



OLJEINDUSTRIENS LANDSFORENING

**METODE FOR MILJØRETTET RISIKOANALYSE
(MIRA) REVISJON 2007**

RAPPORT NR. 2007-0063

REVISJON NR. 01

Dato for første utgivelse: 2007-01-04	Prosjekt nr.: 66111466
Godkjent av: Tor Jensen Head of Section	Organisasjonsenhet: DNV ENERGY
Oppdragsgiver: Oljeindustriens Landsforening	Oppdragsgiver ref.: Bente Jarandsen

Sammendrag:

OLF's veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser gir en felles tilnærming og danner et felles rammeverk for gjennomføring av miljørisikoanalyser. Dette er basert på best tilgjengelige informasjon. Veiledningen innebærer standardiseringer av en rekke parametere, inngangsdata og delanalyser som inngår i miljørisikoanalysen. Miljørisikoanalyser som gjennomføres etter MIRA metoden skal dermed kunne sammenlignes mellom felter og fra selskap til selskap. I denne revisjonen legges det vekt på oppdatering av teksten i forhold til dagens praksis for miljørisikoanalyser og gjeldende forskrifter. Videre er det innført metodejusteringer for VØK-habitat (strandhabitater) og inkludering av generell metodikk for beregning av miljørisiko på fisk. I tillegg er det lagt vekt på å forbedre miljørisikoanalysens muligheter til å bidra til bedre styring av miljørisiko i selskapene.

Rapport nr.: 2007-0063	Emnegruppe:	
Rapporttittel: Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA) revisjon 2007		
Utført av: Odd Willy Brude		
Verifisert av: Cecilie Østby		
Dato for denne revisjon: 2007-03-23	Rev. nr.: 01	Antall sider: 59

Indekseringstermer

Miljørisikoanalyse

- ☒ Ingen distribusjon uten tillatelse fra oppdragsgiver eller ansvarlig organisasjonsenhet, dvs. fri distribusjon innen DNV etter 3 år
- ☐ Strengt konfidensiell
- ☐ Fri distribusjon

Innholdsfortegnelse

Side

1	SAMMENDRAG	1
2	INNLEDNING	3
2.1	Formål med veiledningen	4
2.2	Oppbygning av veiledningen	4
2.3	Organisering av arbeidet	4
2.4	Definisjoner	5
3	METODE FOR MILJØRISIKOANALYSE	8
3.1	Inngangsdata	10
3.2	MIRA metoden – steg for steg	11
3.2.1	Steg 1: Akseptkriterier	11
3.2.2	Steg 2: Etablere en aktivitetsbeskrivelse	13
3.2.3	Steg 3: Etablere sannsynlighetsestimat for uønskede hendelse	16
3.2.4	Steg 4: Rate/varighetsberegning	19
3.2.5	Steg 5: Spredningsberegninger	20
3.2.6	Steg 6: Gjennomføre skadeberegninger	26
3.2.7	Steg 7: Beregning av miljørisiko	27
3.3	Referansebasert analyse	27
3.3.1	Akseptkriterie og aktivitetsbeskrivelse	28
3.3.2	Etablere sannsynlighetsestimat	28
3.3.3	Rate/varighets- og spredningsberegning	28
3.3.4	Skadeberegning og beregning av miljørisiko	29
3.4	Eksponeringsbasert analyse	29
3.4.1	Nødvendige inngangsdata	29
3.4.2	Beregning av skadepotensiale	31
3.4.3	Beregning av miljørisiko	32
3.5	Skadebasert analyse	34
3.5.1	Nødvendige inngangsdata	35
3.5.2	Beregning av effekt og skadepotensiale	39
3.5.3	Beregning av miljørisiko	43
3.6	Beregning av miljørisiko på fiskebestander	49
3.6.1	Bakgrunn	49
3.6.2	Prinsipper	50
3.7	Behandling av usikkerhet	53
3.8	Kommunikasjon av miljørisiko og kobling mot tiltak	54
3.8.1	Presentasjon av resultatene fra miljørisikoanalysen	54
3.8.2	Sannsynlighetsreduserende tiltak	55
3.8.3	Kobling mot konsekvensreduserende tiltak; Beredskap	55

4	REFERANSER	57
Appendix A	Petroleumsforskriftens krav mht. miljørisiko og beredskap	
Appendix B	Om styring av miljørisiko	
Appendix C	VØK utbredelse og sårbarhetsvurderinger	

1 SAMMENDRAG

Innen oljeindustrien i Norge startet utviklingen og bruk av miljørisikoanalyser med innføringen av "Forskrift for gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten" utgitt av Oljedirektoratet i 1990. I 1991 forelå Norsk Standard NS 5814 om "Krav til risikoanalyser" som en viktig referansedokument for utvikling av metoder for risikoanalyser. Siden dette har metoder for miljørisikoanalyser blitt utviklet kontinuerlig, med regelmessige revisjoner av metodeveiledningen.

I denne revisjonen legges det vekt på oppdatering av teksten i forhold til dagens praksis for miljørisikoanalyser og gjeldende forskrifter. Videre er det innført metodejusteringer for beregning av miljørisiko på strandhabitater (VØK-habitat) og inkludering av generell metodikk for beregning av miljørisiko på fisk. I tillegg er det lagt vekt på å forbedre miljørisikoanalysens muligheter til å bidra til bedre styring av miljørisiko i selskapene.

OLF's veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser gir en felles tilnærming og danner et felles rammeverk for gjennomføring av miljørisikoanalyser. Dette er basert på best tilgjengelige informasjon. Veiledningen innebærer standardiseringer av en rekke parametere, inngangsdata og delanalyser som inngår i miljørisikoanalysen. Miljørisikoanalyser som gjennomføres etter MIRA metoden skal dermed kunne sammenlignes fra selskap til selskap.

Formålene med en miljørisikoanalyse er flere:

- Følge pålagte forskrifter og regler fra myndighetene.
- Vurdere om selskapets akseptkriterier og miljømål møtes.
- Styre og redusere miljørisiko fra virksomheten best mulig.
- Brukes som beslutningsstøtte i prosjektene.
- Fremlegge dokumentasjon på miljørisiko for miljømyndigheter og andre offentlige instanser.
- Dokumentasjon for publikum generelt (berørte parter/kommuner etc).
- Danne et best mulig grunnlag for valg og dimensjonering av risikoreduserende tiltak, herunder (spesielt) oljevernberedskap.

En miljørisikoanalyse er en systematisk prosess hvor informasjon om en rekke forhold fremskaffes og systematiseres for å kunne gjennomføre en kvantitativ analyse. Veiledningen stiller krav til hvilke generelle elementer som skal inngå i en miljørisikoanalyse:

- Akseptkriterier for miljørisiko.
- Utslippsscenarier (sted, tid, oljetype, rate, varighet, forløp).
- Vind og strømdata.
- Forekomst av biologiske ressurser i influensområdet
- Ressursenes verdi (vitenskapelig verdi, verneverdi, oa.).
- Ressursene sårbarhet overfor oljeforurensning på individ, populasjons og samfunns nivå.

I miljørisikoanalysen gjennomføres en rekke delanalyser:

- Simulering av spredning av olje, drift på overflaten, nedblanding i vann, fordampning, emulsjonsdannelse, stranding).

- Beregning av oljeeksponering (dose) i miljøfølsomme områder, for bestander, samfunn og naturområder.
- Vurdering av forurensningseffekter (respons) på biologiske ressurser.
- Beregning av skadeomfang for ressursgrupper eller utvalgte miljøkomponenter.
- Beregning av miljørisiko for utvalgte komponenter, med spesifisering av risiko for geografiske områder, årstider, ressursgrupper, aktivitetstyper/hendelser.
- Vurdering av miljørisiko i forhold til akseptkriterier eller andre miljømål

MIRA metoden består av tre nivåer med ulik detaljeringsgrad. De metodiske nivåene er:

- **Referansebasert analyse.** Analysen gir en rask indikasjon på risikonivået basert på et minimum av inngangsdata. Dette er den minst detaljerte metoden og inkluderer ikke oljespredningsberegninger. Bruk av denne metoden forutsetter at en kan ta utgangspunkt i en "referanseanalyse" med tidligere utførte oljespredningsanalyser som gjelder for det aktuelle influensområdet.
- **Eksponeringsbasert analyse.** En eksponeringsbasert analyse gir et mål på potensiell miljørisiko innenfor et avgrenset område, basert på sannsynligheter for oljeforurensning og tilstedeværelse av følsomme og verdifulle ressurser. Analysen inkluderer oljespredningsberegninger, og regner ut risikoen for at følsomme ressurser innen berørt område skal bli påført skade.
- **Skadebasert analyse.** En skadebasert analyse beregner skadegrad og restitusjonstid for utvalgte arter, bestander og habitater som anses å være gode indikatorer for miljørisiko ved akutte oljeutslipp. Disse betegnes VØK (Verdsatt Økosystem Komponent) i det etterfølgende.

Den referansebaserte analysen er minst omfattende og vil kunne benyttes der det er tilgjengelig referanseanalyser som kan sammenlignes med den nye aktiviteten. En skadebasert analyse er en mer omfattende analyse enn en eksponeringsbasert analyse. Man kan velge å gå direkte til den skadebaserte analysen, eller man kan gå via en eksponeringsbasert analyse. VØK utvalget vil nødvendigvis bli noe mer omfattende dersom man går direkte til den skadebaserte analysen. Når man går via den eksponeringsbaserte analysen velges VØK fra de områdene der det ble registrert høyt miljørisikopotensial.

En benytter de samme akseptkriteriene uavhengig av metodisk nivå. Dette viktige prinsippet innebærer at konsekvensklassene har samme betydning. Risikoberegningene gjennomføres mer konservativ på et enklere nivå enn på et mer detaljert nivå. Tids- og kostnadsforbruket øker med økende nivå.

2 INNLEDNING

Oljeselskapene har flere formål med å gjennomføre risikoanalyser. For det første gjennomføres risikoanalyser for at selskapet skal kjenne og forstå risikoen ved sine aktiviteter. Det er av meget stor viktighet for selskaper som forvalter store verdier på vegne av samfunnet og eierne, at virksomheten ikke innebærer en uakseptabel risiko, enten dette er risiko for tap av liv, skade på miljøet, eller tap av store økonomiske verdier. Derfor gjennomfører oljeselskapene risikoanalyser for en rekke forskjellige risikoaspekter, deriblant miljørisikoanalyser (MRA).

Det er dessverre slik at ingen teknologisk avansert virksomhet kan gjennomføres uten en viss risiko. Dette gjelder enten man kjører bil, reiser med fly eller tog, driver en fabrikk eller leter etter og produserer olje. Det vil alltid være en viss usikkerhet mht. hvilke konsekvenser en virksomhet kan medføre. Risikoanalyser gjennomføres for å sikre at usikkerheten reduseres når beslutninger om virksomheten skal fattes. Dette er det andre hovedformålet med risikoanalyser.

En uønsket hendelse, som for eksempel en oljeutblåsning, vil medføre store negative konsekvenser som selskapene ønsker å unngå. Selskapene har derfor sterke motivasjoner for å styre risikoen slik at den til enhver tid er akseptabel. Styring av risiko er derfor det tredje hovedformålet med risikoanalyser. Det er ønskelig å vite om aktiviteten kan gjennomføres på måter som medfører redusert risiko. Dermed kan man velge det alternativ som medfører den lavest mulige risiko. For å kunne styre risikoen må man kjenne risikoen som virksomheten representerer. Man må ha etablert et risikobilde. Et slikt risikobilde etableres ved hjelp av MRA.

Det fjerde hovedformålet med risikoanalyser er å kunne identifisere behovet for risikoreduserende tiltak og å kunne kvantifisere den risikoreduserende effekt av tiltakene som innføres for å redusere risiko. Kun da kan man gjennomføre kostnadseffektive tiltak som gir den ønskede risikoreduksjon. Slike tiltak kan være tiltak som reduserer sannsynligheter for at en hendelse skal skje (for eksempel en teknologisk barriere eller endring av en aktivitet), eller tiltak som reduserer konsekvensene av hendelsen dersom den inntreffer (for eksempel oljevernberedskap).

Petroleumsforskriftene setter krav til operatørene om å gjennomføre og bruke miljørisikoanalyser som grunnlag for styring av miljørisiko og for etablering av beredskap mot akutt forurensning. Miljørisiko skal forhindres eller reduseres så langt det er mulig. Det kreves også at det skal etableres akseptkriterier for miljørisiko og mål for beskyttelse av sårbare ressurser. Det siste hovedformålet med miljørisikoanalyser er derfor å dokumentere for myndighetene og samfunnet generelt at selskapet har gjennomført de analyser som myndighetene krever og at virksomheten tar tilstrekkelig hensyn til miljøet.

Denne veiledningen er laget for å kunne gjennomføre miljørettede risikoanalyser – miljørisikoanalyser knyttet til akutte utslipp av olje/kondensat. Metodikken som beskrives i veiledningen kalles MIRA.

Følgende definisjon er lagt til grunn for veiledningen:

“risiko er kombinasjonen av sannsynlighet for at skade oppstår og alvorlighetsgraden av denne skaden”.

Forskriftene krever at operatørene skal gjennomføre analyser slik at ulike typer miljørisiko kan sammenlignes på en entydig måte. Det er derfor ønskelig å ha standardiserte metoder og

parametere, gode koblinger mellom resultater og tiltak, målrettet formidling av resultater og rimelig grad av forenkling av kompliserte prosesser.

Metode for miljørisikoanalyse - MIRA ble utviklet i perioden 1994-2000 som et samarbeid mellom operatører og OLF. Første versjon av en felles standardisert metodikk for gjennomføring av miljørisikoanalyser forelå i juni 1999. Veiledningen ble på bakgrunn av videreutvikling av metodene revidert og gitt ut på nytt i januar 2001. Siden dette har det blitt utført en rekke miljørisikoanalyser etter MIRA metoden, både for enkeltaktiviteter som leteboringer og for store feltutbygginger. Basert på erfaringer ved bruk av metoden, ble det gjennomført en ny revisjon og oppdatering av veiledningen i januar 2005. I denne revisjonen legges det vekt på oppdatering av teksten i forhold til dagens praksis for miljørisikoanalyser, samt gjeldende forskrifter. Videre er det innført noen mindre metodejusteringer og det er lagt betydelig vekt på å forbedre miljørisikoanalysens muligheter til å bidra til bedre styring av miljørisiko i selskapene. Metodejusteringer går blant annet på modifisering av eksisterende metodikk for skadebasert beregning på VØK habitater og skadenøkler for dette, samt inkludering av en generell metodebeskrivelse for beregning av miljørisiko på fisk.

2.1 Formål med veiledningen

Målgruppen for veiledningen er saksbehandlere og beslutningstagere i selskapene som arbeider med miljørisikoanalyser og beredskapsanalyser, og fagpersonell som utfører slike analyser. I tillegg vil veiledningen kunne være et nyttig metode-dokument for myndigheter og berørte parter som skal komme med høringsuttalelser eller ta beslutninger på basis av slike analyser. Veiledningen beskriver de metodiske elementer som inngår i metoden, samt håndtering av disse for å utføre en miljørisikoanalyse.

2.2 Oppbygning av veiledningen

De metodiske elementene i en miljørisikoanalyse beskrives steg for steg. For å illustrere metodikk og vise beregninger, er det gjennomført en miljørisikoanalyse som viser de ulike beregninger i eksempelbokser underveis.

Hvert tema er, der det er naturlig, inndelt i tre deler:

- Nødvendige inngangsdata
- Databehandling
- Utgangsdata

2.3 Organisering av arbeidet

Denne revisjonen er basert på OLFs veiledning for miljørisikoanalyse fra 2005 (OLF 2005). Revisjonen er gjennomført i 2006 av OLF's arbeidsgruppe for risiko og akutte utslipp. I veiledningen henvises det noen steder til OLF. Med OLF menes det i veiledningen hovedsakelig "OLF's arbeidsgruppe for risiko og akutte utslipp".

Arbeidet med revisjonen har vært ledet av Odd Willy Brude (DNV), på vegne av arbeidsgruppen. Følgende personer har gitt innspill, kommentarer og forslag til ny tekst og metodekorreksjoner til veiledningen:

- Nina Elise Jacobsen Statoil
- Anette Boye Statoil
- Kristin Ravnås BP
- Thomas Nilsen Statoil
- Axel Kelley Eni Norge
- Espen Hoell Hydro
- Kjell Jødestøl Shell
- Cathrine Spikkerud DNV
- Ole Øystein Aspholm Chevron

Det kommer regelmessig inn forslag til videre justeringer og utviklingsoppgaver både til operatører og OLF. Hovedformålet er hele tiden å forbedre metodikk og datagrunnlaget for gjennomføring av miljørisikoanalyse på en kostnadseffektiv måte. Et viktig moment er at dette også bidrar til bedre beslutningsgrunnlag og risikostyring. Det vil derfor bli gjennomført nye revisjoner av metode for miljørisikoanalyse når nye arbeidere tilsier behov for dette.

