grenseverdiene er derfor satt svært lavt, og skal fange opp at selv om mengden øker ved at det dannes emulsjon, så vil ikke skadeomfanget øke. Nøkkelen angir en grov sammenheng mellom den akkumulerte oljemengden som ankommer en 15×15 km rute, og skadeomfanget på en avgrenset strandlokalitet. De strandlokalitetene som nøkkelen først og fremst gjelder for er områder som er lokalisert i den ytre kystsonen. Den ytre kystsonen er definert som sonen fra grunnlinjen og 15 km inn mot fastland. Det er ikke forsøkt å ta med i betraktning hvor sannsynlig det er at olje som kommer inn i en 15×15 km rute faktisk rammer en enkelt lokalitet, men det er antatt at oljen gjør det i 100% av tilfellene. Dette er konservativt, men en praktisk antagelse. For strandlokaliteter som ligger innenfor den ytre kystsonen er det angitt en nøkkel for hvor mye sannsynligheten for stranding skal reduseres med.

Begrunnelsen for sammenhengene mellom oljemengde og skadegrad er basert på den informasjonen som foreligger fra tidligere oljeulykker, hvor skadeomfang og restitusjonstid er kartlagt (se f.eks. Sell *et al.* 1995). De fleste av disse ulykkene er skipsforlis nær kysten, og er derfor ikke direkte sammenlignbar med utslipp fra offshore installasjoner, men er det beste datamateriale som foreligger. I tillegg er det gjort vurderinger av hvilke oljemengder som skal til for å tilsøle gitte strandlengder.



## Vedlegg 3

**Tabell 4. Sårbarhet for ulike strandtyper ved oljeforurensning på lokaliteter med ulik værekspone-  
 ning utarbeidet på grunnlag av opplysninger fra SFT (1993), Lein *et al.* 1993 og NOE (1993).**

Sårbarhet	Væreksponeering (bølgeeksponeering)	
	Moderat eksponerte og beskyttede strandhabitater	Eksponerte strandhabitater
1 - Lav		<ul style="list-style-type: none"> <li>· sandstrand</li> <li>· grus-/steinstrand</li> <li>· hardbunnsfjære</li> <li>· grusfjæresone</li> </ul>
2 - Midlere	<ul style="list-style-type: none"> <li>· tangstrand/salteng</li> <li>· sandstrand</li> <li>· grus-/steinstrand</li> <li>· sand-/grusfjære</li> </ul>	
3 - Høy	<ul style="list-style-type: none"> <li>· leirstrand/strandeng</li> <li>· hardbunnsfjære</li> <li>· leire-/mudderfjære</li> </ul>	

**Tabell 5. Sammenheng mellom akkumulert oljemengde i en kystrute med en strand-VØK, og miljø-  
 skaden reflektert ved restitusjonstid for skadene etter oljeforurensningen.**

Kategori for sårbarhet	Akkumulert oljemengde i ruten (tonn)	Konsekvenskategorier basert på restitusjonstid				
		1 < 2 år	2 2-5 år	3 5-10 år	4 10-20 år	5 ≥ 20 år
	< 150	100%				
1	150-1500	70%	30%			
	≥ 1500	40%	50%	10%		
2	< 150	50%	50%			
	150-1500		60%	40%		
3	≥ 1500		20%	80%		
	< 150		50%	50%		
3	150-1500			50%	50%	
	≥ 1500				80%	20%



**Vedlegg 3**

*Virkningshypoteser (VH):*

**VØK: Strandhabitater**

**VH nr. 6**

**Virkningshypotese (VH): Sårbarhets kategorier**

Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i **tabell 4**.

**Forklaring:**

Sårbarhetskategoriene henspeiler på sårbarheten for eksponering for olje, dvs. hvilket skadeomfang kan man forvente ved påslag av olje på strandtypen. Sårbarhetskategoriene er basert på forventet restitusjonstid for et fullstendig ødelagt samfunn. Restitusjonstider for et fullstendig ødelagt strand-samfunn er basert på bl.a. SFT (1993), NOE (1993) og Lein *et al.* (1993).

**Kategori:**

**Begrunnelse:**

**Anbefalinger, forskning:**

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:**

**Anbefalinger, overvåkning:**

**Litteratur:**

Lein et al 1993  
NOE, 1993  
SFT, 1993

*Virkningshypoteser (VH):*

<b>VØK: Strandhabitater</b>	<b>VH nr. 7</b>
<b>Virkningshypotese (VH): Skadegrad</b>	
Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.	
<b>Forklaring:</b>	
<p>Det finnes en positiv korrelasjon mellom dose og respons for organismers eksponering for olje, hvilket også innebærer at det er en positiv korrelasjon mellom oljemengde og skade på en gitt strandtype. Olje vil skade organismene på stranden ved akutt giftighet, mekanisk tildekking og arealbeslag, og vil kunne redusere funksjonaliteten til strandhabitatet ved gjøre det mindre egnet som næringsområde for f.eks. sjøfugl (se flykartet for VØK-strandhabitater). Ulike strandtyper har ulik sårbarhet for oljeforurensning, og det vil derfor være ulike korrelasjoner mellom oljemengde og skade for ulike strandtyper.</p> <p>Skadeomfanget på en strand kan uttrykkes på grunnlag av skadens geografiske utstrekning, skadens størrelse og restitusjonstiden; eller synonymt rom, forstyrrelsesgrad og tid slik som beskrevet av Thomassen <i>et al.</i> (1995). Siden skadens utstrekning ivaretas når man definerer en VØK (og dens utstrekning), og skadens størrelse direkte bestemmer restitusjonstiden for skaden, kan oljemengde og sårbarhet brukes direkte til å anslå restitusjonstid alene (se flykart for VØK-strandhabitater).</p>	

<b>Kategori:</b>	
------------------	--

<b>Begrunnelse:</b>
---------------------

<b>Anbefalinger, forskning:</b>
<b>Anbefalinger, kartlegging/registrering:</b>
<b>Anbefalinger, overvåkning:</b>
<b>Litteratur:</b> Thomassen et al. 1995



### Vedlegg 3

#### Virkningshypoteser (VH):

<b>VØK: Strandhabitater</b>	<b>VH nr. 8</b>
<b>Virkningshypotese (VH): Restitusjonstid</b>	
Skadeomfanget for et strandhabitat kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i <b>tabell 5</b> , gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen ( <b>tabell 4</b> ) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.	
<b>Forklaring:</b>	
Det finnes en positiv korrelasjon mellom dose og respons for organismers eksponering for olje, hvilket også innebærer at det er en positiv korrelasjon mellom oljemengde og skade på en gitt strandtype uttrykt ved restitusjonstid (se flykart for VØK-strandhabitat). Ulike strandtyper har ulik sårbarhet for oljeforurensning, og det vil derfor være ulike korrelasjoner mellom oljemengde og skade for ulike strandtyper.	