2.4 Definisjoner

AEAM - Adaptive Environmental Assessment and Management.

Akseptkriterier - kriterier for å avgjøre om en risiko er akseptabel eller uakseptabel

Akutt utslipp - ikke planlagt utslipp til det ytre miljø, som følge av en uønsket hendelse, av hydrokarboner eller miljøskadelige/helsefarlige kjemikalier.

ALARP - As Low As Reasonably Practicable - et prinsipp som sier at risiko skal reduseres så langt det er praktisk og økonomisk mulig (rammeforskriften § 9), det vil si at risikoreduserende tiltak skal identifiseres, og gjennomføres så fremt kostnaden ved tiltaket ikke er i vesentlig misforhold med nytten av tiltaket.

Analyseområde - er det geografiske området av det ytre miljøet som blir analysert. Analyseområdet kan være større enn influensområdet.

Bestand – Gruppe av individer innen en art som er reproduktivt isolert innen et bestemt geografisk område.

DFU - Definerte fare og ulykkeshendelser. Blir brukt i beredskapsanalysen som de hendelsene beredskapen skal håndtere. Som en del av beredskapsvurderingen velges de IFU'ene som blir DFU'er. IFU'ene er resultat av miljørisikoanalysen.

IFU – Identifisert fare og ulykkeshendelse. IFU er relevante faresituasjoner som kan føre til miljøskade, eksempelvis utblåsninger. For IFU'en utblåsninger, kan man ha flere hendelser eller scenarier (eks. utblåsningssted, medium, ulike operasjonstyper).

Effektnøkkel – For VØK bestander (sjøfugl, sjøpattedyr, fisk) benyttes en effektnøkkel for relasjon mellom oljemengde i en 10x10 km rute og akutte effekter (dødelighet) i den samme ruten for de bestandsandeler som er tilknyttet ruten

Effektpotensial (EP) – I en eksponeringsbasert miljørisikoanalyse blir et effektpotensial i en 10x10 km rute regnet ut ved å kombinere oljemengde i ruten med sårbarhet for ressursene som er tilordnet ruten.

EIF- Environmental Impact Factor; pågående arbeide for å utvikle en EIF for akutt utslipp i regi av Statoil og Hydro

Felt - En samling installasjoner som borer/produserer fra ett eller flere reservoarar, eller innenfor et naturlig avgrenset geologisk område

Fertilitet – Fertilitet er andelen av hunner i en bestand som blir kjønnsmodne i et gitt år.

Habitat - Et avgrenset område der flere arter lever i et samspill. eks: en strand.

Influensområde - område som med en viss sannsynlighet (for eksempel mer enn 5 %) kan bli berørt av et akutt utslipp. Hvert analyseobjekt har sitt influensområde. Ofte avgrenses influensområdet til de 10*10 km ruter der det er mer enn 5 % sannsynlighet for oljemengder over 1 tonn pr rute.

Installasjon - En permanent offshore innretning som det kan bores og produseres fra, f.eks. en integrert produksjonsplattform, en (frittstående) bunnramme eller en rørledning.

Korteste ankomsttid (ATmin) - korteste tid fra utslippets start til en oljepartikkel når en rute (dvs. fra start-tidspunkt for utslippet og til en partikkel har nådd ruten; tiden inkluderer dermed varigheten av utslippet), over alle simuleringene.

Korteste drivtid (Tmin)- korteste tid fra en partikkel er sluppet ut til den treffer en gitt rute, over alle simuleringene.

Miljøskade - Direkte eller indirekte reduksjon av en eller flere ressurser som følge av akutt utslipp. Miljøskade uttrykkes ved tiden det tar før ressursen er restituert. Miljøskade som en kombinasjon av restitusjonstid og frekvens for disse restitusjonstidene. I praksis benyttes miljøskadekategorier som beskrevet under. Restitusjonstiden for en eller flere av de berørte ressursene må være lengre enn 1 måned for at effekten skal bli kategorisert som en signifikant miljøskade.

Miljøskadekategorier – Miljøskade kategoriseres i hhv. mindre, moderat, betydelig eller alvorlig, med utgangspunkt i restitusjonstid. Mindre miljøskade betyr restitusjonstid fra 1 mnd til 1 år, moderat miljøskade betyr restitusjonstid fra 1 til 3 år, betydelig miljøskade betyr restitusjonstid fra 3 til 5 år, og alvorlig miljøskade betyr restitusjonstid over 10 år.

MOB – MOB er forkortelse for en Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp (assosiasjon: Modell/Miljøprioriteringer/Marin OljevernBeredskap). (SFT/DN, 2000)

MRDB® - Marin Ressurs Data Base. En database over biologiske ressurser og naturverdier tilknyttet Norske kyst og havområder.

NEBA – Netto Miljøgevinst Analyser (fra engelsk: Net Environmental Benefit Analysis)

Operasjon - En enkelt, tidsbegrenset arbeidsoperasjon som kan medføre akutt utslipp, f.eks. boring av en letebrønn, som inkluderer all aktivitet fra riggen er på borelokasjonen til den forlater lokasjonen. Operasjon kan også være andre risikofylte enkeltaktiviteter. I sammenheng med akseptkriterier brukes ikke begrepet operasjon om aktiviteter som foregår på en installasjon.

Populasjonsbiologiske egenskaper – Egenskaper til en bestand (populasjon) som til sammen vil bestemme restitusjonsevnen til bestanden. Inkluderer faktorer som alder ved første kjønnsmodning, aldersspesifikk fertilitet og dødelighet, tetthetsavhengige responser, og maksimal levealder.

Ressurs - er i denne veiledningen definert til å være en biologisk bestand eller et habitat.

Restitusjonstid (varighet) - Restitusjon er oppnådd når det opprinnelige dyre- og plantelivet i det berørte samfunnet er tilstede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt. Bestander anses å være restituert når bestanden er tilbake på 99 % av nivået før hendelsen. Restitusjonstiden er tiden fra et oljeutslipp skjer og til restitusjon er oppnådd.

Risiko – I denne sammenheng en kombinasjon av sannsynlighet for at miljøskade oppstår og alvorlighetsgraden av denne skaden.

Risikoreduserende tiltak - tiltak som reduserer sannsynligheten for eller konsekvensene av en uønsket hendelse. I henhold til forskriftene bør sannsynlighetsreduserende tiltak fokuseres framfor konsekvensreduserende.

Skadenøkkel – En fordelingsnøkkel for å fastsette restitusjonstid som funksjon av skadegrad for VØK bestander og VØK habitater. Skadenøkkel for bestander gir relasjoner mellom akutt bestandsreduksjon og restitusjonstid, mens skadenøkkel for habitater gir relasjonen mellom strandet oljemengde og restitusjonstid. Det er i prinsippet separate skadenøkler for bestand og habitat for ulike sårbarheter

SMO – Spesielt Miljøfølsomme Områder - Et SMO er et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere spesielt betydelige forekomster av naturressurser som er sårbar(e) for bl.a. oljeforurensning. Det er etablert et sett av kriterier for å avgjøre hvilke områder som kvalifiserer til SMO.

Sårbarhet (S) – For alle potensielt berørte ressurser er sårbarhet for akutt oljeforurensning klassifisert ut fra anerkjente modeller for sårbarhetsinndeling.

Ubetydelig skade – Negative effekter som ikke gir miljøskade for identifiserte ressurser i analysen. Det vil si at restitusjonstiden vil være mindre enn 1 mnd.

Verdi (V) – En klassifisering av ressursenes betydning, for eksempel i form av vitenskapelig verdi eller verneverdi. I denne sammenheng har verdi ingen fiskal betydning. For alle potensielt berørte ressurser er verdien klassifisert ut fra faktorer som verneverdi, verneinteresse og/eller vitenskapelig verdi.

VØK – (Verdsatt Økosystem Komponent) En standardisert metode for å velge ut spesielt viktige miljøressurser. VØK er definert som en ressurs eller en miljøegenskap som:

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

3 METODE FOR MILJØRISIKOANALYSE

OLFs veiledning for miljørisikoanalyse – MIRA er basert på et større utviklingsarbeid utført på siste halvdel av 1990 tallet. Det vises til OLFs veiledning for miljørisikoanalyse fra 2001 (OLF 2001) for beskrivelse av dette arbeidet. Referanser til sentrale arbeider er tatt inn også i denne veiledningen.

Det faglige grunnlaget for MIRA veiledningen er bl.a.:

Jødestøl et al., 1996; Sørgård et al., 1995; Sørgård et al., 1997; Jødestøl et al., 1998b; Jødestøl et al., 2000; Jødestøl et al. 2001, Moe et al., 1998; Moe et al., 2000b; Anonymous, 2000b; Jødestøl, 2001; Olsson et al., 1999; DNV 2006.

I tillegg har oljeselskapene gjort en rekke erfaringer gjennom de siste 7 årene med bruk av miljørisikoanalyser som ligger til grunn for denne revisjonen av OLFs veiledning. I veiledningen er metodikken belyst med eksempler fra en tenkt aktivitet.

Hensikten med MIRA er bl.a.:

- å synliggjøre miljørisiko ved aktiviteten
- å synliggjøre hvilke aktiviteter/hendelser ved en operasjon som bidrar til miljørisiko, for å kunne iverksette sannsynlighets reduserende tiltak (f.eks. endret design, rutiner eller andre tiltak)
- å synliggjøre/identifisere hvilke naturlig forekommende ressurser som vil være utsatt ved akutte utslipp, for å kunne iverksette konsekvens reduserende tiltak (f.eks. oljevernberedskapstiltak).

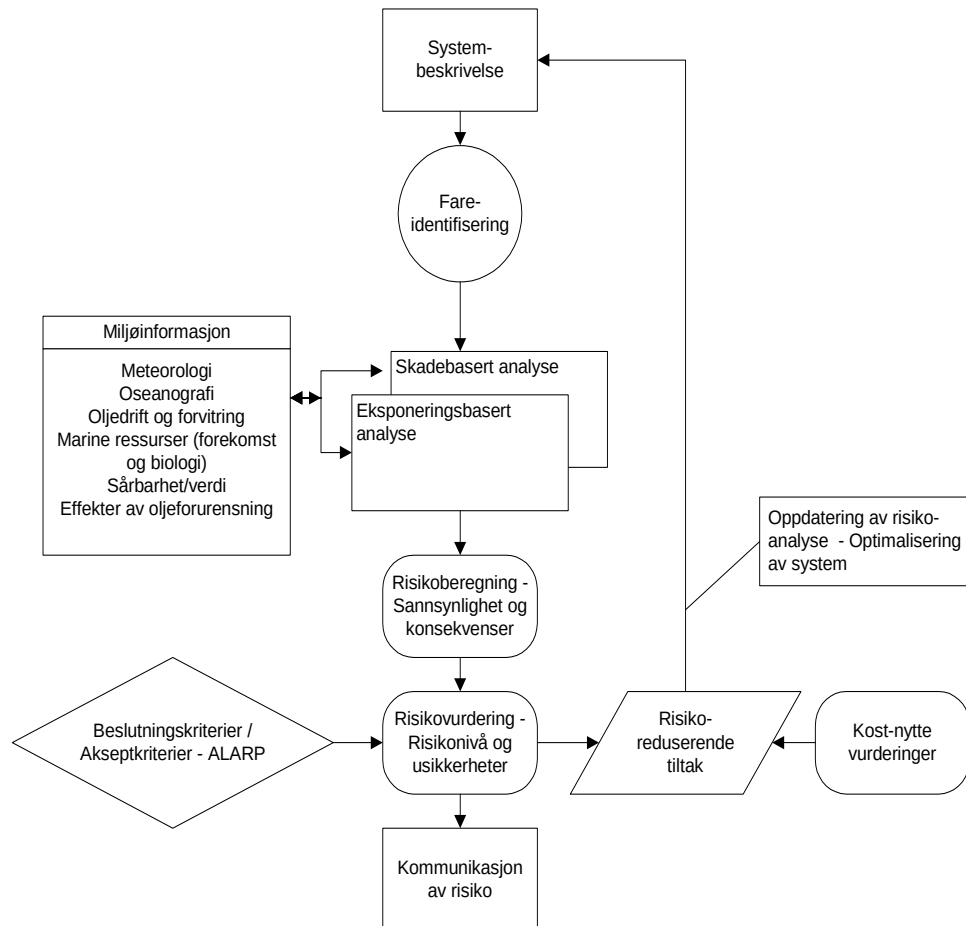
For å kunne kvantifisere effekten av risikoreduserende tiltak må deler av analysen gjennomføres først uten og deretter med sannsynlighets reduserende og/eller konsekvensreduserende tiltak. Dette kan om ønskelig gjøres suksessivt i flere omganger med implementering av ulike sannsynlighets og konsekvensreduserende tiltak inntil akseptkriteriene overholdes og/eller kost - nytten av ytterligere tiltak ikke kan forsvares. På denne måten oppnås gode muligheter for styring av miljørisiko.

Det er mye informasjon som må foreligge før man kan gjennomføre en fullstendig miljørisikoanalyse. Informasjonen finnes som regel hos en rekke interne og eksterne enheter/organisasjoner. Det kan derfor være tidkrevende å sammenfatte all relevant og nødvendig informasjon. Metodikken er derfor laget med tanke på at man i tidlige faser av et prosjekt skal kunne benytte standardiserte data for operasjonen/installasjonen (f.eks. leteboring i ukjente reservoarer).

All informasjon som innhentes bør så langt som mulig sammenstilles og struktureres, slik at man etablerer et helhetlig datagrunnlag for miljørisikoanalysen, og slik at sentrale datasett kan etterprøves, samt for å effektivisere de ulike beregningsoperasjonene som inngår i analysen (f.eks. skade- og risikoberegningene for VØK).

En rekke datasett som opparbeides for analysen, for eksempel oljedriftsberegninger og VØK-data filer vil kunne gjenbrukes i andre miljørisikoanalyser og i andre analysetyper (beredskapsanalyser, NEBA analyser). Metoden forutsetter derfor at datasettene framskaffes på standard formater (MRDB-VØK dataformat, NOFOs oljedriftsdata format) og lagres i sentrale

databaser (NOFO oljedriftsarkiv, MRDB). Av samme grunn benyttes standardiserte 10*10 km rutenett, evt. 1*1 km rutenett i kystsonen.



Figur 3-1 Flytskjema for miljørisikoanalyse

MIRA metoden består av tre nivåer med ulik detaljeringsgrad. De metodiske nivåene er:

- **Referansebasert analyse.** Analysen gir en rask indikasjon på risikonivået basert på et minimum av inngangsdata. Dette er den minst detaljerte metoden og inkluderer ikke oljespredningsberegninger. Bruk av denne metoden forutsetter at en kan ta utgangspunkt i en "referanseanalyse" med tidligere utførte oljespredningsanalyser som gjelder for det aktuelle influensområdet.
- **Eksponeringsbasert analyse.** En eksponeringsbasert analyse gir et mål på potensiell miljørisiko innenfor et avgrenset område, basert på sannsynligheter for oljeforurensning og tilstedeværelse av sårbare og verdifulle ressurser. Analysen inkluderer oljespredningsberegninger, og regner ut risikoen for at sårbare ressurser innen det berørte området skal bli påført skade.
- **Skadebasert analyse.** En skadebasert analyse beregner skadegrad og restitusjonstid for utvalgte arter, bestander og habitater som anses å være gode indikatorer for miljørisiko ved akutte utslipp. Disse betegnes VØK i det etterfølgende.

Den referansebaserte analysen er minst omfattende og vil kunne benyttes der det er tilgjengelig referanseanalyser som kan sammenlignes med den nye aktiviteten. En skadebasert analyse er en mer omfattende analyse enn en eksponeringsbasert analyse. Man kan velge å gå direkte til den skadebaserte analysen, eller man kan gå via en eksponeringsbasert analyse. VØK utvalget vil nødvendigvis bli noe mer omfattende dersom man går direkte til den skadebaserte analysen. Når man går via den eksponeringsbaserte analysen velges VØK fra de områdene der det ble registrert høyt miljørisikopotensial.

En benytter de samme akseptkriteriene uavhengig av metodisk nivå. Dette viktige prinsippet innebærer at konsekvensklassene har samme betydning. Risikoberegningene er mer konservativ på et enklere nivå enn på et mer detaljert nivå. Tids- og kostnadsforbruket øker med økende nivå.

3.1 Inngangsdata

Før det er aktuelt å sette i gang arbeidet med miljørisikoanalysen MIRA må det foreligge svært mye informasjon. De tre detaljeringsnivåene har økende krav til inngangsdata og modeller.

I Tabell 3-1 er det gitt en oversikt over hvilke inngangsdata som er nødvendige for de tre nivåene sammen med eksempler på kilder hvor en finner slike data.

Tabell 3-1 Oversikt over inngangsdata og datakilder for metodenivåene til MIRA.

Inngangsdata	Referanse-basert	Eksponerings-basert	Skade-basert	Datakilder
Utslippssannsynlighet	x	x	x	Databaser hos SINTEF, DNV, Scandpower, operatørenes egne beregninger
Rate/varighetsfordeling	x	x	x	
Oljetype	x	x	x	SINTEFs Oil Weathering Model, operatørenes egne beregninger
Miljøfølsomme områder	x	x		Resultater fra SFT's arbeid på Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO)
Oljedriftsstatistikk		x	x	Modeller hos DNMI, DNV, SINTEF
Verdifulle og sårbare miljøressurser		x		MRDB, NATURBASE, Sjøfuglkartverket
VØKer			x	Faglitteratur, data fra AKUP-arbeidet, MRDB, SMO
VØK - utbredelse			x	Faglitteratur/rapporter, Sjøfuglkartverket, MRDB, SOM, SEAPOP
VØK - tilstedeværelse			x	Faglitteratur/rapporter

3.2 MIRA metoden – steg for steg

Ved gjennomføring av en MIRA følger man en fast metodikk som definerer hva man skal gjøre i analysearbeidet. Avhengig av nivå blir flere eller alle trinnene i denne metodikken gjennomført.

Generelt består MIRA av følgende hovedtrinn:

- Steg 1: Definere akseptkriterier
- Steg 2: Etablere en aktivitetsbeskrivelse
- Steg 3: Etablere sannsynlighetsestimat for uønskede hendelse
- Steg 4: Etablere et tilstrekkelig antall sannsynlige kombinasjoner av utslippsvarigheter og -rater i miljørisikoanalysen
- Steg 5: Oljespredningsberegninger
- Steg 6: Gjennomføre skadeberegninger
- Steg 7: Beregne miljørisiko

I det følgende gis en kort metodebeskrivelse i henhold til trinnene ovenfor. Steg 1 til 4 er felles for alle tre nivåene av MIRA-metoden (referansebasert, eksponeringsbasert, skadebasert analyse). Mens referanseanalysen baserer influensområdet på eksisterende oljedriftsstatistikk, baserer eksponerings- og skadebasert analyse seg på beregninger ved hjelp av ny oljedriftsstatistikk. I referansebasert analyse beregnes ikke skaden for den aktuelle aktiviteten men potensialet for miljørisiko sammenlignes med eksisterende analyse/aktivitet. Skadeberegningene er det steget som skiller eksponeringsbasert og skadebasert analyse. De ulike nivåene av metoden er beskrevet i større detalj i kapittel 3.3 til 3.5.

3.2.1 Steg 1: Akseptkriterier

Akseptkriterier for miljøskade er nødvendig for alle tre metodiske nivåer, og identifiseres av operatør som inngangsdata til analysene.

Den enkelte operatør definerer sine egne akseptkriterier for miljøskade på grunnlag av virksomhetens overordnede akseptkriterier og uttrykker øvre grense(r) for akseptabel risiko ved virksomheten. Akseptkriteriene kan uttrykkes som frekvens for miljøskade i ulike konsekvenskategorier.

Akseptkriteriene bør bidra til oppnåelse av følgende behov:

- Ivareta selskapsinterne retningslinjer for sikkerhetsstyring
- Oppfylle myndighetskrav
- Bidra til styring av miljørisiko
- Være spesifikke for den aktivitet som analyseres
- Utformes før det treffes beslutninger om gjennomføring av en aktivitet, og før det gjennomføres miljørisikoanalyse for aktiviteten
- Utformes slik at det er mulig å analysere/evaluere om akseptkriteriene overholdes
- Utformes slik at det er mulig å sammenligne miljørisiko fra ulike aktiviteter på en entydig måte.

Prinsippet om at restitusjonstiden (varigheten) etter en miljøskade skal være ubetydelig i forhold til forventet frekvens av hendelser som medfører miljøskade, kan benyttes som grunnlag for akseptkriterier.

Det enkelte selskap må selv definere hva det anser som ubetydelig i denne sammenheng. Dette kan for eksempel være 1 % eller 5 % av tiden i et langt tidsperspektiv (for eksempel 100 år). Eksempelvis for miljøskade med varighet over 10 år må frekvensen for hendelsen være mindre enn 1×10^{-3} dersom miljøet skal være uberørt i 99 % av tiden.

Tabell 3-2 Eksempel på akseptkriterier basert på at miljøet er uberørt i 95 % av tiden. Det er antatt at det utføres 10 operasjoner pr. installasjon pr. år, at det er 2 installasjoner pr. felt og at et selskap har 2 felt i et område som ses i sammenheng.

Betegnelse	Konsekvenskategori			
	Mindre	Moderat	Betydelig	Alvorlig
Varighet (tall i parentes anbefales brukt i beregningen)	0,1-1 år (1)	1-3 år (3)	3-10 år (10)	> 10 år (20)
Operasjonsspesifikt akseptkriterium (pr operasjon)	$1,25 \times 10^{-3}$	$4,25 \times 10^{-4}$	$1,25 \times 10^{-4}$	$6,25 \times 10^{-5}$
Installasjonsspesifikt akseptkriterium (pr år)	$1,25 \times 10^{-2}$	$4,25 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$	$6,25 \times 10^{-4}$
Feltspesifikt akseptkriterium (pr år)	$2,5 \times 10^{-2}$	$8,5 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-3}$	$1,25 \times 10^{-3}$
Akseptkriterium for felt som ses i sammenheng	5×10^{-2}	$1,7 \times 10^{-2}$	5×10^{-3}	$2,5 \times 10^{-3}$

Det anbefales at man etablerer et akseptkriterium knyttet til egne felt i de enkelte beredskapsregioner for å oppnå en god sammenkobling mellom miljørisiko og beredskap, slik forskriften forutsetter.

Dersom miljørisikoen er over akseptkriteriene er aktiviteten ikke akseptabel og må endres. Denne endringen vil i praksis være å innføre risikoreduserende tiltak (fokus på sannsynlighetsreduserende framfor konsekvensreduserende) eller ikke starte opp/avvikle aktiviteten. Selv om akseptkriteriet er oppfylt skal tiltak vurderes etter ALARP prinsippet med fokus på sannsynlighetsreduserende framfor konsekvensreduserende tiltak.

I MIRA metoden benyttes "ALARP området" (definert ved risiko fra X % til 100 % av akseptkriteriet, hvor X defineres av det enkelte selskap) som grense for når risikoreduserende tiltak bør vurderes. I den eksponeringsbaserte analysen benyttes ALARP-området for å illustrere forskjeller i miljørisiko i ulike områder, og slik at man på bakgrunn av et middels høyt risikopotensial kan velge å vurdere risikoreduserende tiltak uten videre, eller å gå videre til skadebasert analyse for å analysere mer nøyaktig miljørisiko.

Implikasjoner ved bruk av miljørisikoenalyse

Risikoanalyse er å beregne sannsynlighet for hendelser kombinert med skadeomfang av disse. Skade kan uttrykkes på ulike nivåer (organisme, bestand/populasjon, samfunn, habitat, økosystem), og skade kan forvoldes mot et svært stort antall miljøkomponenter. I praksis blir det umulig å analysere skade for alle arter og habitater i økosystemet. VØK begrepet er derfor

innført for å identifisere spesielt verdifulle og sårbare komponenter i miljøet (bestander, habitater). Disse benyttes som risikoindikatorer og er vurdert å gi et tilstrekkelig grunnlag for å vurdere miljørisikoen.

Ved utformingen av akseptkriteriene må man være klar over at det analyseres på et utvalg av enkeltkomponenter. Kriteriene må derfor forstås som

A: f[skade av omfang X på miljøkomponent A] og ikke som

B: f[skade av omfang X i miljøet generelt (dvs. for alle miljøkomponentene; A....Å)].

Se også Appendix B for ytterligere informasjon vedrørende styring av miljørisiko.

3.2.2 Steg 2: Etablere en aktivitetsbeskrivelse

Dette steget gjennomføres for alle de tre metodiske nivåer.

Tidlig i enhver risikoanalyse er det nødvendig å få klarhet i hva som skal analyseres, ved å etablere en aktivitetsbeskrivelse. Følgende bør klarlegges:

- Hvilken type aktivitet og hva er omfanget av aktiviteten som skal analyseres?
- Eksisterende kunnskaper om det aktuelle reservoaret
- Hva eksisterer av sammenlignbar informasjon? Er det eventuelt tilstrekkelig med en referansebasert (forenklet) analyse?
- Foreligger det tidligere miljørisikoanalyser som dekker aktiviteten eller som kan brukes til sammenlikning.
- Andre grunnleggende forutsetninger og antagelser

For installasjoner og feltutbygging bør det framskaffes en realistisk oversikt over det planlagte eller antatte aktivitetsnivået gjennom installasjonen eller feltets levetid. Som et minimum må dette framskaffes for en fremtidig 3-5 års periode. Oversikten må oppgi antallet av ulike risikofylte operasjoner hvert år i perioden. Miljørisikoanalysen bør følgelig også oppdateres hvert 3-5 år mht. til aktivitetsnivået på det aktuelle tidspunktet og dersom aktivitetsnivået endres (økes) i forhold til det som lå til grunn for analysen, slik HMS-forskriftene forutsetter. Det vil også være aktuelt å oppdatere miljørisikoanalysen dersom ny kunnskap eller vesentlig nyere data er tilgjengelig.

En aktivitetsplan for *installasjonen* forteller om fordeling av aktiviteter over tid, både over året og over installasjonens levetid. Her er det viktig at operasjoner som skjer i forbindelse med driften av installasjonen, f.eks. brønnoverhaling, wireline operasjoner osv., beskrives spesifikt mht. hvilket tidsrom aktiviteten vil pågå. Miljørisikoanalysen vil da kunne gjenspeile sesongmessige variasjoner i miljørisiko, og eventuelt gi innspill til hvordan aktivitetsplanen kan endres for å redusere miljørisikoen. For installasjoner kan miljørisikoen analyseres for året med høyest aktivitetsnivå, gitt at dersom miljørisikoen er akseptabel med høyt aktivitetsnivå, vil den også være det ved et lavere aktivitetsnivå.

Det bør tilføyes en omtale av tidsperioden aktiviteten og analysen er gyldig for (en perioden på x antall år for et oljefelt, eller en periode på x mnd for en leteboring)

Nødvendige inngangsdata

Nedenfor er det gitt en oversikt over forhold som vil kunne ha betydning for beregning av utblåsningsfrekvenser, samt rater og varigheter av utblåsninger. I en del tilfeller vil man ikke ha denne informasjonen, og man må da benytte generisk informasjon som finnes i ulike databaser. Informasjonen vil i varierende grad være relevant avhengig av om systemet som skal analyseres er en leteboring, en feltutbygging eller en annen type risikofylt aktivitet. Det er fullt mulig å analysere miljørisiko uten å ha all informasjonen, men usikkerhet i analysen kan reduseres med økende informasjonstilgang.

Det er nødvendig med informasjon om reservoar, brønndesign og boreforhold (for nærmere utdypning se kapitlene om frekvensberegninger, rate/varighetsberegninger). Tilgjengelige data om reservoar og boreforhold vil variere i forhold til kunnskap om felt og reservoar. Nedenfor er det gitt eksempler på inngangsdata for reservoar og boreforhold:

- Reservoarype / Forventet funn (olje/gass/kondensat), eventuelt innbyrdes forhold mellom disse
- Funnssannsynlighet ved leteboringer
- Reservoarype (evne til sandproduksjon)
- Kunnskap om reservoaret
- Reservoardyp (topp)
- Antatt gasskolonne/oljekolonne
- Permeabilitet
- Vanndyp
- Utslippsdyp ved en eventuell undervannsutblåsning
- Oljetype/oljeegenskaper
- Posisjon for boring
- Minste avstand til land.
- Planlagt borestart og boreperiode
- Antall dager til entring av oljeførende lag
- Varighet av boring i oljeførende lag
- Totalt beregnet boretid
- Forventet tid for boring av avlastningsbrønn
- Hva slags rigg som skal benyttes (type, navn)
- Antall og type brønner som skal bores
- Temperatur og trykk for brønnene
- Trykkmargin (differansen mellom poretrykk og reservoartrykk)
- Informasjon om sammenliknbare brønner

De inngangsdata som benyttes for aktiviteten skal så langt det er mulig skal være basert på teknisk risikoanalyse for aktiviteten, dvs. de samme data som ligger til grunn for søknad til PTIL om samtykke. Det presiseres også viktigheten av at data er sporbare og etterprøvbare og at de data som benyttes dokumenteres.

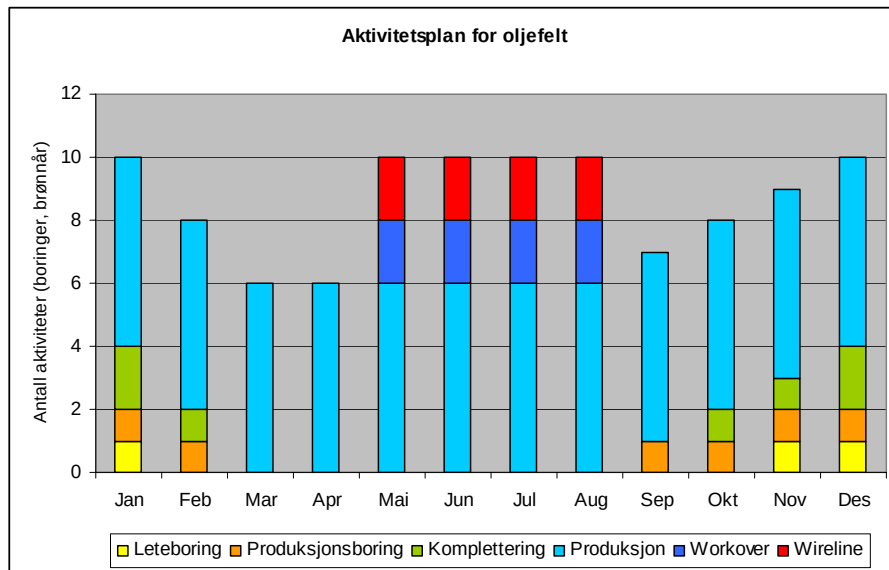
Identifiserte fare og ulykkeshendelser (IFU). IFUene kan finnes i sikkerhetsdokumentet som beskriver operasjonen. På bakgrunn av aktivitetsbeskrivelsen bør det foretas en gjennomgang av alle relevante faresituasjoner som kan føre til miljøskade. For oljeutslipp fra petroleumsvirksomheten offshore kan dette være:

- Utblåsninger
- Prosesslekkasjer
- Rørledningslekkasjer
- Rørledningsbrudd
- Lekkasje fra lagertanker
- Lekkasje fra bunnrammer
- Lekkasje i forbindelse med laste og losseoperasjoner
- Tankskipulykker

MIRA metoden er i begrenset grad egnet for å analysere risiko fra utslipp av små mengder olje. Det anbefales at oljemengder under 1 tonn utelates fra analysen og håndteres på lik linje med operasjonelle utslipp.

Miljørisiko beskrives og analyseres per operasjon for leteboring og per felt/ installasjon per år for bore og brønnaktiviteter på oljefelt i drift. Akseptkriteriene er tilpasset dette. Definerte kategorier av bore og brønnaktiviteter i MIRA kan være:

- Leteboring (inkludert grunn gass)
- Leteboring (uten grunn gass)
- Produksjonsboring (inkludert grunn gass)
- Produksjonsboring (uten grunn gass)
- Komplettering
- Brønnoverhaling
- Oljebrønn i drift
- Gassbrønn i drift/gassinjeksjon
- Antall prod. brønner i drift
- Vanninjeksjon



Figur 3-2 Eksempel på aktivitetsplan for et oljefelt i drift.

Databehandling

Inngangsdata systematiseres i matriseform og verifiseres med nødvendig dokumentasjon.

Utgangsdata

To matriser, hvorav den ene (reservoar og boreforhold) utgjør generell informasjon, og den andre (oljeegenskaper) utgjør deler av datasettet som legges til grunn for oljedriftsberegninger.

3.2.3 Steg 3: Etablere sannsynlighetsestimat for uønskede hendelse

Dette steget gjennomføres for alle tre metodiske nivåene.

På bakgrunn av erfaringsdatabaser og informasjon om det aktuelle konseptet og de aktivitetene som skal inngå i analysen, gjennomføres det sannsynlighetsberegning for dimensjonerende hendelse med potensielle miljøkonsekvenser. Det presiseres at informasjonen om sannsynlighet for hendelser bør komme fra den tekniske risikoanalysen og at det er en tett kobling mellom de ulike risikoanalysene som gjennomføres.