<b>Kategori:</b>	
------------------	--

<b>Begrunnelse:</b>
---------------------

<b>Anbefalinger, forskning:</b>
<b>Anbefalinger, kartlegging/registrering:</b>
<b>Anbefalinger, overvåkning:</b>
<b>Litteratur:</b>

#### 4.4 Beskrivelse av VØK-Fiskebestander

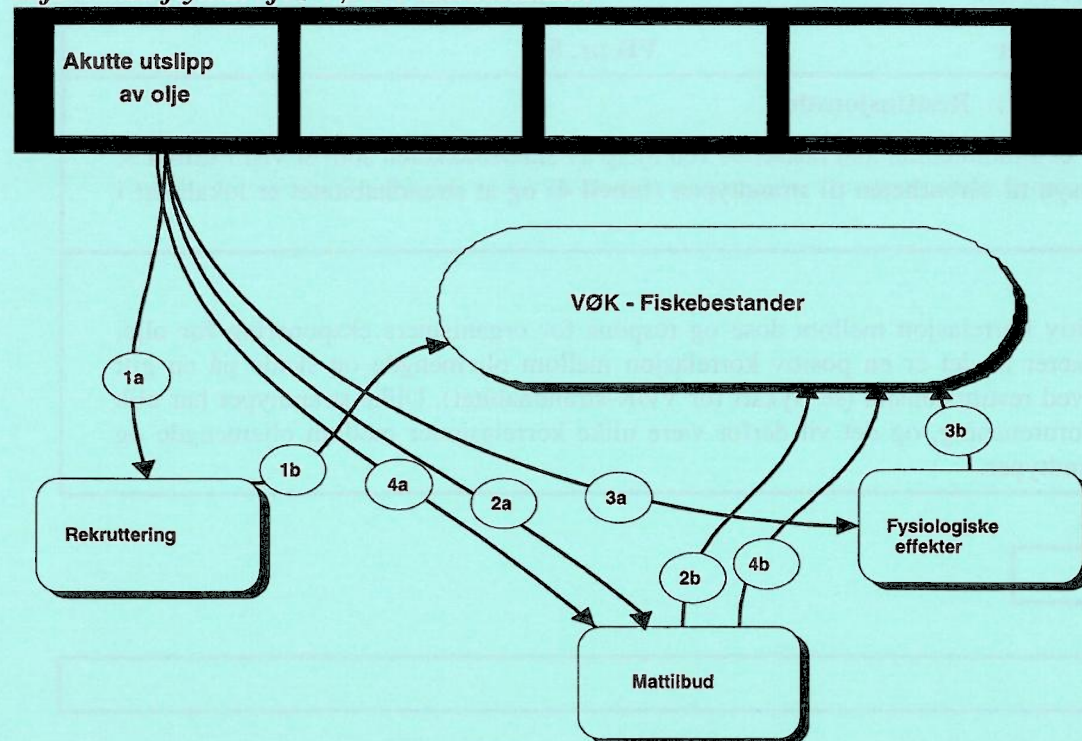
<b>VØK: Fiskebestander</b>
<b>Beskrivelse:</b>
Bestander av marin fisk.

<b>Kategori:</b>	<b>1. Eksisterende</b>	<input checked="" type="checkbox"/>
	<b>2. Ny</b>	<input type="checkbox"/>
	<b>3. Elimineres</b>	<input type="checkbox"/>

<b>Begrunnelse for VØK (kategori 1, max 10 linjer):</b>
Bestander av fisk er valgt som VØK på bakgrunn av kommentarer knyttet til at MIRA metoden ikke betrakter skade på bestander av marin fisk ved beregning av risiko.
<b>Begrunnelse for endring (kategori 2 eller 3, max 10 linjer):</b>
<b>Litteratur:</b>



### Skjematisk flytkart for VØK-Fiskebestander



#### Forklaringer til koblingene (max 2 linjer for hver kobling):

- 1a Olje vil påvirke overlevelse av egg og larver.
- 2a Olje vil endre mattilgangen som følge av dødelighet av byttedyr.
- 3a Olje kan påvirke fysiologiske faktorer (vekst og dødelighet).
- 4a Olje vil endre mattilgangen som følge av dødelighet av fyttoplankton.

#### Bakgrunn for Virkningshypoteser (VH)

##### VØK: Fiskebestander

Hos fisk er høy følsomhet overfor olje begrenset til egg og tidlig larvestadie. Olje i konsentrasjoner på 30-50 ppb (vannløselige BTX komponenter) kan gi økt dødelighet på tidlige stadier av fiskelarver, dvs. de første 6-8 ukene etter klekking. Følsomheten for oljehydrokarboner ser ut til å være størst hos torskefisk som torsk, hyse og sei, mens feitere fisk som sild, makrell og lodde ser ut til å tåle høyere oljekonsentrasjoner uten å ta skade (Serigstad 1991). Imidlertid anses et oljeutslipp på norsk sokkel å ha liten konsekvens for hyse- og seibestanden, fordi gytingen foregår over store områder, og yngelen har nådd en viss størrelse før den kommer inn over norsk kontinentalsokkel (Fossum og Øiestad, 1992). Eventuelle skader vil være begrenset til de områder som forurenses mens oljen er fersk, dvs. innenfor ca. to døgnns drivtid (NOE 1993).

Norsk-arktisk torsk synes å være den arten som i størst grad vil kunne rammes av et stort oljesøl. Imidlertid synes de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå (Fossum og Øiestad, 1992).

Erfaringer etter større oljesøl tilsier at skader på fiskebestander bare inntreffer i beskjedent omfang, selv om det er registrert betydelig dødelighet av egg og larver i enkelte tilfeller (Dunnet og Clark 1994).



**Virkningshypoteser (VH):**

**VØK: Fiskebestander**

**VH nr. 9**

**Virkningshypotese (VH): Skade på fiskebestander**

Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.

**Forklaring:**

I MIRA metoden beregnes det ikke skade for fiskebestander som følge av akutte oljeutslipp. Dette er begrunnet ved erfaringsmateriale fra tidligere oljesøl, der skade på bestandsnivå på marin fisk har vist seg å være minimalt, selv om det er påvist en stor dødelighet av egg og larver.