Nødvendige inngangsdata

Sannsynlighetsberegningene er basert på bruk av erfaringsdatabaser, kombinert med informasjon om det aktuelle konseptet og de aktivitetene som skal inngå i analysen. Det er derfor behov for beskrivelse av:

- Reservoaregenskaper
- Installasjonen/teknisk utstyr (som bl.a. gir utstrømningsveier)
- Operasjonen (aktivitetstyper og –nivå.. Spesielle prosedyrer, f.eks. HTHT-prosedyrer)
- Oljens egenskaper (evt kondensat/gass etc)

Sannsynlighetsberegningene utføres gjerne som en integrert del av den tekniske risikoanalysen. Det er flere datakilder som kan benyttes for beregning av frekvenser, herunder:

- Sintef Offshore Blowout Database
- DNV WOAD (Worldwide Offshore Accident Databank)
- Sintef Blowout Characteristics and Frequencies
- Scandpower Model for Blowout Risk Prediction

Databehandling

For hver av de aktuelle IFU'ene (f.eks utblåsninger, rørledinger og lekkasjer fra bunnrammer) beregnes en basisfrekvens. Basisfrekvenser for utblåsninger beregnes ut fra data fra Nordsjøen (norsk og britisk sokkel) og Mexicogulfen (US GoM) for perioden etter 1985 (eventuelt fra 1980 dersom et begrenset datagrunnlag skulle tilsi dette). Andre data anbefales ikke inkludert fordi:

- Andre deler av verden har eller kan ha mindre pålitelige rapporteringsrutiner for både selve utblåsingen og eksponeringsdata.
- Andre deler av verden har eller kan ha andre sikkerhetsforskrifter og rutiner, både tekniske og operasjonelle.
- Det teknologiske nivået på 70-tallet og tidligere var lavere enn det er i dag.
- Før 1980 var det andre sikkerhetsforskrifter og rutiner.

Basisfrekvensene for utslipp må ta hensyn til hvilken type brønn som skal analyseres. Således må basisfrekvensene beregnes spesifikt for:

- HTHT-brønner (høyt trykk – høy temperatur), som først og fremst gjelder gass- og kondensat-brønner.
- Type fluid i brønnen (olje – kondensat – gass).
- Andel utblåsninger som går til sjø (vs. utblåsninger som går til et annet reservoar, og dermed ikke når sjøen).
- For kompletteringer, produksjonsbrønner og overhalinger antas det at kontakten med oljesonen allerede er etablert, og sannsynligheten for at en utblåsning fra oljeprodusenter er en oljeutblåsning settes til 100 %. For boreriger bør det gjøres egne vurderinger, siden boringen av en oljebrønn ofte også involverer muligheten for en gassutblåsning.
- Andel antente utblåsninger – i disse tilfellene vil mesteparten av oljen kunne brenne opp, anslagsvis 85-95%, av rate-estimatene for de identifiserte IFU reduseres tilsvarende.

De basisfrekvenser som er beregnet for en oljeutblåsning kan justeres for lokale forhold i forbindelse med valg av rigg. Det presiseres at dersom generiske hendelses sannsynligheter reduseres, for eksempel pga. kunnskap om reservoaret eller spesifikke teknologiløsninger, så må grunnlaget for dette dokumenteres

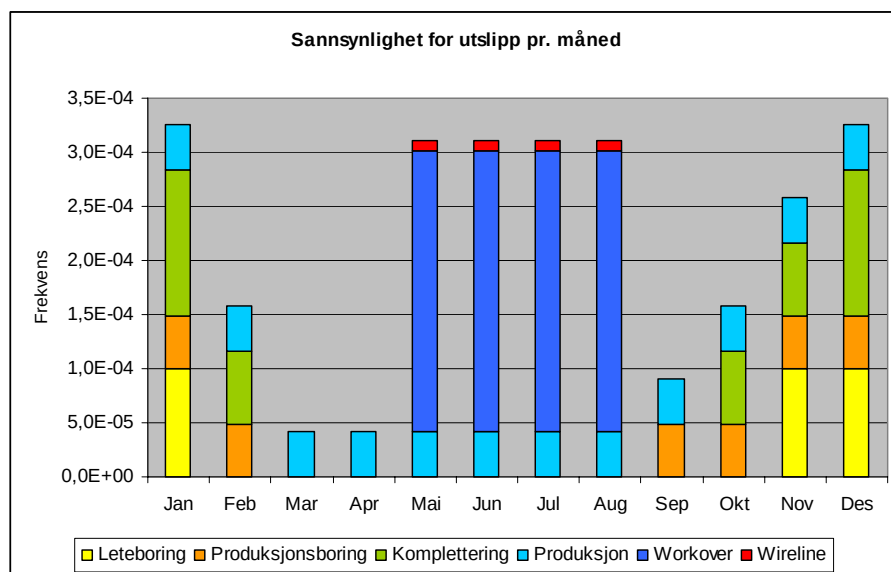
Basisfrekvenser for lekkasjer og brudd på rørledninger, stigerør og bunnrammer kan fremskaffes fra:

- PARLOC 1994; utgis av AME (stigerør og rørledninger).
- Feildata for rørledninger utarbeidet av DNV for Statoil til bruk ved analyser av rørledninger både på land og i sjø.
- Lekkasjefrekvenser for bunnrammer er bl.a. analysert for Gullfaks satelitter og Åsgard av Statoil.

I tillegg kan det være aktuelt å inkludere hendelser forbundet med skipstransport (skytteltankere), både mindre uhell i forbindelse med lasting og kollisjoner, brann/eksplosjon og eventuelt også grunnstøting inne ved kysten.

For å komme frem til en frekvens for utblåsning (Figur 3-3) for den aktiviteten som analyseres, må et boreprogram (leteboringer eller avgrensning-/produksjonsboringer) eller en **aktivitetsplan** (installasjoner og felt) foreligge (jf. Figur 3-2).

For leteboringer må aktiviteten beskrives mht. tidspunkt for oppstart og varigheten av operasjonen, samt antatt tidspunkt for gjennomtrengning av reservoar. Dersom flere boreoperasjonen skjer samtidig må dette beskrives.



Figur 3-3 Eksempel på frekvensestimater for aktiviteten ved et oljefelt basert på bidrag fra ulike aktiviteter.

Utgangsdata

Tabell over frekvensestimater for aktiviteten. Dette kombineres senere med sannsynlighetsberegningene for oljedrift og miljøskade.

Ved at både frekvensberegningene har tatt hensyn til aktivitetsprogrammet (over året og over installasjonens/feltets levetid), og scenariobeskrivelsene (IFU) har identifisert spesifikke hendelser under ulike aktiviteter og faser av en boring, vil man kunne etablere frekvens for utslipp for hver sesong eller måned, og således få en riktigere beskrivelse av miljørisikoen. Dette

vil igjen gi muligheter for å begrunne hvilke sesonger eller måneder som representerer lavest miljørisiko mht. til gjennomføring av tidsbegrensede aktiviteter.

3.2.4 Steg 4: Rate/varighetsberegning

Aktiviteten i steg 4 er å etablere tilstrekkelig antall sannsynlige kombinasjoner av utslippsvarigheter og rater i miljørisikoanalysen. Dette steget gjennomføres for alle tre metodiske nivåer.

Beregning av strømningsrate og -varighet ved en eventuell ukontrollert utblåsning inngår i styringen av miljørisiko i planleggingen av brønnaktiviteter i petroleumsvirksomheten på norsk sokkel. Operatørselskapene utfører miljørisikoanalyser, hvor mulige skader på miljøressurser som følge av boring, komplettering, drift og vedlikehold av brønner undersøkes og tallfestes. Vurdering av risiko forbundet med mulige utblåsninger av olje og kondensat er et hovedtema i analysene. For å kunne beregne miljørisikoen best mulig, samt åpne for større grad av risikostyring hvor man kan fokusere på de hendelser/situasjoner som bidrar mest til miljørisikoen, er det nødvendig å kunne gjenspeile et tilstrekkelig antall sannsynlige kombinasjoner av utslippsrater og -varigheter i miljørisikoanalysen.

Ved beregning av strømningsrate og -varighet av utblåsning benyttes ulike beregningsmetoder på tvers av og internt i operatørselskapene. Detaljnivå i analysene, håndtering av usikkerhet, begrepsapparat og grad av dokumentasjon og sporbarhet varierer sterkt. OLF har derfor fått utarbeidet retningslinjer for beregning av utblåsningsrater og -varighet til bruk ved analyse av miljørisiko (OLF 2006). Målsettingen med retningslinjene er å bidra til standardisering av begrepsapparat, metodikk og dokumentasjon ved beregninger av utblåsningsmengder, og dermed forenkle kommunikasjon av analyseresultater og styrke tilliten til disse hos beslutningstakere.

Hovedprinsippet i retningslinjene er at nøytrale eller lite konservative beregninger krever grundige analyser. Når forenklinger innføres i modeller og beskrivelser av usikkerhet, skal disse slå ut i konservativ retning, og vurderingene forenklingene er basert på skal dokumenteres.

I en miljørisikoanalyse er det behov for å sette sammen risikobeskrivelsen fra flere scenarier til et større bilde som samsvarer med den aktiviteten analysen er rettet mot og de akseptkriterier som gjelder. Dette kan innebære:

1. Sammenstilling av flere scenarier for å etablere risikobildet med hensyn til utblåsningsforløp for en enkelt operasjon eller et definert antall operasjoner av lignende karakter.
 - Resultatene fra beregningene på scenarionivå vektet med sannsynlighetene for at de ulike scenariene inntreffer, gitt en utblåsning.
2. Sammenstilling av flere operasjoner for å etablere risikobildet for en *brønn* gjennom en spesifikk periode, for eksempel ett år.
 - Resultatene på operasjonsnivå gis vekt relative til utblåsnings sannsynlighetene for de ulike operasjonene.
3. Sammenstilling av flere brønner for å etablere risikobildet for en installasjon
 - Resultatene på brønnnivå gis vekt relative til utblåsnings sannsynlighetene for de ulike brønnene.
4. Sammenstilling av flere installasjoner for å etablere risikobildet for et felt.

- Resultatene på installasjonsnivå gis vektorer relative til utblåsingssannsynlighetene for de ulike installasjonene.

Utgangsdata fra rate- og varighetsberegningen er en matrise som angir utfallsrommet som i eksempelet under:

Tabell 3-3 Eksempel på matrise med angivelse av sannsynlighet for ulike utslippsrater og varigheter.

Scenario, hydrokarbon type	Utslipp	Rate Sm ³ /d	Varighet (døgn)					Sannsynlighet scenario	Sannsynlighet utslippspunkt
			0- 2	2-5	5-14	14-30	30-40		
Tripping, kondensat/olje blanding	Overflate	1000	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,8	0,25
	Sjøbunn	1000	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75
Innboring, kondensat	Overflate	904	0,57	0,20	0,15	0,05	0,03	0,2	0,25
	Sjøbunn	904	0,41	0,18	0,19	0,08	0,14		0,75

Ytterligere bakgrunn for rate- og varighetsberegninger i miljørisikoanalyser er gitt i OLF 2006.

3.2.5 Steg 5: Spredningsberegninger

Etablering av nødvendig oljedriftsdata utføres kun for eksponerings- og skadebasert analyse. For referansebasert analyse benyttes allerede eksisterende oljedriftsdata som er representativ for aktiviteten. Beskrivelsen vider i dette kapitlet omhandler spredningsberegning for eksponerings- og skadebasert analyse. For ytterligere beskrivelse av referansebasert analyse se kapittel 3.3.

Oljedriftsberegninger gjennomføres i denne sammenheng for

- å danne grunnlag for skadeberegninger i miljørisikoanalysen, og
- gi utfyllende statistisk og scenaribasert informasjon som grunnlag for beredskapsanalysen.

Ved oppstart av oljedriftsmodellen må normalt alle aktuelle varigheter, samt oljetype (og oljens egenskaper) foreligge. Fordeling av rater på ulike varigheter kan evt. gjøres i en etterprosessering avhengig av hvilken oljedriftsmodell som benyttes.

Dagens oljedriftsmodeller kan nå beregne olje konsentrasjoner i vannmassen (nedblandede oljemengder i hver rute), både akkumulert og tidsmidlet konsentrasjon. Modellene kan beregne statistikk for et gitt område og kan også gi en fordeling av mengder i ulike kystavsnitt.

NOFO standard leveranse vil heretter baseres på den fulle rate/varighetsfordelingen. I NOFO formatet inngår leveranse av enkeltscenarier for scenariet med størst strandet mengde, korteste drivtid til land, flest berørte ruter samt evt. scenariet med størst miljørisiko. I oppdateringen av 2005 ble det i tillegg innført et krav om leveranse av data for midlere mengder og drivtider, samt data for fordeling av mengder og drivtider. Dette for å gi et bedre bilde av miljørisikoen og for å kunne visualisere utfallsrommet av ulike hendelser.

Tidligere oljedriftsberegninger for samme eller en nærliggende lokasjon kan sammen med vurdering av oljetype og aktuell periode/årstid, danne grunnlag for en forenklet analyseprosess. (se avsnittet om referanseanalyse). Gjennom en etterprosessering av dataene kan oljedriftsfilen benyttes for endrede rater, ved å tilordne andre oljemengder til hver oljepartikkel. Varigheten av et utslipp kan derimot ikke endres i en etterprosessering.

Inngangsdata og dataformat må være i henhold til spesifikasjoner beskrevet her. Pt. gjennomføres oljedriftsberegninger av meteorologisk institutt, DNV og SINTEF med noe ulike modeller som ofte gir forskjellig resultat mht. sannsynlighet for oljemengder i ulike ruter. Man må derfor utvise varsomhet dersom man ønsker å sammenligne miljørisiko mellom operasjoner og lokasjoner og mellom ulike selskaper. Kun dersom oljedriftsberegningene er utført med samme modell, basert på et standardisert simuleringsoppsett kan analysene sammenlignes uten videre. Det er gjennomført et prosjekt i OLF regi som har sammenlignet de ulike spredningsmodellene, der til dels betydelige forskjeller ble identifisert.

Det anbefales at man i alle tilfeller gjennomfører helårlige oljedriftsberegninger. Dette bør standardmessig være oljedriftsberegninger for hver av de fire sesongene vinter-vår-sommer-høst, med tilstrekkelig antall simuleringer i hver sesong. Alternativt benyttes månedlig oppløsning. Dette vil bidra til økt gjenbruk av oljedriftsdata og vil gi muligheter for å identifisere det tidspunkt der en gitt aktivitet medfører lavest risiko. Dette vil sikre tilstrekkelig datagrunnlag for eventuelle endringer i boreperiode og gir mulighet for å benytte datasettet for annen aktivitet i samme lokasjon. Det er etablert et arkiv hos NOFO som pr. i dag inneholder et stort antall drivbaner for ulike lokaliteter. Det forutsettes at nye oljedriftsberegninger gjøres tilgjengelig for NOFO's drivbanearkiv, og rapporteres på standard NOFO format. Det eksisterer pr. i dag ulike standardiseringsformater, som kan danne utgangspunkt for valg i forbindelse med MIRA-data. Ved eksponerings- og skadebasert analyse i kystsonen må man vurdere nøye hvilke ruter som er definert som sjø- og landruter.

Nødvendige inngangsdata

De nødvendige inngangsdata til oljedriftsberegningene er gitt nedenfor. Det er skilt mellom generelle inngangsdata, som utgjør et felles, aktivitetsuavhengig datagrunnlag for oljedriftsberegningene, og spesifikke inngangsdata, som vil variere for den enkelte aktivitet,

Generelle inngangsdata

- Det enhetlige datasettet for strøm som etableres av Meteorologisk Institutt (met.no) skal legges til grunn for oljedriftsberegningene. Dette datasettet foreligger for et standardisert 20 km grid og er basert på X år med strømdata. Tidevanns data er inkludert i de klimatologiske strømdataene fra met.no. Dersom man har bedre data, brukes de best tilgjengelige.
- Et tilsvarende datasett for vind legges også til grunn. Det standardiserte datasettet er basert på ca 40 år med vinddata. Det bør vurderes hvor langt tilbake i tid man skal benytte værstatistikken for å sikre et representativt datagrunnlag. Datasettene bør jevnlig oppdateres med ny statistikk.
- Bølgedata genereres i modellene fra vinddata.

Spesifikke inngangsdata

- Rate-varighetsmatrise med angivelse av varigheter som skal benyttes (se Tabell 3-3)

- Frekvensfordelingen i matrisen skal til sammen utgjøre 1 (dvs. at grunnsannsynligheten ikke inngår).
- Lengste varighet for modellering settes lik nødvendig tid for boring av avlastningsbrønn.
- Alternativt kan det gjøres en dokumentert vurdering av lengste varighet.
- Oljeegenskaper. Dersom oljetypen ikke er kjent, velges en relevant oljetype som man har forvittringsdata for i samråd med reservoaringeniører. Et begrunnet valg skal dokumenteres. Der oljetypen er kjent benyttes resultater fra eventuelle forvittringsstudier som grunnlag for oljedriftsberegningene.
- Operasjonens varighet

Databehandling

NOFO har i forbindelse med planlegging av regional beredskap etablert formater på rutenett og filformat for rapportering av oljedriftsstatistikk for bruk i beredskapsanalyser (se <http://planverk.nofo.no>).

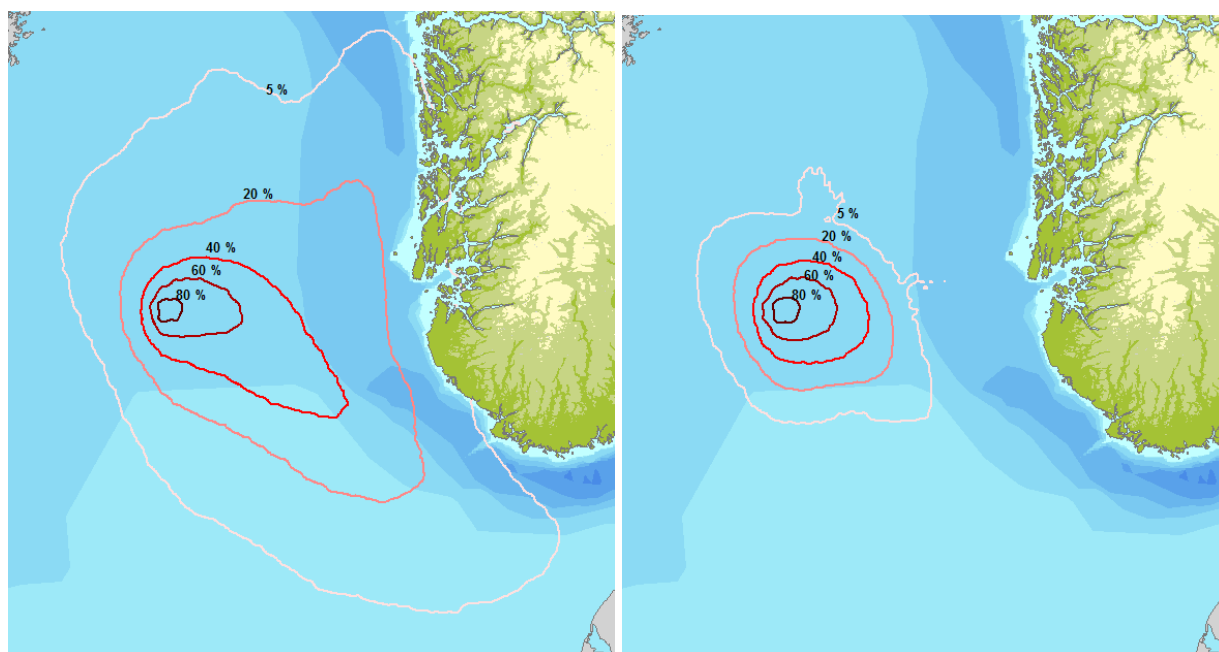
Det skal gjennomføres modellering på et antall historiske vær-situasjoner som er tilstrekkelig til at uttak av resultater for én måned har statistisk gyldighet. Som et minimum må det kjøres en simulering for hver varighet pr. måned og pr. år for den perioden man har vind og strømdata for. Med 30 års vind og strømdata og 5 varigheter blir behovet minst 150 simuleringer pr. mnd. For kun en varighet er det behov for minst 30 simuleringer pr mnd. Tilfeldig trekning av starttidspunkter må skje uten tilbakelegging for å unngå dobbeltregistreringer i statistikken.

Modelleringen skal gjennomføres slik at resultater i ettertid kan hentes ut for en valgfri tidsperiode, hvor høyest mulig oppløsning er én måned. Standard leveranse er resultater for en periode dekkende for boreperioden, tillagt varighet for boring av avlastningsbrønn samt 30 døgns følgetid. I etterprosesseringen skal det gjøres et cut off for oljemengder under 1 tonn.

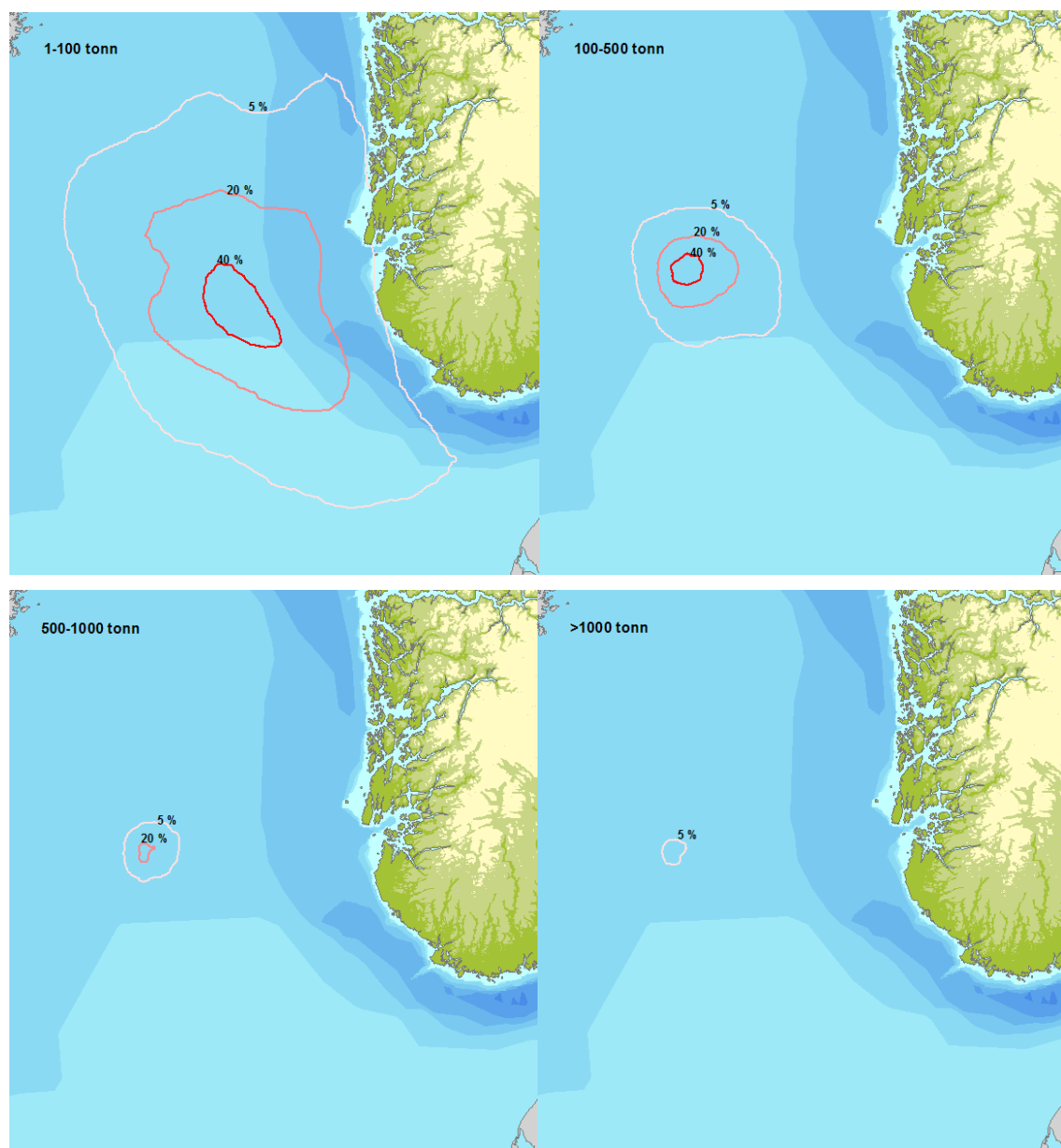
Modelleringen skal gjennomføres slik at resultater kan angis for hvert av fire mengde intervaller. Disse er for 10x10 km ruter (se eksempel i Figur 3-5):

- 1-100 tonn
- 100-500 tonn
- 500-1000 tonn
- >1000 tonn

Modelleringen etterprosesseres mht. den angitte rate/varighetsfordelingen.



Figur 3-4 Eksempel på treffsannsynlighet for olje ved overflateutblåsning (venstre) og sjøbunnsutblåsning (høyre) ved en leteboring. Influensområdet defineres ved områder med mer enn 5 % treffsannsynlighet. Treffsannsynligheten er basert på hele oljedriftsstatistikken og reflekterer ikke spredning fra en enkelt simulering.



Figur 3-5 Eksempel på treffsannsynlighet for olje innenfor mengdekategorier (1-100, 1000-500, 500-1000 og >1000 tonn) ved overflateutslipp fra en leteboring.

Utgangsdata

For gjennomføring av miljørisikoanalysen er det behov for resultatfiler fra oljedriftsberegningene rapportert på standard 10x10 km rutenett (se http://planverk.nofo.no/mal_olje.htm):

- Resultatfil 1: Oljedriftstatistikk rutenett
- Resultatfil 2: Oljedrift for alle enkeltsimuleringer rutenett

Resultatfil 1 utgjør inngangsdata for gjennomføring av den eksponeringsbaserte risikoanalysen og for skadebaserte analyser på VØK-habitater. Treffsannsynligheten brukes samtidig til å avgrense influensområdet (Figur 3-4). Resultatfil 2 benyttes i skadebaserte analyser på VØK-bestander hvor skadeomfanget beregnes i form av akutt bestandsreduksjon for hver enkelt simulering, og deretter utarbeides en sannsynlighetsfordeling for akutt bestandsreduksjon.

Resultatfil 1 inneholder statistikk for alle berørte ruter (sjø/land) basert på alle simuleringene, og må inneholde minst følgende kolonner:

Id	Unikt rutenummer for rutenettet (heltall)
M_ave1	Gjennomsnittsverdi over alle simuleringene for tidsmidlet oljemengde for sjøruter, akkumulert oljemengde for strandingsruter i tonn (desimaltall)
M_ave2	Gjennomsnittsverdi over alle simuleringene for tidsmidlet oljemengde for sjøruter så vel som strandingsruter i tonn (desimaltall)
Mmaxo	Maksimal oljemengde i ruten, tidsmidlet for sjøruter, akkumulert for strandingsruter (tonn)
Mmaxe	Maksimal emulsjonsmengde i ruten, tidsmidlet for sjøruter, akkumulert for strandingsruter (tonn)
st1	Sannsynlighet for oljemengder 1 - 100 tonn (desimaltall)
st2	Sannsynlighet for oljemengder 100 - 500 tonn (desimaltall)
st3	Sannsynlighet for oljemengder 500 - 1000 tonn (desimaltall)
st4	Sannsynlighet for oljemengder > 1000 tonn (desimaltall)
total	Totalsannsynlighet for olje i ruten (desimaltall).
Nhit	Gjennomsnittlig antall partikler som har truffet ruten når ruten berøres (heltall)
Tmin	Korteste drivtid i timer fra start søl til ruten berøres (heltall)
Tave	Midlere drivtid i timer fra start søl til ruten berøres (heltall)
Mdisp	Gjennomsnittlig tidsmidlet mengde dispergert olje i tonn når ruten berøres (desimaltall)
Ewat	Gjennomsnittlig vanninnhold av evt. emulsjon i ruten når ruten berøres (desimaltall)
Visc	Gjennomsnittlig viskositet (cP; kg/ms - ved T °C) av oljen

Som opsjon kan flere parametere gis (f.eks):

Ctot	Gjennomsnittlig tidsmidlet THC konsentrasjon i vannsøylen (ppb)
Cdiss	Gjennomsnittlig tidsmidlet løst konsentrasjon (DHC) i vannsøylen (ppb)
Disp2	Gjennomsnittlig mengde dispergert olje i tonn (tilstanden til en partikkel når den ankommer ruten)
Emul_ave	Gjennomsnittlig tidsmidlet mengde emulsjon (tonn/m ³)
Emul_acc	Gjennomsnittlig akkumulert mengde emulsjon (tonn/m ³)
Dens	Gjennomsnittlig tetthet (kg/m ³) av oljen
Thick	Gjennomsnittlig oljeflaktykkelse (mm)
Evap	Gjennomsnittlig mengde fordampet olje (tonn) tilstanden til en partikkel når den ankommer ruten

Resultatfil 2 inneholder resultater for hver enkelt simulering for alle berørte ruter. Formatet er som beskrevet for foregående punkt, men med verdier for enkeltsimuleringer istedenfor over alle simuleringene. Sannsynlighets- og maksimalverdier leveres selvsagt ikke. I tillegg rapporteres to kolonner inneholdende følgende parametere:

Sim_ID	Unik referanse til hver av de simuleringer som er gjennomført.
Start_tid	Dato og tidspunkt for simuleringens start

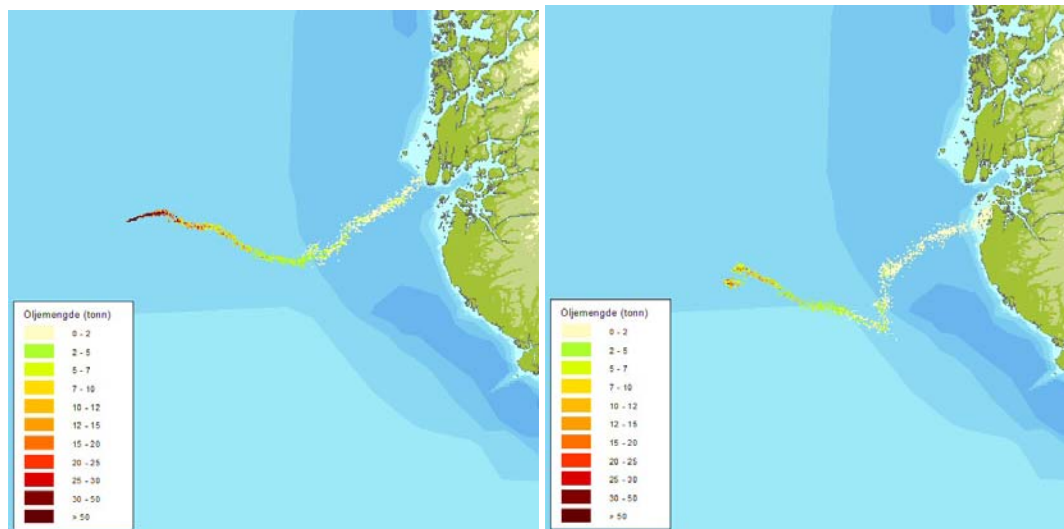
Både ved skadeberegningen (skadebasert og eksponeringsbasert) og for å kunne ta ut generell oljedriftsstatistikk må oljedriftssimuleringene vektes for varighetsfordelingen. For å ivareta

endringer i vektingsparametere på et senere tidspunkt bør også hver enkelt varighet rapporteres fullstendig i henhold til ovenstående format.

I tillegg til resultatfil 1 og 2 for alle 10x10 km ruter, vil det for andre analyser (beredskap, netto miljøgevinst) være behov for flere resultatfiler:

- Resultatfil 3: Oljedriftstatistikk kystsegmenter
- Resultatfil 4: Oljedrift utvalgte enkeltsimuleringer
- Resultatfil 5: Værdata utvalgte enkeltsimuleringer

Resultatfilene og formater for disse er også beskrevet i http://planverk.nofo.no/mal_olje.htm.



Figur 3-6 Oljemengde på havoverflaten for en enkeltsimulering av oljedrift etter hhv. 6,5 døgn og 9 døgn etter utslippets start.

Resultater for utvalgte enkeltsimuleringer (resultatfil 4) skal rapporteres på et vesentlig mer detaljert rutenett (1x1 km), og vil kunne gi langt mer detaljert informasjon om oljedrift enn de statistiske beregningene. Det anbefales at man velger enkeltsimuleringer som gir et representativt bilde av miljørisikoen, samt gir grunnlag for å dimensjonere beredskapen (se eksempel Figur 3-6). Her vil også den aktuelle vær-situasjonen (resultatfil 5) for simuleringen være av stor betydning. Det er imidlertid også aktuelt å velge ut de enkeltsimuleringer som bidrar mest til miljørisikoen. På denne måte vil man være bedre i stand til å dimensjonere beredskapen mer reelt i forhold til aktuell risiko.

3.2.6 Steg 6: Gjennomføre skadeberegninger

Beregning av skadepotensialet er ulikt for alle de tre metodene. For referansebasert analyse gjøres dette som en sammenligning med miljørisikoen beskrevet i referanseanalysen, mens det skilles mellom eksponerings- og skadebasert analyse ut fra detaljeringsnivået. For detaljert beskrivelse av de ulike metodene, se henholdsvis kapittel 3.3, 3.4 og 3.5 for referanse-, eksponerings- og skadebasert analyse.

I dette kapitlet beskrives hvordan skaden eller skadepotensialet kan beregnes med to detaljeringsnivåer:

- Eksponeringsbasert analyse,
- Skadebasert analyse (VØK-bestander eller VØK-habitater).

Den eksponeringsbaserte analysen er en screening analyse av potensialet for miljøskade. Den kan brukes selvstendig for å identifisere mulighet for overskridelse av akseptkriterier, og/eller som grunnlag for utvelgelse og prioritering av aktuelle VØK innenfor influensområdet. Den kan også brukes som et supplement til en VØK basert skadeberegning, ved at den gir nyttig tilleggsinformasjon om risikonivået i de enkelte geografiske områdene i influensområdet.