**Kategori:**

**Begrunnelse:**

**Anbefalinger, forskning:**

**Anbefalinger, kartlegging/registrering:**

**Anbefalinger, overvåkning:**

**Litteratur:**

## 5. Referanser

- Anker-Nilssen, T., 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Direktoratet for naturforvaltning. Viltrappport nr. 44.
- Anker-Nilssen, T., 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding, 310: 1-18.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1993. Census and monitoring of Puffins *Fratercula artica* on Røst, N Norway. *Ornis Scandinavica*, 24: 1-9.
- Barrett, R.T. & Vader, W. 1984. The status and conservation of breeding seabirds in Norway. In Croxall, J.P., Evans, P.G.H. and Schreiber, R.W. (Eds). Status and conservation of the world's seabirds: 323-333. ICPB Tech. Publ., 2. Cambridge.
- Brown, R.G.B., 1985. The Atlantic Alcidae at sea. I Nettleship, D.N. & Birkhead, T.R., red. The Atlantic Alcidae. Academic press, London. s. 384-427.
- Brun, E. 1979. Present status and trends in populations of seabirds in Norway. In: Bartonek, J.C. and Nettleship, D.N. (Eds). Conservation of Marine Birds of Northern North America, pp 289-301. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Research Report, No. 11. Washington D.C.
- Croxall, J.P. 1977. The effects of oil on seabirds. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., 171: 191-195.
- Clark, R.B. 1984. Impact of oil pollution on seabirds. *Environmental Pollution (Series A)*, 33: 1-22.
- Dunnet, G.M. 1982. Oil pollution and seabird populations. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 297: 413-427.
- Dunnet G.M. & R.B. Clark 1994. Impact assessment for the Opening of New areas at the Norwegian Continental Shelf to Oil Activities. Review of methodology and conclusions. Report to OLF.
- Erikstad, K.E., Barret, R. & Mehlum, F. 1990. What determines the distribution of seabirds at sea? *Polar Res.* 8: 1-97.
- Fossum P. & V. Øiestad 1992. De tidligste livsstadiene fra fisk i møte med petroleumsvirksomheten. Sluttrappport fra HELP-programmet. Havforsknings-instituttet.
- Geraci, JR, & St. Aubin, DJ. 1982 Effects of oil on cetaceans. -Final Rep. Part I. U.S.Dept. of the Interir, Minerals Manage. Serv., Washington DC

- Harris, M.P. & Murray, S. 1983. Monitoring of Puffin numbers at Scottish colonies. *Bird Study*, 28: 15-20.
- Harris, M.P. 1983. Biology and survival of the immature Puffin, *Fratercula arctica*. *Ibis*, 125: 56-73.
- Hatchwell, B.J. & Birkhead, T.R. 1991. Population dynamics of Common Guillemots *Uria aalge* on Skomer Island, Wales. *Ornis Scandinavica*, 22: 55-59.
- Holling, C.S., 1978. Adaptive environmental assessment and management. John Wiley & Sons: Chichester-New York-Brisbane-Toronto.
- Hunt, G.L., & Schneider, D.C. 1987. Scale dependent processes in physical and biological environment of marine birds. I Croxall, J.P., red. Seabirds feeding biology and role in marine ecosystems. Cambridge Univ. Press, Cambridge. s. 7-41.
- Hunt, G.L., 1990. The Pelagic distribution of marine birds in a heterogenous environment. *Polar Res.* 8: 17-23.
- Indian and Northern Affairs Canada, 1992a. Beaufort Region Assessment and Monitoring Programme (BREAM). Final report for 1990/1991. Environmental Studies no. 67, 416 pp.
- Indian and Northern Affairs Canada, 1992b. Beaufort Region Assessment and Monitoring Programme (BREAM). Final report for 1991/1992. Environmental Studies no. 69, 359 pp.
- Indian and Northern Affairs Canada, 1993. Beaufort Region Assessment and Monitoring Programme (BREAM). Final report for 1992/1993. Environmental Studies no. 71, 298 pp.
- Jensen et. al, 1991. Jensen B.M., M.Ekker, D. Vongraven & M.Silverstone 1991. Body weight development and termoregulation of oil-contaminated grey seal pups (*Halichoerus grypus*) at the Froan archipelago, Norway. In 14 th. AMOP Tech.Sem. Vancouver Canada. Environment Canada.
- Jødestøl, K.A., E.Sørgård, E.Hoell, B.Fredheim, 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Metodebeskrivelse. DNV rapport nr. 95-3562. Rettet mars 1996.
- Larsen , L.-H., Evenset, A. & Falk-Petersen, I.B., 1993. Effekter av olje på bløtbunnssamfunn i fjæra og på grunt vann. Sårbarhetsvurdering av bløtbunnsfjæra i Midt-Norge. Akvaplan-niva rapport 92304.01.01.
- Lein. T.E., Hjolman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A., 1992. Oljeforurensning i hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM rapport nr. 23, Universitetet i Bergen, 41s.
- Lein. T.E., Hjolman, S., Fosså, J.H., Årrestad, K. & Mortensen, P.B., 1993. Oljeforurensning på hardbunn. Fjæresonen og tareskogsområder i Midt-Norge. IFM rapport nr. 4.
- Mannvik, H-P. & Larsen, L-H., 1992. Kunnskapsbase om fjæra og gruntvannsområder i Midt-Norge. Akvaplan-niva rapport nr. 90129.01.02.
- Mead, C. J. 1974. The results of ringing auks in Britain and Ireland. *Bird Study*, 21: 45-86.
- Nærings- og energidepartementet (NOE), 1993. Konsekvensutredning for Midt-norsk sokkel. Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebasenget, Vøringbasenget I og II for letevirsomhet. September 1993.
- Oug, E., Jacobsen, T. & Åsen, P.A., 1992. Strandsonen i Skagerrak. Organismer i fjæra og vurdering av sårbarhet på organismesamfunn ved oljeforurensning. NIVA rapport 0-90071, 61s.
- Piatt, J.F. and R.G. Ford. 1993. Distribution and abundance of *Marbled murrelets* in Alaska. *The Condor*, 95: 662-669.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D.R., 1990. Immediate impact of the 'Exxon Valdez' oil spill on marine birds. *Auk*, 107: 387-397.
- Schneider, D. 1990. Seabirds and fronts: A brief overview. *Polar Res.* 8: 17-23.
- Serigstad, B. 1991. Effekter på fiskeegg og larver av Gullfaks og Veslefrikk råoljer. HSM rapport 15. Havforskningsinstituttet.
- SFT, 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. TA-1019.
- Sell, D., Conway, L., Clark, T., Picken, G.B., Baker, J.M., Dunnet, G.M., McIntyre, A.D. & Clark, R.B., 1995. Scientific criteria to optimize oil spill cleanup. Spill Management/ mitigation. Oil Spill Conference 1995.
- Smith, T.G., J.R.Geraci & B.C.Victoria. 1975. Effect of contact and injection of crude oil on ringed seals. Beaufort Sea project. Techn. rep. no 5.
- Smith, TG, Geraci, JR, & St. Aubin, DJ. 1983 The reaction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to a controlled oil spill. *Can.J. Fish.Aquat.Sci.* 40:1522-1527



### Vedlegg 3

- Stowe T.J. 1982. Recent population trends in cliff breeding seabirds in Britain and Ireland. *Ibis*, 124: 502-510.
- Sørgård, E., K.A.Jødestøl, E.Hoell, B.Fredheim, 1995. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Grunnlagsrapport. DNV rapport nr. 95-3563. 1995.
- Swann, R.L. & Ramsay, A.D.K. 1983. Movements from and age of return to an expanding guillemot colony. *Bird Study*, 30: 207-214.
- Tasker, M.L., Webb, A., Hall, A.J., Pienkowski, M.W. and Langslow, D.R. 1986. Seabirds in the North Sea. Final report phase 2. Nature Conservancy Council. Aberdeen, Scotland.
- Thomassen, J., Andresen, K.H. & Moe, K.A., 1995. Petroleumsvirksomhet i Barentshavet nord - letevirksomhet. Arbeidsdokument fra AKUP/AEAM-seminar i Trondheim 22. og 23 februar 1995. NINA Oppdragsmelding 355: 1-154.
- Tull, C.E., Germain, P. & May, A.W. 1979. Mortality of thick-billed murres in the West Greenland salmon fishery. *Nature*, 237: 42-44.
- Ugland, K.I. & Jødestøl, K.A., 1996. Population dynamics as a tool in classification of environmental damage. DNV report no. 96-3313.
- Wiens, J.A., 1995. Is oil pollution a threat to seabirds? Lessons learned from the *Exxon Valdez* oil spill. Proceedings of the 5th International Seabird Group conference. Glasgow, 24-26 march 1995. Publ. by The Seabird Group (ed. M.L. tasker).

Gruppe: 1

### A. Evaluering av utvalgte VØKer:

VØK nr:	Utvalgte VØKer i MIRA	Ref. til vedl. 1	Er begrunnelsen tilstrekkelig for å ta med VØK? (Ja/Nei)	Enighet i gruppa (Ja/Nei)
1	Sjøfuglpopulasjoner	s 5	Ja	Ja
2	Sjøpattedyr	s 15	Ja	Ja
3	Strandhabitater	s 21	Ja	Ja
4	Fiskebestander	s 28	Ja	Ja

Eventuell begrunnelse for å utelukke VØK nr: Ingen

### B. Forslag til eventuelt nye VØKer:

VØK nr:	Navn på eventuelt nye VØKer
5	
6	
7	
8	

Begrunnelse for å ta med ny(e) foreslåtte VØKer: Ingen  
Begrunnelse for å utelukke ny(e) foreslåtte VØKer: Ingen

Litteratur:

Andre kommentarer fra gruppa:

- VØK'ene bør presiseres til sjøfugl/sjøpattedyr og fiskepopulasjoner.
- Bør ha mer utfyllende beskrivelse/definisjon av hva de enkelte overordnede VØK'ene omfatter (f.eks. iskant under "strand" inkludere taesskog i "strand"?)
- Etterlyser konkret gang fra overordnede til detaljerte VØK'er.
- Dissens om hvorvidt plankton (virvelløse dyr) bør være med i like stor grad som fisk. Det ble stilt spørsmål om hvorfor det ble kuttet ut deler av miljøet allerede i forkant.



## Vedlegg 4a

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria  
Gruppearbeid 1

SKJEMA 1

Gruppe: 2

### A. Evaluering av utvalgte VØKer:

VØK nr:	Utvalgte VØKer i MIRA	Ref. til vedl. 1	Er begrunnelsen tilstrekkelig for å ta med VØK? (Ja/Nei)	Enighet i gruppa (Ja/Nei)
1	Sjøfuglpopulasjoner	s 5	Ja	Ja
2	Sjøpattedyr	s 15	Ja	Ja
3	Strandhabitater	s 21	Ja	Ja
4	Fiskebestander	s 28	Uforståelig (Ja)	Ja

Eventuell begrunnelse for å utelukke VØK nr:

- Referanse til definisjon av VØK: Viktig for lokalbefolkningen, samt økologisk verdi

### B. Forslag til eventuelt nye VØKer:

VØK nr:	Navn på eventuelt nye VØKer
5	
6	
7	
8	

Begrunnelse for å ta med ny(e) foreslåtte VØKer: Ingen

Begrunnelse for å utelukke ny(e) foreslåtte VØKer: Ingen

Litteratur:

Andre kommentarer fra gruppa:

- VØK-definisjon foregriper begivenhetenes gang (pkt. 4 - dimensjonerende med hensyn på gjennomføring av risikoreduserende tiltak). Frikoblet fra restitusjonstid?
- Begrunnelse for utvalgte VØK'er er tilstrekkelig - men ikke fullstendig.
- VØK - strand- bør vurdere å inkludere de grunneste områder i sublitoralen.
- Utvelgelse av VØK. Bli alle analysert? Valg/forkastning - utvelgelseskriterier.
- Ref. s. 8, 2. avsnitt - 1. setning (se Vedlegg 3) bør det gis referanse til.

**Vedlegg 4a**

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria  
Gruppearbeid 1

SKJEMA 1

**Gruppe: 3**

**A. Evaluering av utvalgte VØKer:**

VØK nr:	Utvalgte VØKer i MIRA	Ref. til vedl. 1	Er begrunnelsen tilstrekkelig for å ta med VØK? (Ja/Nei)	Enighet i gruppa (Ja/Nei)
1	Sjøfuglpopulasjoner	s 5	<b>Ja</b>	<b>Ja</b>
2	Sjøpattedyr	s 15	<b>Ja</b>	<b>Ja</b>
3	Strandhabitater	s 21	<b>Ja</b>	<b>Ja</b>
4	Fiskebestander	s 28	<b>Ja</b>	<b>Ja</b>

Eventuell begrunnelse for å utelukke VØK nr: **Ingen**

**B. Forslag til eventuelt nye VØKer:**

VØK nr:	Navn på eventuelt nye VØKer
5	
6	
7	
8	

Begrunnelse for å ta med ny(e) foreslåtte VØKer: **Ingen**

Begrunnelse for å utelukke ny(e) foreslåtte VØKer: **Ingen**

Litteratur:

Andre kommentarer fra gruppa: **Ingen**



**Vedlegg 4a**

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria  
Gruppearbeid 1

SKJEMA 1

**Gruppe: 4**

**A. Evaluering av utvalgte VØKer:**

VØK nr:	Utvalgte VØKer i MIRA	Ref. til vedl. 1	Er begrunnelsen tilstrekkelig for å ta med VØK? (Ja/Nei)	Enighet i gruppa (Ja/Nei)
1	Sjøfuglpopulasjoner	s 5	Ja	Ja
2	Sjøpattedyr	s 15	Ja	Ja
3	Strandhabitater	s 21	Ja	Ja
4	Fiskebestander	s 28	Ja	Ja

Eventuell begrunnelse for å utelukke VØK nr: **Ingen**

**B. Forslag til eventuelt nye VØKer:**

VØK nr:	Navn på eventuelt nye VØKer
5	
6	
7	
8	

Begrunnelse for å ta med ny(e) foreslåtte VØKer: **Ingen**  
Begrunnelse for å utelukke ny(e) foreslåtte VØKer: **Ingen**

Litteratur:

Andre kommentarer fra gruppa:

- **Navn på VØK'ene foreslås endert:**  
Sjøfuglpopulasjoner → Marine fuglepopulasjoner  
Sjøpattedyr → Marin pattedyrpopulasjoner  
Fiske bestander → Fiskepopulasjoner
- Hvis metoden brukes i Barentshavet må nye arter under VØK'ene evalueres.
- Konsistent bruk av begreper i rapporten (eks. bestand - populasjon)

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

**Forslag: Omforme til "Offentlig materiale godt nok for MIRA"**

Kategori: Varierende: Tycho: A/Karl: B/Lars: C/Kjell: C/Jon: C/Morten: A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall)

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- Kategoriene like egnet til å vurdere VH1 + uenighet om hypotesen selv. Behov for mer data.