Den skadebaserte analysen er en mer direkte beregning av miljøskade uttrykt ved restitusjonstid for den eller de utvalgte VØK artene eller områdene innenfor influensområdet.

Dersom en eksponeringsbasert analyse gir som resultat et risikonivå som er lavere enn akseptkriteriene kan miljørisikoen anses å være akseptabel og det vil ikke være nødvendig å gå videre med en skadebasert analyse. Prinsippet om risikoreduksjon etter ALARP gjelder imidlertid fortsatt. Dette fordi en eksponeringsbasert analyse med de endringer som er innført i denne revisjonen av MIRA beregner et risikonivå som er mer konservativt enn miljørisikoen som framkommer i den skadebaserte analysen.

3.2.7 Steg 7: Beregning av miljørisiko

Formålet med risikoberegninger er å vurdere om selskapets akseptkriterier overholdes. Videre gir risikoberegningene grunnlag for valg og prioritering av tiltak som bidrar til å redusere sannsynlighet og konsekvens for skade og danner grunnlag for dimensjonering av oljevernberedskapen. For ytterligere beskrivelse av de ulike metodene, se henholdsvis 3.3, 3.4 og 3.5 for hhv. referanse-, eksponerings- og skadebasert analyse.

3.3 Referansebasert analyse

Dersom det foreligger resultater som kan sidestilles i forhold til aktiviteten(e) eller konseptet det er aktuelt å gjøre en miljørisikoanalyse for, kan det vurderes om det er forsvarlig å forenkle analyse prosessen. Tidligere analyse benyttes da som en referanseanalyse. Sentrale momenter for den aktuelle miljørisikoanalysen blir gjennomgått og sammenlignet mot referanseanalysen. Resultatene av sammenligningen blir evaluert m.h.p. miljørisiko og oljevernberedskap. Resultatet av evalueringen avgjør hvorvidt referanseanalysen er dekkende for den planlagte aktivitet. Referanseanalysen vurderes som dekkende for den planlagte aktiviteten dersom resultatene fra denne sammenligningen vurderes som mer konservativ enn de mer detaljerte analysene – slik at ytterligere analyser ville ha konkludert med lavere miljørisiko enn den gjeldende referanseanalysen. Dersom referanseanalysen er dekkende er det ikke behov for ytterligere analyse for den planlagte aktiviteten.

Følgende momenter inngår i evalueringen;

- geografisk plassering
- oljetype
- sannsynlighet for utslipp
- rate og varighet
- utslippspunkt (havoverflate eller sjøbunn)

- type operasjon

I tillegg gjøres det en vurdering av de miljømessige og tekniske forhold som kan variere fra analyse til analyse;

- akseptkriterier
- spesielt sårbar årstid
- klimatiske forhold
- influensområde
- brønntekniske aspekter

Hensikten med en slik oppbygning er å forenkle analysearbeidet i tilfeller hvor eksisterende dokumentasjon kan benyttes.

3.3.1 Akseptkriterie og aktivitetsbeskrivelse

Type operasjon må vurderes for å bestemme hvilke akseptnivå aktiviteten skal vurderes mot. Det er mulig å vurdere ulike typer operasjoner mot hverandre dersom man justerer resultatene slik at de bli sammenlignbare. Akseptkriterier for felt defineres per felt per år og for en leteboring per operasjon. Dvs. dersom en referanseanalyse er vurdert opp mot feltspesifikke akseptkriterier må miljørisikoen målt som andel av akseptkriteriet eskaleres opp mot det "strengere" akseptkriteriet for operasjon, hvis den nye aktiviteten for eksempel er en leteboring.

3.3.2 Etablere sannsynlighetsestimat

Etablering av sannsynlighetsestimat gjøres på samme måte for referansebasert analyse som beskrevet i kapittel 3.2.3 og er ikke forskjellig fra den evalueringen som gjøres for eksponerings- og skadebasert analyse. Sannsynlighetsestimatet sammenlignes med sannsynligheten for hendelse beskrevet i referanseanalysen. Dersom referanseanalysen har større sannsynlighet enn den nye aktiviteten kan den eksisterende analysen benyttes som referanse.

3.3.3 Rate/varighets- og spredningsberegning

Fastsettelse av rate og varighet gjøres på samme måte for referansebasert analyse som beskrevet i kapittel 3.2.4 og er ikke forskjellig fra den evalueringen som gjøres for eksponerings- og skadebasert analyse.

Geografisk plassering, oljetype, rate og varighet er parametere som inngår i vurderingen til potensielt influensområde fra aktiviteten. Vurderingene gjøres for hver enkelt variabel og dersom en av disse variablene ikke er mer fordelaktiv for den nye aktiviteten enn referanseanalysen må det gjennomføres mer detaljerte vurderinger/analyser. Dersom hver enkelt av variablene er innefor referanseanalysen benyttes influensområdet til referanseanalyse for vurdering av skadeomfang og beregning av miljørisiko.

3.3.4 Skadeberegning og beregning av miljørisiko

Miljørisiko er en funksjon av sannsynligheten for og konsekvens av et utslipp.

Dersom man gjennom vurderingene som er gjort i kapittel 3.3.1 til 3.3.3 har sannsynliggjort at aktiviteten har sammenlignbar geografisk beliggenhet, lavere rate, kortere maksimal utblåsningsvarighet og en olje som har lik eller kortere levetid på sjø enn oljen i referanseanalysen, kan man benytte vurderingene som er gjort i referanseanalysen for skadeberegning. Dersom alle variablene har en mer fordelaktiv verdi kan man konkludere med at den nye aktiviteten har lavere risiko for skade i influensområdet og har følgelig mindre miljøkonsekvens enn aktiviteten i referanse analysen.

Sannsynligheten for en for dimensjonerende hendelse med potensielle miljøkonsekvenser skal være lavere for ny aktivitet, sammenlignet med referanseanalysen.

Når begge faktorene, både sannsynligheten for og miljøkonsekvens av en hendelse med potensielle miljøkonsekvenser, er mindre vil miljørisikoen være mindre enn aktiviteten i referanseanalysen. Man har da visst at ny aktivitet har mindre miljørisiko og dermed er konklusjonen for referanseanalysen også dekkende for den nye aktiviteten. For å benytte denne metoden må den nye aktiviteten være uavhengig av referanseanalysen.

3.4 Eksponeringsbasert analyse

En eksponeringsbasert analyse gir et mål på potensiell miljørisiko innenfor et avgrenset område, basert på sannsynligheten for oljeforurensning og tilstedeværelsen av sårbare og verdifulle naturressurser.

3.4.1 Nødvendige inngangsdata

- Resultater fra statistiske oljedriftsberegninger
- Verdi- og sårbarhetsangivelse for alle registrerte områder innen influensområdet (MRDB®)
- MOB data
- Data for SMO områder langs kysten og til havs
- Frekvens for utslipp
- Akseptkriterier for miljørisiko

Resultater fra oljedriftsberegninger

Resultatene fra oljedriftsberegningene må foreligge på fil med statistikk for alle 10x10 km ruter innenfor influensområdet. Det er den samlede statistikken som brukes (resultatfil 1), og ikke resultater fra hver enkelt simulering.

De parametrene som brukes i den eksponeringsbaserte skadeberegningen er:

- Rute Id (unikt MRDB® rutenummer, 10x10 km rutenett)
- Sannsynligheten for oljemengde 1-100 tonn (vann-fri-olje)
- Sannsynligheten for oljemengde 100-500 tonn (vann-fri-olje)
- Sannsynligheten for oljemengde 500-1000 tonn (vann-fri-olje)
- Sannsynligheten for oljemengde >1000 tonn (vann-fri-olje)

Verdi- og sårbarhetsangivelse

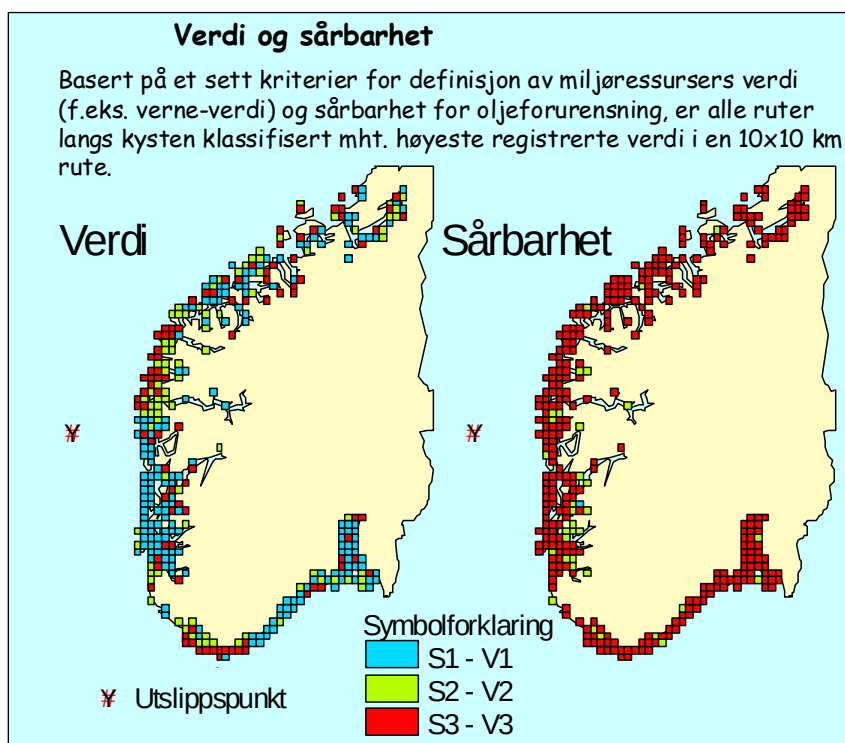
Input til beregning av eksponeringsbasert miljøskade er en angivelse av verdi (V) og sårbarhet (S) i alle 10x10 km ruter innen influensområdet. Verdien og sårbarheten fastsettes enklest på grunnlag av data fra MRDB®, og det velges alltid høyeste tallverdi uavhengig av om dette er angitt for samme ressurs.

Tabell 3-4 Kriterier for angivelse av verdi for miljøkomponenter.

Verdikategori		Vernestatus og verneinteresse	Bruksverdi (supplement)
V1	Moderat verdi	Vernet eller foreslått/vurdert vernet + lokal verneinteresse	Sikret som friluftsområde på regionalt nivå eller fylkesnivå (eller prioritet 1)
V2	Stor verdi	Vernet eller foreslått/vurdert vernet + regional verneinteresse + regional SMO	Sikret som friluftsområde på nasjonalt nivå (eller prioritet 2)
V3	Svært stor verdi	Vernet eller foreslått/vurdert vernet + nasjonal / internasjonal verneinteresse + nasjonal / internasjonal SMO	

Fra revisjonen av 2005 er verdibegrepet fra MOB (verneverdi) (SFT/DN 2000) lagt til grunn for tabellen over.

MOB sårbarhet tildeles på månedlig eller sesongmessig basis ihht. MOB kriteriene. Videre brukes data for SMO områder, der internasjonal og nasjonal SMO gis høyeste verdi, mens regional SMO gis middels verdi. SMO områder etableres på grunnlag av enkeltarter og tildeles sårbarhet i henhold til MOB kriteriene for de arter og måneder / sesonger som ligger til grunn for SMO klassifiseringen. SMO områder inkluderer en del havruter utenfor viktige hekkekolonier. Man bør i tillegg vurdere om viktige gyte områder tilfredstiller kriteriene for SMO. Disse bør da inkluderes i analysen.



Bruk av MOB verdi og inkludering av SMO vil medføre at flere ruter velges ut for analyse av potensiell miljørisiko. Dette vil gjøre konklusjoner fra den eksponeringsbaserte analysen sikrere samt at det også vil gi et bedre grunnlag for utvalg av ressurser om det skulle være nødvendig å gjennomføre en VØK-basert analyse.

I tilfeller der det er områder med stor bestandsandel og høy tetthet av ressurser på åpent hav innenfor influensområdet bør en skadebasert analyse gjennomføres.

3.4.2 Beregning av skadepotensiale

Fra oljedriftsstatistikken er det for hver 10x10 km rute beregnet en sannsynlighets-fordeling av oljemengder fordelt på 4 definerte mengdekategorier (M1, M2, M3, M4).

Første steg er å kombinere oljemengde i en 10x10 km rute med den angitte sårbarheten i ruten til et effektpotensiale (EP) i fire kategorier (dvs. potensiale for biologiske effekter), som vist i Tabell 3-5. Ut fra sårbarhetsverdien som er knyttet til en rute og fordelingen av oljemengde i ruta beregnes sannsynlighetsfordelingen for effektpotensialet. Sårbarheten er gitt som lav-moderat-høy (S1-S3).

Tabell 3-5 Matrise for beregning av effektpotensialet i eksponeringsbasert analyse.

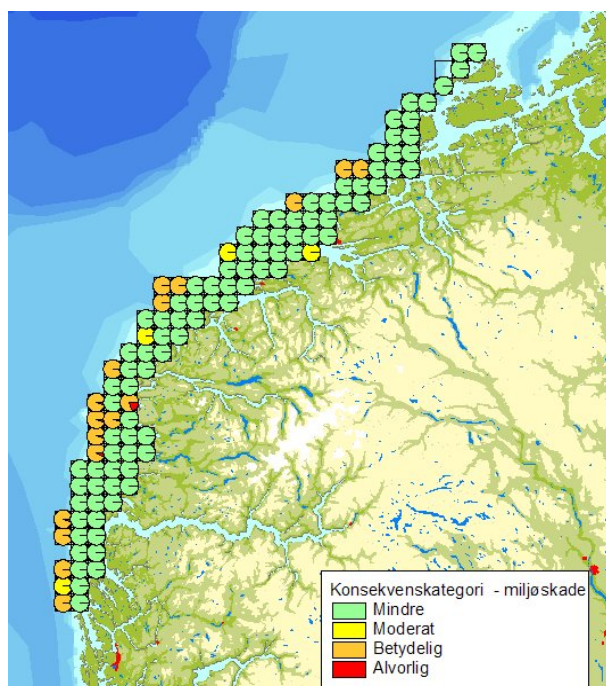
Oljemengde i 10x10 km rute	Sårbarhet i 10x10 km rute		
	S1	S2	S3
M1: 1-100 tonn	EP1	EP1	EP2
M2: 100-500 tonn	EP1	EP2	EP3
M3: 500-1000 tonn	EP2	EP3	EP4
M4: >1000 tonn	EP3	EP4	EP4

Deretter kombineres effektpotensialet (EP1-EP4) med den angitte verdien i ruten til et mål på konsekvenspotensial, som samsvarer med de fire miljøskadekategoriene som er benyttet i akseptkriteriene, som vist i Tabell 3-6.

Tabell 3-6 Matrise for beregning av konsekvenspotensialet basert på effektpotensialet i eksponeringsbasert analyse.

Effektpotensiale i 10x10 km rute	Verdi i 10x10km rute		
	V1	V2	V3
EP1	K1	K1	K2
EP2	K1	K2	K3
EP3	K2	K3	K4
EP4	K3	K4	K4

Konsekvenskategoriene (K1-K4) får en sannsynlighetsfordeling avhengig av effektpotensialet (EP1-EP4) og rutas verdi (V1-V3). En rute kommer således opp med fordeling i opptil 4 konsekvenskategorier (Figur 3-7). Tankegangen er at stor oljemengde fører til størst effektpotensiale mot de mest sårbare ressursene og at konsekvensene øker med ressursens verdi.



Figur 3-7 Eksempel på sannsynlighetsfordeling på konsekvenskategorier i eksponeringsbasert analyse.

3.4.3 Beregning av miljørisiko

Sannsynlighetsfordelingen til konsekvenskategoriene er beregnet med basis i at ruta eksponeres for olje. Potensiell miljørisiko i ruta fremkommer ved å multiplisere følgende faktorer:

- sannsynligheten for en konsekvenskategori, gitt at ruta eksponeres med olje, $p(K1-K4)$
- sannsynligheten for at ruta eksponeres med olje, gitt at et utslipp finner sted, $p(e)$
- utslippsfrekvensen for aktiviteten som vurderes, f_0 .

Frekvensen for skade i konsekvenskategori K1-K4 er dermed gitt ved $f(K1-K4)$:

$$f(K1-K4) = f_0 * p_e * p(K1-K4)$$

Det beregnes frekvens for hver konsekvenskategori for hver 10x10 km rute i analyseområdet. I resultatfilene fra den eksponeringsbasert analysen, presenteres både sannsynlighet for oljemengde i ulike kategorier og sannsynlighet for en konsekvenskategori samt eventuell overskridelse av akseptkriteriet i én av kategoriene.