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori: B

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- Hva ligger i ordet "offentlig"? Hvorfor tas dette med?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori: B/C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6 B

Nei (antall): 1 C

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- "Hypotesen" er testbar - men ikke verifisert - C

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Hypotesen bør testes for et utvalg av populasjoner og utvalgte sesonger**

Kartlegging/registrering:

- **Kartlegging av næringsområder, med tilhørende tettheter i ulike sesonger**
- **Kartlegging av de enkelte bestandsandelens fordeling ("Floating-population")**
- **Kvalitetskontroll av data er viktig**

Overvåking:

- **"Kontinuerlig" oppdatering av data for viktige bestander**

Annet:

- **Sjøfugldatabasen bør gjøres offentlig tilgjengelig. Usikkerheten i data-materialet må gjøres synlig i analysene og krav til graden av nøyaktighet**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

**Gruppe nr. 4**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH1: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori: **A**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): **Alle**

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Det må opprettes datalinker mellom databaser som muliggjør hurtig tilgang på best mulig informasjon. Databasene må tilrettelegges for dette**
- **Følgende setning i forklaring foreslås fjernet: " I de tilfeller der det foreligger....."**

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH2: Sårbarhets kategorier: Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i tabell 1 (s. 9).**

Kategori: B/C

**Kommentarer: Betrakter virkningshypotesen isolert, tas ikke med i betraktning for videre bruk i analysen.**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 4 B

Nei (antall): 2 C

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- **C: Kvantitativ anvendelse av sårbarhet må verifiseres - men kan akseptere B hvis den bare benyttes for kategorisering av sårbarhet**
- **B: Metode benyttet av fagmiljøene for å rangere sårbarhet**

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Verifisere sårbarhet av arter - eksperimentelle utslipp + overvåking reelle utslipp**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Beredskap på studier i tilfelle større utslipp adferd og fysiologiske studier/individuelle effekter av tilsøling**
- **Behov for årstidsspesifiserte sårbarhetsmatriser**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH2: Sårbarhets kategorier: Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i tabell 1 (s. 9).**

Kategori:

B

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH2: Sårbarhets kategorier: Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i tabell 1 (s. 9).**

**Kommentarer: Forslag til ny formulering: «Sårbarheten til ulike sjøfugl kan kategoriseres som vist i tabell 1.**

Kategori:

**B**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Verifisering av havørnas sårbarhet (jfr. Exxon)**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 1

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH2: Sårbarhets kategorier: Den individuelle sårbarheten til ulike sjøfuglarter kan kategoriseres som vist i tabell 1 (s. 9).**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Sesongvariasjoner må inkluderes i tabellen**
- **Avklaring av hva man mener med individuell sårbarhet**

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH3: Effektgrad i 15x15 km rute: Effektgraden i en 15x15 km rute, uttrykt ved prosent av akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik individuell sårbarhet ved hjelp av tabell 2 (s. 9).**

Kategori:	<b>A/B/C: Karl B : Overdrevet dødeligheten - fra max 60% til max 30-50%?; Tycho A: Grunnlaget mangler - redd for å gi absolutte resultater, kan bare brukes til rangering; Morten : ?; Lars B: "best available"; Kjell C: aksepter prinsipper - grunnlaget kan forbedres.</b>
-----------	---

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- **Mangler grunnlag for å verifisere tallene i tabellen- tror ikke man kan komme frem til tall. Kan bruke metodikk til rangering.**
- **Tabellen overdriver dødeligheten - tallene for konservative**

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Systematisere eksisterende data for bedre å begrunne/forbedre tabellen.**

Tillegg/kommentarer:

- **Kritisk til bruk av EXXCON. Hovedkilde - spørsmål om man vet hvor mye olje som nådde frem til sjøfuglområdene (Jon).**
- **Tabellen kan brukes til å gi et relativt bilde av effekt**
- **Noen mener dette er en egnet framgangsmåte for dårlig grunnlag**
- **Kjell: tabellen fornuftig/rimelig avslag**
- **Tycho: neither not?**
- **Kommentarer fra Tycho og Jon Rytter Hasle til VH3:**

**(I en viss grad) oljemengde og i større grad berørt areal i en rute vil forventes å være viktige skadedimensjonerende faktorer, men det finnes ikke empiri som kan nyttes til å tallfeste % verdier i matrisen. Det er derfor ikke mulig å sette opp et sett av verdier som kan gis betegnelsen "rimelig pålitelig", og som kan aksepteres som faglig fornuftig.**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH3: Effektgrad i 15x15 km rute: Effektgraden i en 15x15 km rute, uttrykt ved prosent av akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik individuell sårbarhet ved hjelp av tabell 2 (s. 9).**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- (Stryk ordet forskning), og sett inn: «Verifisering av det kvantitative i tabellen ved modellering/simulering

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Gruppen har ikke problemer med å akseptere 60% effektgrad dersom en kan legge EXXON Valdez til grunn
- Gruppen savner en vurdering av at oljen skifter karakter ved økt avstand (og tid) fra kilden

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

**Gruppe nr. 3**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH3: Effektgrad i 15x15 km rute: Effektgraden i en 15x15 km rute, uttrykt ved prosent av akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik individuell sårbarhet ved hjelp av tabell 2 (s. 9).**

Kategori: **C**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **En grundig gjennomgang av eksisterende litteratur må underbygge tallmaterialet i en slik tabell. Eventuelt sensitivitetstesting eller modellering**
- **Tabellen bør splittes opp på ulike arter og sesonger**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH3: Effektgrad i 15x15 km rute: Effektgraden i en 15x15 km rute, uttrykt ved prosent av akutt dødelighet, kan anslås for ulike sjøfuglarter med ulik individuell sårbarhet ved hjelp av tabell 2 (s. 9).**

Kategori: A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Relatert til sammenheng mellom mengde olje og skade**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Tabellen slik den foreligger kan ikke brukes. Prosentverdiene er overført fra populasjons-reduksjoner til ruter. Andre variable som forvitring, tid og nedre grense bør vurderes.**
- **Gruppen antar at det er sammenheng mellom mengde olje og skade. Tankegangen kan derfor brukes**

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH4: Estimering av restitusjonstid: Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i tabell 3 (s. 9).**

Kategori:

A-C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- Prinsippet akseptabelt, men tvil om at man har tall som kan legges inn i matrisen
- Matrise bør utarbeides spesifikt for ater som vurderes
- Restitusjon avhengig av bestandsituasjon

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Etablere datagrunnlag for aktuelle arter, for artsspesifikke tabeller
- Tilleggs kommentar: Mange norske sjøfuglbestander i nedgang, (>50%?) - spørsmål om de har buffer kapasitet/ekstra vekstpotensiale
- Behov for egen vurdering av bestander som er i nedgang.



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH4: Estimering av restitusjonstid: Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i tabell 3 (s. 9).**

Kategori:

C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

- (Stryk ordene kartlegging og registrering), og sett inn: «verifisering av tabellverdier».