En eksponeringsbasert skadeberegning utføres i utgangspunktet for alle registrerte miljøressurser i influensområdet, men det er også mulig å utføre en slik analyse for kun en enkelt ressursgruppe, f.eks. kun sjøfugl eller kun sjøpattedyr. I MRDB® er det informasjon om verdi og sårbarhet både på rutenivå og for alle de enkelte ressursene som er registrert i rutene

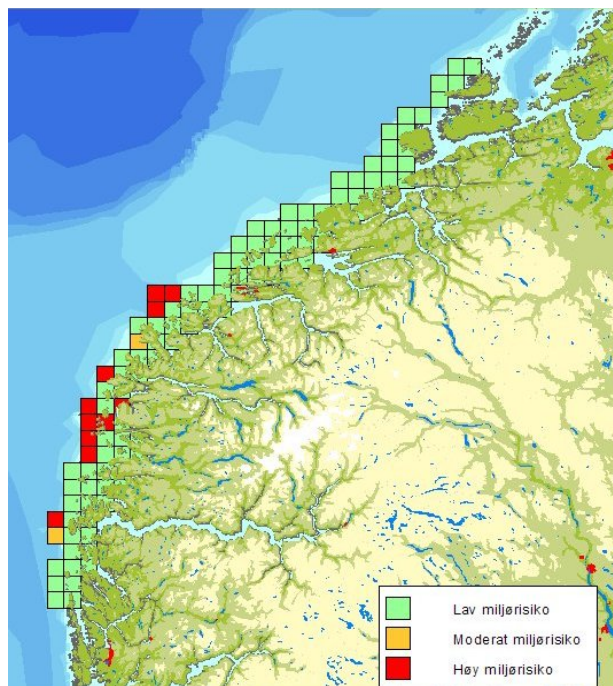
Beregnet frekvens for hver konsekvenskategori sammenlignes med respektive akseptkriterium. Dette gjøres for alle ruter i analyseområdet der verdi og sårbarhet er tilordnet. Dersom grensen for uakseptabel risiko overskrides i en rute for minst én av konsekvens-kategoriene, avmerkes ruten med høy miljørisiko. Dersom frekvens for skade er i "ALARP området" for minst én av

konsekvenskategoriene, avmerkes ruten med moderat risiko. Alle andre ruter avmerkes med lav risiko. Miljøriskoen kan også fremstilles som ander av akseptkriteriet, som vil gi et mer detaljert bilde over forskjellene i miljørisiko i de ulike 10x10 km rutene. Dersom en eksponeringsbasert analyse konkluderer med at potensiell miljørisiko er over akseptkriteriet anbefales det å gå videre med en skadebasert analyse. I den skadebaserte analysen tar man utgangspunkt i de områdene der den potensielle miljøriskoen blir funnet å være for høy. Bestander med høy bestandsandel samt viktige habitater i disse områdene er ressurser som analyseres videre i den skadebaserte analysen

Aktiviteten har et akseptabelt risikonivå dersom ingen ruter blir avmerket med høy miljørisiko, men dersom den potensielle miljøriskoen er i ALARP området bør risikoreduserende tiltak vurderes ihht. ALARP prinsippet. Alternativt kan man gå videre med en VØK-basert analyse for å avgjøre om miljøriskoen faktisk er i "ALARP området". Det er selvsagt fullt mulig å vurdere risikoreduserende tiltak også hvis risikoen er under "ALARP området", slik forskriftene i prinsippet krever.

Utgangsdata

Resultatene fra en eksponeringsbasert analyse presenteres normalt på et kart med inntegnede ruter med tilhørende fargekoder for risikonivå. Dersom beregnet skadefrekvens for en rute ligger i "ALARP området" gis ruten gul farge, mens ruter der frekvensen er beregnet å overskride akseptkriteriet angis med rød farge (Figur 3-8). ALARP området brukes i den eksponeringsbaserte analysen for å visualisere lav, moderat og høy miljørisiko.



Figur 3-8 Eksempel på beregnet miljørisiko i eksponeringsbasert analyse.

Avhengig av utslippsstatistikk, oljetype og avstand til land (sårbare miljøressurser), vil det fremkomme et varierende antall områder med høyt, moderat og lavt risikopotensial.

Informasjonen kan benyttes til flere formål:

- Grov vurdering av risikonivået for aktiviteten (screening)
- Å vurdere effekt av risikoreduserende tiltak
- Utvelgelse av VØK for skadebasert analyse

Prioritering av områder og eventuelt ressurser som skal beskyttes ved dimensjonering av oljevernberedskap.

3.5 Skadebasert analyse

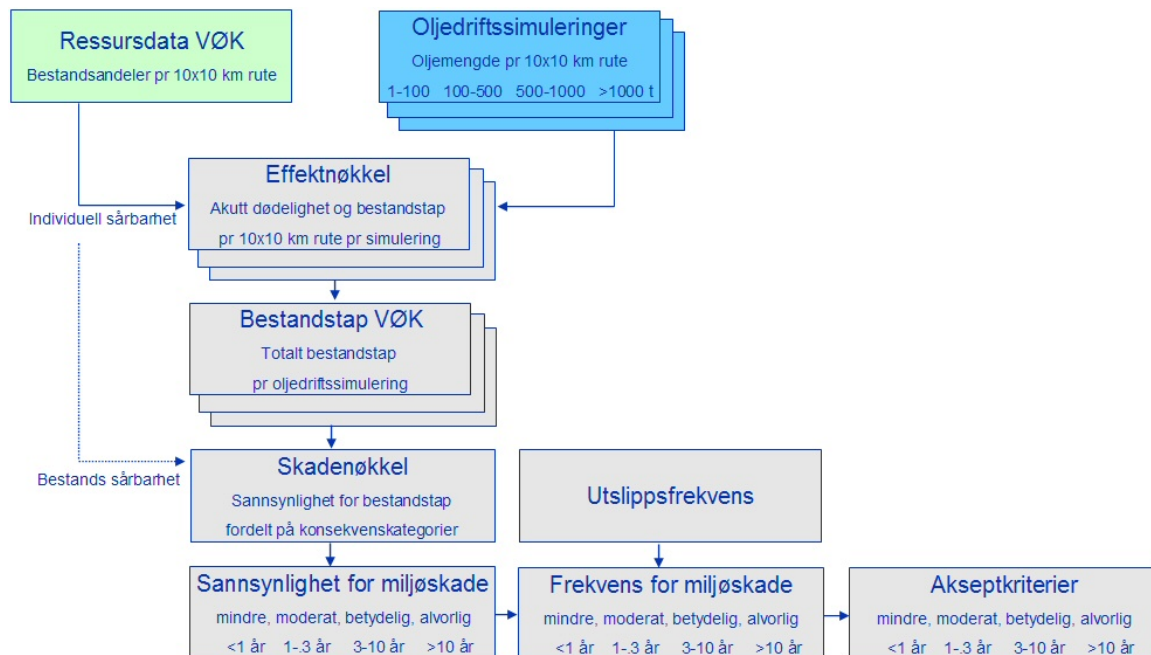
En VØK (verdsatte økosystem komponent) er en bestand og/eller et habitat/naturområde som oppfyller et sett spesifikke definisjoner og prioriteringskriterier. En skadebasert eller VØK-basert analyse gir et mål på miljøskade for en eller ett sett utvalgte bestander og/eller habitater/naturområder. Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstiden for ressursen som følge av oljeforurensningen og er angitt i fire skadekategorier (mindre, moderat, betydelig og alvorlig miljøskade). Dersom man går via den eksponeringsbaserte analysen velges VØK fra de områdene der det ble registrert høyt miljørisikopotensial. VØK utvalget vil nødvendigvis bli noe mer omfattende dersom man går direkte til en skadebasert analyse.

For bestander (populasjoner) av sjøfugl, sjøpattedyr og fisk er det restitusjonstiden for gjenopprettelse av bestandsstørrelsen som er det primære mål på miljøskade.

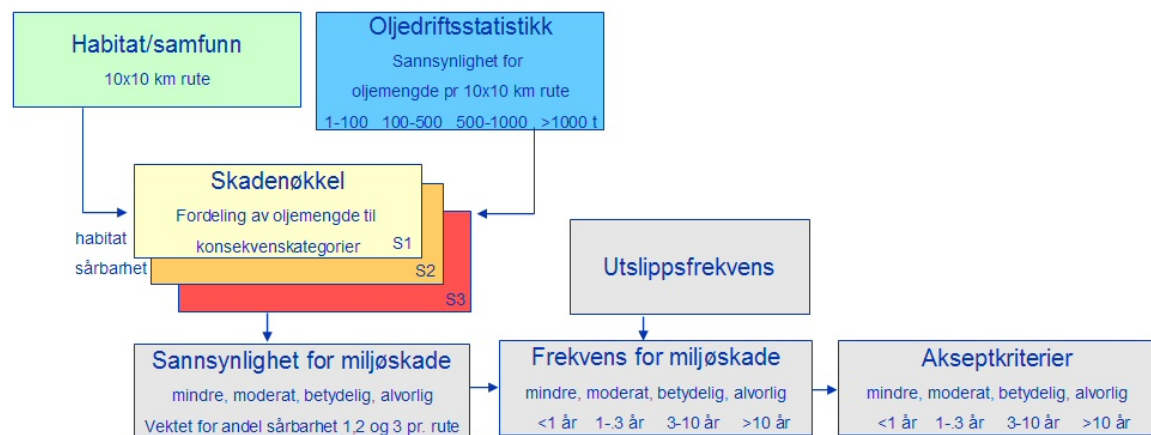
For habitater/samfunn (f.eks. fjæresone, strandeng, tangstrand) er det gjenopprettelse av biodiversiteten (uttrykt ved egnede indekser) som er det primære mål på miljøskade.

Gjenopprettelse skal skje enten tilbake til før-situasjon eller en ny normalsituasjon (tatt i betraktning naturlige variasjoner).

Skadeberegningen skjer på ulike måter for VØK-bestand og VØK-habitat. For VØK-bestand skjer beregningen også på ulike måter avhengig av om den aktuelle VØK lever i tilknytning til havoverflaten/strandsonen eller i vannmassene. Hovedelementene i risikoberegning for VØK-bestand og VØK-habitat er vist i Figur 3-9 og Figur 3-10.



Figur 3-9 Hovedelementer i en skadebasert analyse for VØK-bestand.



Figur 3-10 Hovedelementer i en skadebasert analyse for VØK-habitat.

3.5.1 Nødvendige inngangsdata

Nødvendige inngangsdata for en VØK-basert skadeberegning er:

- Resultater fra statistiske oljedriftsberegninger
- Utbredelse og forekomster av VØK innen influensområde
- Sårbarheten til VØK-bestander og -habiter
- Effektnøkkel for effekter i en rute (se delkapittel 3.5.2)
- Skadenøkkel for bestand eller habitat/naturområde (se delkapittel 3.5.2)

Resultater fra statistiske oljedriftsberegninger

Hvilke oljedriftsresultater som skal benyttes avhenger av VØKens utbredelse. VØKene kan være utbredt over én eller flere ruter. I praksis er bestander av sjøfugl, sjøpattedyr og fisk (VØK-bestand) fordelt over mange 10x10 km ruter, mens et habitat/naturområde (VØK-habitat; særlig verdifullt/sårbart/sjeldent) oftest er fordelt over kun én rute.

- I de tilfeller VØKen er fordelt over flere ruter (VØK-bestand) benyttes resultater fra hver enkelt oljedriftssimulering (resultatfil 2).
- I de tilfeller VØKen er fordelt over kun én rute brukes resultater fra den samlede oljedriftsstatistikken, slik som under den eksponeringsbaserte skadeberegningen (resultatfil 1). Felles for de to resultatfilene er en angivelse av oljemengder i rutene; som enten er oppgitt som statistikk fra alle simuleringer eller for hver enkelt simulering.

Utbredelse og forekomster av VØK

Innenfor et analyseområde vil det forekomme svært mange naturressurser. Selv med et relativt strengt utvalg blant disse i hht. utvalgskriteriene som er gitt for Verdsatte Økosystem Komponenter (VØK), vil det kunne være et høyt antall komponenter som identifiseres. Gjennom en prioritering velges derfor et begrenset antall av de aktuelle VØKene ut for en analyse. Som et minimum skal alltid den eller de ressursene som er antatt å bidra mest til miljørisikoen være representert.

I forhold til den generelle definisjonen av en VØK benyttes et fast sett prioriteringskriterier i en miljørisikoanalyse for å begrense utvalget av komponenter som brukes i analysen:

- VØK må være en populasjon eller bestand, et samfunn eller habitat/naturområde.
 - VØK må ha høy sårbarhet for oljeforurensning (over hele året eller i den aktuelle sesong).
 - VØK bestand må være representert med en stor andel i influensområdet.
 - VØK bestand må være tilstede i en stor andel av året eller den aktuelle sesongen.
 - VØK habitat må ha høy sannsynlighet for å bli eksponert for oljeforurensning.
- Rødlistearter som finnes innen influensområdet bør vurderes inkludert som VØK.

En VØK som benyttes i miljørisikoanalysen er således en art (f.eks. bestander av sjøfugl, sjøpattedyr, fisk) eller et habitat/naturområde (f.eks. havstrand, våtmarksområde, gruntvannsområde, iskant). I MRDB® finnes detaljert informasjon om ressursforekomster langs norskekysten, og i havområdene utenfor. Informasjonen er i hovedsak knyttet til den enkelte lokalitet, og er i liten grad systematisert for de enkelte artene eller habitatene som er aktuelle VØKer.

For ressurstyper som sjøfugl, sjøpattedyr og fisk er det derfor behov for å innhente informasjon om utbredelse og forekomst av ulike aldersgrupper og kjønn i ulike sesonger, for hver enkelt VØK-bestand i influensområdet. En bestand ble i tidligere utgaver av denne veiledningen definert som en gruppe av individer innen en art som er reproduktivt isolert innen et geografisk område. En endring i definisjonen er foretatt på bakgrunn av diskusjoner med fagmiljøene i Norsk institutt for naturforskning, Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitut og direktoratet for Nnaturforvaltning.

En bestand bør defineres ved vektlegging på følgende parametere:

- Individuer med genetisk og/eller morfologisk likhet
- Romlig avgrensning (global, nasjonal, regional, økosystemer)
- Tidsmessig avgrensning (sesong)
- Demografisk (eks. ungfugl, ikke hekkende, hekkende)

Informasjon om bestandenes utberedelse bør videre innhentes fra kvalifiserte fagmiljøer og definisjonen bør være så presis som mulig. Begrepet bestand må for å være entydig inneholde både en romlig og en sesongmessig avgrensning (f.eks. Skagerrakbestanden av hekkende ærfugl).

Bestandens utbredelsesområde bør oppgis i analysen. Denne informasjonen bearbeides og tilrettelegges i en VØK-fil for bestanden som vil ha følgende oppbygging:

Rute Id	Bestandsandel
115484	0,0025
115488	0,0156.....

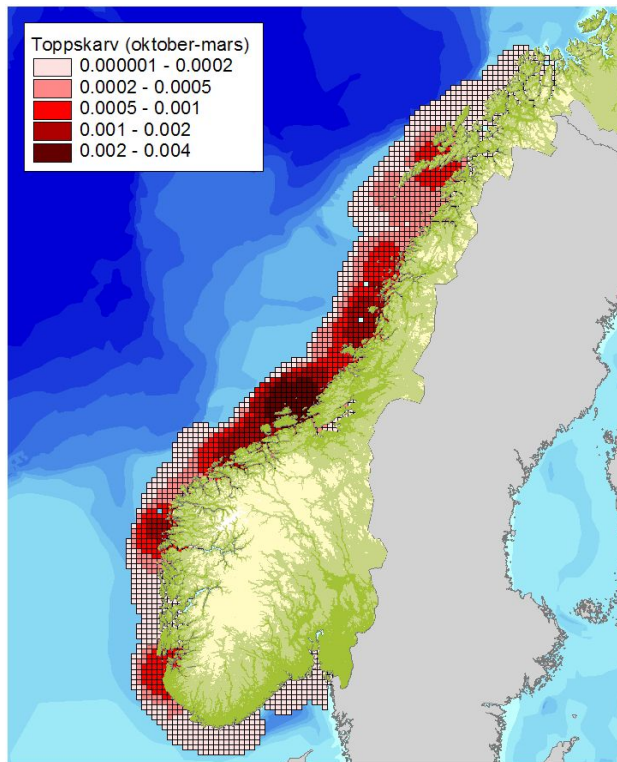
Summen av “bestandsandel” i alle 10x10 km ruter hvor bestanden forekommer er 1, men i mange tilfeller vil kun deler av bestanden finnes innenfor analyseområdet. Utbredelsen vil variere over året, og det må derfor foreligge en VØK-bestand fil for hver aktuelle sesong som analyseres, evt. en kolonne for hver mnd/sesong.

For bestander som er tilknyttet åpent hav og/eller bestander med stor romlig variasjon (eks. sjøfugl og fiskelarver), anbefales at det kjøres modeller for prediksjon av mulige utfallsrom mht. bestandsfordelingene innen en gitt periode slik at variasjonen i utbredelse kan fanges opp og gi et realistsisk utfallsrom på miljøkonsekvens og miljørisiko for den angitte ressurs.