Overvåking:

Annet:

- Gruppen mener: I mildere år vil sjøfuglbestandene "erfare" tetthetsavhengige responser som øker gjenvekstraten når dødeligheten har vært stor, dvs. den resterende tiden blir kortere.
- Dersom populasjons reduksjonen inkluderer ungfugl, vil dette ha mindre effekt på bestanden. Deres bidrag er mindre viktig.

## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH4: Estimering av restitusjonstid: Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i tabell 3 (s. 9).**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

- **Langtidsovervåking og merking av årsklasser av utvalgte bestander**

Annet:

- **En kritisk gjennomgang av data, andre arbeider (Hornøya, Murmansk) med sterkere analogi til hendelser av typen oljesøl (akutt dødelighet)**
- **Gjennomføre en sensitivitets analyse av tabell 3**



## Vedlegg 4b

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 2

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøfuglpopulasjoner**

**VH4: Estimering av restitusjonstid: Restitusjonstiden for sjøfuglpopulasjoner som vil kunne realisere sitt vekstpotensiale etter en akutt populasjonsreduksjon kan anslås ved hjelp av nøkkelen i tabell 3 (s. 9).**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Forskning på/utvikling av modeller**
- **Bedre info om endel populasjonsparametre**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

**Vedlegg 4c**

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

**Gruppe nr. 1**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH5: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes \*på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

**Kommentar: \*Presiser godt nok.**

Kategori:

**B/C**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- **Mangler data for enkelte bestander**

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Telling pågår. Registreringer forutrettes gjort offentlig tilgjengelig. Spørsmål om data grunnlaget er tilstrekkelig for å fordele på 15x15km ruter - behov for retningslinjer for hvordan dette skal gjøres.**
- **Foreslår sjøpattedyr utvidet til marine pattedyr.**



**Vedlegg 4c**

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

**Gruppe nr. 2**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH5: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori:

**Varierende: A - Havert - utenom forplantningssesong;  
B - Oter/steinkobbe/havert - forplantningssesong**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): **6**

Nei (antall): **0**

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Gruppen er enige om at det ikke er behov for videre undersøkelser for gjennomføring/ input til MIRA.**

## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH5: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori:

**B**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Forutsetter en jevnlig/kontinuerlig oppdatering av data



## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH5: Fordeling av populasjoner i analyseområdet: Geografisk fordeling av en populasjon for ulike sesonger defineres/bestemmes på grunnlag av offentlig tilgjengelig litteratur/informasjon.**

Kategori:

A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Som for VH 2

## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

### Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

#### VØK: Sjøpattedyr

**VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner:** Skadeberegninger på sjøpattedyrpopulasjoner <sup>1</sup> er ikke inkludert i MIRA-metoden fordi <sup>2</sup> sjøpattedyr ikke er like sårbare for olje som sjøfugl og strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig.

Kommentarer:

<sup>1</sup>. Kan ekskluderes

<sup>2</sup>. Marine pattedyr (dvs. inkl. oter og isbjørn)

Kategori:

Varierende: Hval og annen sel: B; Oter: A; Kystsel: C; Isbjørn: A

### Er gruppa enig i konklusjonen?

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

### Eventuelle anbefalinger for å løse problemet

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Kystsel: Undersøkelse om individuell sårbarhet av kystsel større enn moderat - verifisere bedre at kystsel kan utelukkes**

Tilleggskommentarer:

- **Stor individuell sårbarhet av oter og isbjørn**
- **Stiller spørsmål om definisjon av oterpopulasjoner**



## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

### Gruppearbeid 3

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner: Skadeberegninger på sjøpattedyrpopulasjoner er <sup>1)</sup> (ikke inkludert i MIRA-metoden fordi sjøpattedyr ikke er like sårbare for olje som sjøfugl og strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig).**

**Kommentarer:** <sup>1)</sup> Teksten bør skrives om: «begrenset til havert i forplantnings-sesongen, fordi skader på populasjons nivå er lite sannsynlig for havert i andre årstider. Oter og steinkobbe er ikke inkludert da det ikke forventes å gi skade på populasjons nivå».

Kategori: A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Vi forutsetter at MIRA (VØK) ikke benyttes i isfylte farvann
- Gruppen er opptatt av oterens internasjonale verneverdi

## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner: Skadeberegninger på sjøpattedyr populasjoner er ikke inkludert i MIRA-metoden fordi sjøpattedyr ikke er like sårbare for olje som sjøfugl og strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig.**

Kategori:

A

**Kommentar: I visse tilfeller er det nødvendig å gjennomføre skadeberegning for sjøpattedyr.**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Det bør etableres skadenøkler for ulike arter, jfr. tabell 2 og 3
- Isbjørn og arktiske arter? Bør inkluderes!



## Vedlegg 4c

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 3

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Sjøpattedyr**

**VH6: Skade på sjøpattedyrpopulasjoner: Skadeberegninger på sjøpattedyrpopulasjoner er ikke inkludert i MIRA-metoden fordi sjøpattedyr ikke er like sårbare for olje som sjøfugl og strandområder, og fordi skader på populasjonsnivå er lite sannsynlig.**

Kategori:

A/C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Til C: Metoden må verifiseres for å sikre at sjøfugl og strand alltid gir høyere risiko for skade enn sjøpattedyr**
- **Til A: Kan ikke utelukke skaden på populasjonsnivå for enkelte arter**

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 4

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH7: Sårbarhets kategorier: Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i tabell 4 (s. 25).**

Kategori:

B

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- "Svaberg" bør plasseres i tabellen, sammen med iskant og tareskog
- Diskusjon om hvordan strandområder behandles i forhold til sjøfugl i MIRA
- Betraktes strandområder isolert uten å skjele til nabo-områder?
- Restriksjon avhengig av nabo-områder?



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 4

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH7: Sårbarhets kategorier: Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i tabell 4 (s. 25).**

Kategori: **B (Forutsatt oppklaring med hensyn til tangstrand)**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/\*registrering :

- \* ordet bør strykes
- Begrunne hvorfor eventuelle grunne sublitorale soner ikke skal inkluderes i analysen.

Overvåking:

Annet:

- Tangstrand - hva menes her? Ukjent. (ref. s 73 i grunnlagsrapporten) Har denne høy sårbarhet?
- Dersom ja, bør denne flyttes opp. Dersom tangvoller, så hører dette habitatet til moderat/eksponerte strandhabitater.

Tilleggsopplysninger:

- Den sublitorale sonen ble diskutert; - gradient av påvirkning, avtagende med dypet.
- Tareskog; Kontakt med olje på vei inn til strand og med sedimenter fra strand.
- Strandsand; Sedimentering/tilførsler fra strand.
- Vi har antatt at stranden får de alvorligste konsekvenser/effekt. Vanskelig å finne eksempler hvor dette ikke er tilfelle.
- Vi har savnet en vurdering av grunne sublitorale soner - mangler årsaker til å ekskludere denne fra MIRA-analysen.

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

### Gruppearbeid 4

**Gruppe nr. 3**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH7: Sårbarhets kategorier: Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i tabell 4 (s. 25).**

Kategori: **C**

**Kommentarer:**

- **Tangstrand** - er dette havbunnsfjære ? - se tab. s. 25.
- Hva er forskjellen mellom salteng og strandeng? Salteng - høy sårbarhet.

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- **B/C kategori** - endel av påstandene er allerede verifisert mens andre krever verifisering - både VH7 og VH8 - Olje mengde - skade; Skade - restitusjon

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Verifisering av sårbarhet. (Basert på ikke publisert materiale)**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Fond og "pool"** av ressurser til å iverksette kartlegging ved et eventuelt søl
- **Oppfølging: Utvidelse av VØK-ene - sublitoralen**



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 4

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH7: Sårbarhets kategorier: Sårbarheten til ulike strandtyper kan kategoriseres som vist i tabell 4 (s. 25).**

Kategori:

B

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Det bør vurderes å flytte salteng fra mildere til høy sårbarhet.
- Det bør vurderes om klimatiske forhold har innvirkning på sårbarhet og restitusjonstid

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppe nr. 1

Gruppearbeid 5

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH8: Skadegrad: Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Behov for verifisering - behov for analyse av hvilke parametre som er dominerende (oljemengde/-type/dekningsgrad)?
- Giftighet/- alder.

Tilleggsopplysninger:

- Forutsetter at sårbarhetsvurderingen er konservative. Mulighet for rekruttering fra naboområder.
- Påpekt dårlig (generell) korrelasjon mellom oljemengde og skadeomfang? Stor avhengighet av resultat og samfunnssammensetning + olje type + god artsforvitring.
- Sensitivitets analyse - hvilke parametre er dominerende? (olje type/med dekning /olje-mengde?)
- Foreslås at resultat av analysen benyttes som "indeks for skade" ikke eksakt sannsynlighet for skade "verdien noen hadde fått dersom underlags tabellene var verifisert"



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH8: Skadegrad: Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.**

Kategori:

**B**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Ref. H. Christie/J.A. Berge (1995) - publikasjon: «In site experiments on recolonization on intertidal mudflat fauna to sediment contaminated with different concentrations of oil.»

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

**Gruppe nr. 3**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH8: Skadegrad: Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.**

Kategori: **C**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **En bedre sammenstilling og analyse av erfaringsmateriale og eksperimentelle forsøk for å verifisere**



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH8: Skadegrad: Strandet oljemengde og strandtypens sårbarhet kan brukes til å anslå restitusjonstid for skadevirkningene.**

Kategori:

C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Grad av forvitring og type olje tas med i vurderingen.
- Verifiser skadegrad av små oljemengder

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH9: Restitusjonstid: Skadeomfanget for et strandhabitat kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i tabell 5 (s. 25), gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (tabell 4, s. 25) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.**

Kategori: C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 6

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- Kan ikke gi tilslutning til tallverdiene

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Verdiene må verifiseres og parameterne sensitivitets testes**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Andre parametre må med - oljetype (giftighet)**
- **For stor detalj i tabellen hvis utilstrekkelig datagrunnlag**
- **Diskusjon av tabell 6-3 i metoderapporten; ikke vanskelig å akseptere prinsippet, tallene oppfattes som svært konservative men umulig (?) å verifisere**



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH9: Restitusjonstid: Skadeomfanget for et strandhabitat<sup>1)</sup> kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i tabell 5 (s. 25), gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (tabell 4, s. 25) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.**

**Kommentarer:** <sup>1)</sup> basert på skade på indikator organismer som har en dose respons mht. restitusjonstid

Kategori: **A (Men obs! Nytt forslag som gir B kategori)**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Hvilke arter skal brukes som indikatorer for restitusjonstid for de ulike strandtyper. Utvalg av organismer må gjøres. De må være avhengig av dose.
- Har eksponerte strandtyper høyere sannsynlighet for å bli truffet av olje? Har dette eventuelt blitt tatt hensyn til i tabellen? Akkumuleres olje likt i eksponerte/beskyttede strandområder?
- I prinsippet er tabellen i orden dersom en legger til grunn visse forutsetninger.
- Vanskelig å ha noen mening om akk. oljemengde i rute. Konservativt.

## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 3

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH9: Restitusjonstid: Skadeomfanget for et strandhabitat kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i tabell 5 (s. 25), gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (tabell 4, s. 25) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.**

Kategori:

C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- B/C
- Som for VH 7-8

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- Trenger gode data (lange tidsserier) på ulike habitater/samfunn

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- Sensitivitet
- Differensiering for å øke presisjonen



## Vedlegg 4d

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 5

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Strandhabitater**

**VH9: Restitusjonstid: Skadeomfanget for et strandhabitat kan fastsettes ved hjelp av skadenøkkelen som er vist i tabell 5 (s. 25), gitt at man tar hensyn til sårbarheten til strandtypen (tabell 4, s. 25) og at strandhabitatet er lokalisert i kystsonen.**

Kategori:

C

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Sensitivitetsanalyse**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Drivbane beregningen reflekterer ikke at olje kan spres videre etter første stranding**
- **Kommentarer som for VH8**
- **Gruppen er usikker på om definisjonen av Grunnlinjen kan skape problem for metoden**

Generell kommentar til MIRA metoden:

- **Det må etableres kompetansekrav til det personell som skal gjennomføre metoden.**
- **Vurdere hvor mye som skal inn i metoden og hva som skal vurderes av fagpersonell.**

## Vedlegg 4e

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 6

Gruppe nr. 1

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Fiskebestander**

**VH10: Skade på fiskebestander: Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.**

Kategori:

**B(C)**

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall): 5

Nei (antall): 0

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

- **B - gjelder vandrende bestander med pelagiske egg og larvestadier**
- **C - anadrome fisk - kystbestander**

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Verifisere om olje kan påvirke orienteringsevne til anadrome fisk.**
- **Verifisere om olje kan påvirke bestandsutvikling av kystbestander**

Tilleggsopplysninger:

- **Akseptabelt for bestander i åpent hav - pelagisk fisk, og norsk arktisk atlantiskandisk sild**
- **Mer tvil om kystbestander av torsk og sild**
- **Betrakter fisk i fjæra (litoralt og sublitoralt) som del av "strand" VØK**
- **Bør gå gjennom spekteret av fiskepopulasjoner for å verifisere hypoteser**
- **Anadrome fisk - problemstillinger behandlet i sågard KU og AKUP rapport - hva var konklusjonen?**
- **Akseptabelt for pelagisk fisk med mindre mulighet for å nå store .... av fiskeegg og larver inne 2 døgn (eks. Vestfjorden)**



## Vedlegg 4e

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 6

Gruppe nr. 2

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Fiskebestander**

**VH10: Skade på fiskebestander. Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.**

Kategori:

A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Ny VH bør utarbeides**

Kartlegging/registrering:

- **Fiskegyting i nær strand bør ikke ekskluderes uten begrunnelse.**
- **Begrunnelse for A:**
  - Dersom scenariet (ref. til torsk) hadde vært på en art der gytebestanden bestod av 1-2 klasser, ville 50 % dødelighet i en av årsklassene kunne ha stor betydning på populasjonsnivå.
  - Gyteforhold er forskjellige (aldersstruktur) i de ulike havområdene.

Overvåking:

Annet:

**Gruppe nr. 3**

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Fiskebestander**

**VH10: Skade på fiskebestander. Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.**

Kategori: (A)

Kommentarer:

- Blank kategori?
- Gruppen besitter ikke spisskompetanse til å evaluere denne godt. Godt nok?

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Lodde (Barentshavet)**
- **Andre økologiske viktige arter**

Kartlegging/registrering:

- **Bør følge logikken i klassifisering som for andre VØKer**
- **Individuell sårbarhet**
- **En eventuell ekskludering ut fra populasjonsmessige betraktninger**

Overvåking:

Annet:

- **En annen spredningskilde fra undervanns utblåsning → fisk vil spille en annen rolle (sårbarhet -konsekvens)**
- **Fisk naturlig tilhørende: litoral (sub-) tilhører strand VØKene?**



## Vedlegg 4e

OLF/AEAM - seminar: Soria Moria

SKJEMA 2

Gruppearbeid 6

Gruppe nr. 4

Gruppene skal:

- Vurdere om de foreslåtte virkningshypoteser/påstander (VH), med tilhørende tabeller etc., er tilstrekkelig for å kunne gjennomføre en miljørettet risikoanalyse (MIRA)?
- Foreta en vurdering ved bruk av de 4 kategoriene av hver VH, og gi gruppas samlede konklusjon.

**VØK: Fiskebestander**

**VH10: Skade på fiskebestander. Skadeberegninger på fisk kan utelukkes på grunn av at de sterke naturlige antallsregulerende faktorene på yngelstadiet synes å utviske den effekten olje vil ha på bestandsnivå.**

Kategori:

A

**Er gruppa enig i konklusjonen?**

Ja (antall):

Nei (antall):

Hvis ikke, hva er problemet/konflikten?

**Eventuelle anbefalinger for å løse problemet**

Forskning:

- **Modellere effekter av stor yngeldødelighet på bestandstørrelsen hos forskjellige arter**

Kartlegging/registrering:

Overvåking:

Annet:

- **Dersom en slår ut en god årsklasse, kan en få alvorlige konsekvenser for enkelte arter (sild, lodde)**
- **Effekter knyttet til undervannsutblåsninger er ikke tilstrekkelig kartlagt**

# **Program OLF-AEAM evalueringsseminar**

## **Soria Moria konferansesenter, Oslo 18-20. november 1996**

### **Mandag 18.11**

- 1500           Åpning  
1505           Om seminaret (Jørn Thomassen, NINA)  
1515           Presentasjon av MIRA (Espen Hoell, Norsk Hydro/Eirik Sørgård, DNV)  
1630           Kaffe  
1645           Presentasjon av forhåndsevalueringer  
          1645   John A. Berge, NIVA  
          1655   Bjørn Munro Jenssen, NTNU  
          1705   Arne Bjørge, NINA  
          1715   Karl Inne Ugland, UiO  
          1725   Fritjof Mehlum, NP  
          1735   Tycho Anker-Nilssen, NINA  
          1745   Diskusjon/kommentarer  
1815           Slutt dag 1  
  
1900           Middag, sosialt samvær

### **Tirsdag 19. 11**

- 0800           Frokost  
  
0900           Gjennomgang av valgte VØKer i MIRA (Kjell Jødestøl, DNV)  
0930           Et eksempel på en MIRA (Bjørge Fredheim, Norsk Hydro)  
0945           AEAM i evalueringsarbeidet av MIRA (Jørn Thomassen, NINA)  
1010           Diskusjon  
1030           Kaffe  
1045           Gruppearbeid 1:  
          • Evaluering av VØKer i MIRA (Skjema 1)  
          • Evaluering av VØK Sjøfugl: VH1 og VH2 (Skjema 2)  
  
1230           Lunsj  
  
1330           Gruppearbeid 2:  
          • Evaluering av VØK Sjøfugl: VH3 og VH4 (Skjema 2)  
1500           Kaffe  
1515           Presentasjon av gruppearbeid 1 og 2  
1600           Diskusjon  
1630           Gruppearbeid 3:  
          • Evaluering av VØK Sjøpattedyr: VH5 og VH6 (Skjema 2)  
1730           Presentasjon av gruppearbeid 3. Diskusjon  
1830           Slutt dag 2  
  
1930           Middag, sosialt samvær



**Onsdag 20.11**

0800	<i>Frokost</i>
0900	Oppsummering av dag 2
0915	Gruppearbeid 4: <ul style="list-style-type: none"><li>• Evaluering av VØK Strandhabitater: VH7 (Skjema 2)</li></ul>
1015	<i>Kaffeservering (ta med på gruppearbeid 5)</i>
1020	Gruppearbeid 5: <ul style="list-style-type: none"><li>• Evaluering av VØK Strandhabitater: VH8 og VH9 (Skjema 2)</li></ul>
1130	Presentasjon av gruppearbeid 4 og 5. Diskusjon
1230	<i>Lunsj</i>
1330	Gruppearbeid 6: <ul style="list-style-type: none"><li>• Evaluering av VØK Fisk: VH10 (Skjema 2)</li><li>• Samlet oppsummering fra gruppa (Skjema 3)</li></ul>
1430	Presentasjon av gruppearbeid 6. Diskusjon
1530	Konklusjoner fra seminaret (Rasmus Hansson, NP)
1600	Slutt

**Seminarledelse:**

Jørn Thomassen, NINA  
Rasmus Hansson, NP  
Kjell A. Moe, DNVI  
Espen Hoell, Norsk Hydro

## Vedlegg 6

### Deltakere

Navn		Institusjon
Tycho	Anker-Nilssen	NINA
Vidar	Bakken	NP
John A.	Berge	NIVA
Arne	Bjørge	NINA
Cato	Buch	Bellona
Jan Aske	Børresen	NOE/OED
Morten	Ekker	DN
Stein Erik	Fjeldstad	Naturvernforbundet
Peter	Fossum	HI
Bjørge	Fredheim	Hydro
Bjørn	Helland	Phillips
Nina	Jacobsen	Statoil
Bjørn Munro	Jenssen	NTNU
Kjell	Jødestøl	DNV
Jan Nick	Langfelt	Rogaland Consultants
Lars Henrik	Larsen	Akvaplan-NIVA
Tor E.	Lein	UiB
Q.	Lundquist	SFT-Horten
Fridtjof.	Mehlum	NP
Thomas	Palm	Bellona
Mark	Reed	IKU
Jon	Rytter Hasle	Saga
Øyvind	Strøm	Statoil
Asbjørn	Svardal	HI
Eirik	Sørgård	DNV
Karl Inne	Ugland	UiO
Wim	Vader	UiTø
Gerd Olaus	Vikeså	Shell
Øystein	Wiig	UiO



ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-0812-1

449

**NINA  
OPPDRAKS-  
MELDING**

NINA Hovedkontor  
Tungasletta 2  
7005 TRONDHEIM  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefax: 73 91 54 33

**NINA  
Norsk institutt  
for naturforskning**