VØK-bestand filer som utarbeides for miljørisikoanalysen bør standardiseres slik at det er konsensus om hvilke data som benyttes og hvordan bestandene er definert. Dette vil sikre enhetlige og sammenlignbare analyser for ulik aktivitet i ulike områder.

Habitater/naturområder vil normalt befinne seg innenfor én enkelt 10x10 km rute, med mindre det analyseres på habitater/arter som har vid utbredelse. Informasjonen som foreligger i MRDB® kan i denne sammenheng benyttes direkte. En VØK-fil for habitat vil således ikke inneholde annen informasjon enn Rute Id og navn på lokaliteten.

Det anbefales at VØK datafiler som opparbeides legges inn i MRDB® for å øke gjenbruksgraden av slike data.



Figur 3-11 Eksempel på VØK inngangsdata med bestandsfordeling av toppskarv i perioden okt-mars.

Sårbarheten til VØK-bestander og -habitater

Sårbarhet for oljeforurensning kan inndeles i tre nivåer:

- Sårbarhet på individnivå
- Sårbarhet på bestandsnivå
- Sårbarhet på habitat/samfunnsnivå.

Sårbarhetsbegrepet er inndelt i tre klasser (S1-S3):

S1 – lav sårbarhet.

S2 – moderat sårbarhet.

S3 – høy sårbarhet.

I MRDB® finner man mye informasjon om marint tilknyttede natur og miljøressurser i Norge. For alle viktige arter, bestander, lokaliteter og habitater er det tildelt sårbarhet i henhold til vitenskapelig baserte nasjonale kriterier for sårbarhetsangivelse, for eksempel MOB modellen og annet publisert materiale fra nasjonale FoU- institusjoner. Dette innebærer at de ressurser som plukkes ut for analyse i en miljørisikoanalyse vil være de ressurser som man i nasjonal sammenheng anser det som viktig å prioritere. Det er viktig at VØK-utvalget begrunnes og dokumenteres i analysen.

I skadeberegningen for *bestander* benyttes individuell sårbarhet til bestemmelse av individdødelighet. Individuell sårbarhet er et uttrykk for artens individuelle fare for å bli eksponert for olje på sjøen eller i strandsonen, ta skade av denne eksponeringen, samt evne til individuell

restitusjon, og kan bestemmes ut fra informasjon om biologien til arten og kunnskap om individuelle effekter av oljeeksponering. Det finnes i dag kvantitative metoder for angivelse av individuell sårbarhet både for sjøfugl (Sørgård et al., 1995), og sjøpattedyr (Jødestøl et al., 2000).

Bestandens sårbarhet er et uttrykk for gjenvekstpotensialet til bestanden, og kan bestemmes på grunnlag av populasjonsbiologiske egenskaper og bestandens status. Dette betyr for eksempel at en bestand med nedadgående bestandstrend vil kunne ha økt sårbarhet.

Sårbarheten til et *habitat/samfunn* er en funksjon av typen organismesamfunn og substrat, som igjen i stor grad er bestemt av eksponeringsgrad (for bølger, vær og vind). Habitatets sårbarhet er et uttrykk for rekoloniseringspotensialet til habitatet, og bestemmes ut fra dokumenterte erfaringer fra tidligere oljeuhell. Se Appendix C for ytterligere beskrivelse av sårbarhetsindeks som benyttes i MIRA. En tradisjonell tilnærming med vurdering av enkeltlokaliteters sårbarhet er benyttet i de fleste analyser til nå, se bl.a (Anonymous, 1999). Metodikken er imidlertid videreutviklet og dette er implementert og kobinert med GIS teknologi i (Moe et al., 2000a) og metoden er testet ut i forbindelse med MIRA metoden i et eget notat (Anonymous, 2000a). I de tilfeller der standhabitater utgjør en viktig del av miljørisikoen, bør man i tillegg til å vurdere enkeltlokaliteter utføre en samlet analyse av skadeomfang for strandressurser i influensområdet. Et forslag til metodikk er utviklet for Statoil av Spikkerud et al (2004). Denne baserer seg på en tidligere metodikk utviklet for OLF, som er beskrevet i Brude et al. (2003) og Brude et al. (2006).

3.5.2 Beregning av effekt og skadepotensiale

Skadeberegningen skjer på ulike måter for VØK-bestand og VØK-habitat:

- For VØK-habitat er det kun én 10x10 km rute pr. VØK som er involvert og man benytter derfor den samlede oljedriftsstatistikken for ruten. Det beregnes derfor direkte skade på habitatet slik som beskrevet i neste avsnitt ("Skadenøkkel for bestand eller habitat/naturområde"), og man går ikke via effektberegning.
- For VØK-bestand er det mange ruter som er involvert og man beregner først effekten i hver rute og summerer over alle berørte ruter, før man beregner skaden på bestanden slik som beskrevet i neste avsnitt ("skadenøkkel").

Effektnøkkel for effekter i en rute

For VØK-bestand beregnes effekten i hver rute ved å kombinere oljemengde med den individuelle sårbarheten til arten. Effekten er gitt ved akutt dødelighet av individene i ruten, og er etablert på grunnlag av erfaringer fra tidligere oljeuhell, og er således basert på erfaringsdata og faglig skjønn. Effektnøkkel anses å være konservativ i forhold til de gjennomsnittlige skader man observerer ved historiske oljesøl. Selv etter Exxon Valdez ble det ikke funnet dødelighet opp mot 80 % av berørte sjøfuglbestander eller 65 % av sjøpattedyrbestander, slik det kan være mulig å beregne ved MIRA metoden (dersom en sårbar bestand er samlet i et lite areal der det beregnes en stor oljemengde). Det skal imidlertid erkjennes at det er begrenset dokumentasjon på sammenheng mellom oljemengde og akutt dødelighet. Effektnøkkel er derfor bygget opp med mengdeintervaller og trinnvise sprang i skadeomfang. Dette er begrunnet i at man ofte har sparsomme data over bestandens fordeling og variasjon i tid og rom. I noen tilfeller kan en liten oljemengde treffe en stor konsentrasjon av den aktuelle ressursen og forårsake skade, i andre

tilfeller kan det være mye olje tilstede i en rute, men ressursen kan tilfeldigvis befinne seg andre steder på dette tidspunktet. Skaden vil da bli tilsvarende liten.

Effektnøkkel for sjøfugl og sjøpattedyr er vist i Tabell 3-7 og Tabell 3-8 som følger:

Tabell 3-7 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøfugl.

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK-sjøfugl		
Oljemengde i en 10*10 km rute	S1	S2	S3
1-100 tonn	5%	10%	20%
100-500 tonn	10%	20%	40%
500-1000 tonn	20%	40%	60%
≥1000 tonn	40%	60%	80%

Tabell 3-8 Effektnøkkel for akutt dødelighet for sjøpattedyr

Effektnøkkel – akutt dødelighet	Individuell sårbarhet av VØK-sjøpattedyr		
Oljemengde i en 10*10 km rute	S1	S2	S3
1-100 tonn	5%	15%	20%
100-500 tonn	10%	20%	35%
500-1000 tonn	15%	30%	50%
≥1000 tonn	20%	40%	65%

Når den individuelle dødeligheten i hver rute er bestemt ved denne nøkkelen, summeres bestandstapene i alle ruter til en total dødelighet for bestanden.

De definerte effektnøkklene bør gjøres til gjenstand for kontinuerlig revurdering ettersom ny og forbedret datagrunnlag fremlegges som dokumenterer effektene av oljeforurensning på individer av sjøfugl og sjøpattedyr. Ytterligere dokumentasjon og begrunnelse for de valgte grenseverdier kan bl.a. finnes i (DNV 2006; Jødestøl and Aspholm, 2000; Jødestøl et al., 1996; Jødestøl et al., 2000; Sørgård et al., 1995; Thomassen et al., 1997).

Dersom man har gode data over ressursens fordeling og variasjon i tid og rom (for eksempel et større antall fordelinger) kan det være hensiktsmessig å etablere mer kontinuerlige skadefunksjoner som beregner skaden mer presist. Dette kan gjøres med utgangspunkt i de etablerte effektnøkklene eller på bakgrunn av vitenskapelig dokumenterte skadefunksjoner. Dersom man bruker andre effektfunksjoner enn de som er beskrevet over må dette dokumenteres og begrunnes slik at det framgår hvilke beregninger som foretas.

Skadenøkkel for bestand eller habitat/naturområde

Beregning av skade foretas på ulike måter for VØK-bestand og VØK-habitat:

- For **VØK-habitat** beregnes miljøskade direkte ut fra oljedriftsstatistikken for et område (f.eks. en rute), og sårbarheten til det aktuelle habitatet (sårbarhet på habitat/samfunnsnivå). Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstid. Restitusjon regnes oppnådd når det opprinnelige dyre-

og plantelivet i det berørte samfunnet er tilstede på tilnærmet samme nivå som før utslippet (naturlig variasjon tatt i betraktning), og de biologiske prosessene fungerer normalt.

- For **VØK-bestand** beregnes miljøskade ut fra beregningene av akutt bestandsreduksjon, og sårbarheten til den aktuelle bestanden (sårbarhet på bestandsnivå). Miljøskaden uttrykkes ved restitusjonstid. Bestander anses å være restituert når bestanden er tilbake på 99 % av nivået før hendelsen. Restitusjonstiden er tiden fra et oljeutslipp skjer og til restitusjon er oppnådd.

Fordi MIRA metoden er utviklet for å kunne analysere mulige konsekvenser på et ukjent tidspunkt i framtiden er det valgt å vurdere restitusjonstid for en bestand som er i likevekt og der restitusjon ikke hindres av andre utenforliggende faktorer som for eksempel matmangel eller påvirkning av andre miljøgifter enn de som stammer fra de utslipp som analyseres.

Man bør imidlertid være oppmerksom på at bestander der det over tid har vært en nedadgående bestandstrend vil kunne ha lengre restitusjonstid enn det man vil beregne ved bruk av en populasjonsdynamisk modell for bestander uten vekstbegrensning. For å bøte på dette er skadenøkklene laget som fordelingsfunksjoner der en gitt oljemengde (for habitater) eller en gitt dødelighet (for bestander) gir en fordeling over flere skadeklasser, dvs. at det er innbygget betydelig variasjon i restitusjonstider som følge av et mulig oljeutslipp.

Skadenøkkel for habitater med sårbarhet 1-3 er basert på empiriske data fra tidligere oljesøl (Hoell et al., 1993) og faglig skjønn, og er vist i Tabell 3-9 nedenfor. Skadenøkkel er revidert og utledet i DNV 2006.

Tabell 3-9 Skadenøkkel for kysthabitater med sårbarhet 1-3.

Skadenøkkel – kysthabitater		Konsekvenskategori – miljøskade			
Sårbarhet	Oljemengde/100 km ²	Mindre < 1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig > 10 år
S3	1-100 tonn	20 %	50 %	30 %	
	100-500 tonn	10 %	60 %	20 %	10 %
	500-1000 tonn		20 %	50 %	30 %
	≥1000 tonn			40 %	60 %
S2	1-100 tonn	60 %	40 %		
	100-500 tonn	30 %	60 %	10 %	
	500-1000 tonn	10 %	60 %	30 %	
	≥1000 tonn		40 %	50 %	10 %
S1	1-100 tonn	80 %	20 %		
	100-500 tonn	60 %	40 %		
	500-1000 tonn	40 %	50 %	10 %	
	≥1000 tonn	20 %	40 %	40 %	

Risikoanalysen for strandhabitat er videreutviklet på grunnlag av OLFs metodebeskrivelse for MIRA fra 2005. Sannsynligheten for skade på strand beregnes for hele kystlinjen innefor influensområdet til et uhellsutslipp i motsetning til tidligere hvor det kun ble analysert på et utvalg med strandruter. For hver rute forekommer informasjon om strandtype og lengden av hver strandtype. Hver strandtype tildeles en sårbarhetsindeks S1, S2 eller S3. Sårbarhetsindeksen er

angitt for eksponert kyst og for beskyttet kyst, samt i forhold til substrattypen. Andelen av strandhabitat med sårbarhet S1, S2 og S3 beregnes for hver strandrute. I tidligere versjoner av MIRA ble konsekvensene beregnet ut fra strandtypen med den høyeste sårbarheten i ruta, uavhengig av om det kun er en liten andel av den totale strandlinjen som har denne sårbare strandtypen. Heretter beregnes sannsynlighet for skade for alle tre sårbarhetskategoriene i hver rute. Bidraget fra hver av sårbarhetskategoriene tilsvarer den relative fordelingen av sårbarhetskategorien innen ruta.

Resultatene fra de statistiske oljedriftsberegningene vil gi en sannsynlighetsfordeling over de fire oljemengdekategoriene, og følgelig også en sannsynlighetsfordeling over de fire miljøskadekategoriene (basert på skadenøkklene)

For bestander er effekten av et oljesøl i form av akutt individuell dødelighet beregnet ut fra resultatene fra alle enkeltsimuleringer for den aktuelle sesongen. Summert over alle ruter gir dette en sannsynlighetsfordeling over akutt bestandsreduksjon (i fem klasser). Bestandsreduksjon kombinert med bestandens sårbarhet vil sammen lede frem til et mål på miljøskade uttrykt ved restitusjonstid.

Tabell 3-10 Skadenøkkel for sjøfugl/sjøpattedyr bestander med høy sårbarhet (S3).

Skadenøkkel bestand– Sjøfugl/ sjøpattedyr	Konsekvenskategori – miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre 1 mnd - 1år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig > 10 år
1 – 5	50 %	50 %		
5 - 10	25 %	50 %	25 %	
10 - 20		25 %	50 %	25 %
20 - 30			50 %	50 %
30				100 %

En skadenøkkel for bestander av sjøfugl med høy sårbarhet på bestandsnivå er satt opp i Tabell 3-10. Denne er basert på erfaringsdata og simuleringer ved hjelp av populasjonsdynamiske modeller, i stor grad for arten lomvi (Sørgård et al., 1995). Skadenøkkel ansees å være representativ for f.eks. artene i den økologiske sjøfuglgruppen “pelagisk dykkende sjøfugl” som er blant de mest sårbare. Skadenøkkel er også vurdert å være gyldig for sjøpattedyrbestander med høy sårbarhet på bestandsnivå. Populasjonsdynamiske beregninger som er foretatt for kystselartene steinkobbe og havert bekrefter dette (Jødestøl et al., 2000). Tilsvarende skadenøkler for bestander med lavere sårbarhet finnes i grunnlagsarbeidene for MIRA (se OLF 2001). Fordelingene av restitusjonstid i skadenøkklene innebærer en forståelse av at restitusjonstid vil variere avhengig av restitusjonsbiologien til den enkelte art og bestand som blir berørt. For eksempel kan geografi og klima påvirke dette. Tabellen angir sannsynlighet for at en bestand trenger lang eller kort restitusjonstid, for ulike skadeomfang. Dersom andre eller justerte skadenøkler benyttes i analysen må dette dokumenteres særskilt.

Når man gjør beregninger av restitusjonstid ved populasjonsdynamiske modeller er det vanlig å anta at bestanden er restituert når den er tilbake på for eksempel 99 % av nivået før bestandsreduksjonen inntraff. Dette innebærer at man ikke vil kunne beregne restitusjonstider for

bestandsreduksjoner under 1 %. I forrige revisjon av MIRA (2005) ble derfor skadenøkkelen korrigert slik at bestandsdødelighet på 0-1 % ikke medfører målbar skade på populasjonen og derfor ikke tas med i beregningen av miljørisiko. Bestandstap under 1 % bør imidlertid synliggjøres i analysen, slik at man eventuelt kan vise gevinst av risikoreduserende tiltak for slike skader, selv om de ikke bidrar til beregningen av miljørisiko.

En alternativ fremgangsmåte kan være å etablere en populasjonsdynamisk modell for hver av de aktuelle VØK-bestandene, og benytte denne til beregning av restitusjonstid. Dette vil imidlertid kreve god kjennskap til den aktuelle bestandens populasjonsdynamikk og bestandstrender. Dersom man bruker populasjonsdynamiske modeller knyttet til den enkelte VØK bestand må det særskilt dokumenteres og underbygges hvordan beregningene gjennomføres.

3.5.3 Beregning av miljørisiko

Hovedformålene med en skadebasert risikoberegning er følgende:

- Vurdere om selskapets akseptkriterier overholdes.
- Identifisere hvilke ressurser som er utsatt for høyest miljørisiko.
- Identifisere hvilke geografiske områder som bidrar mest til miljørisikoen.
- Identifisere forskjeller i miljørisikoen i ulike perioder av året (sesonger).
- Kartlegge miljørisikoen av aktiviteten slik at bidrag til regional miljørisiko kan estimeres.
- Identifisere hvilke hendelser eller scenarier som er forbundet med størst miljørisiko.
- Danne et best mulig grunnlag for valg av risikoreduserende tiltak, herunder dimensjonering av oljevernberedskapen.

I den skadebaserte analysen foretas beregningene for hver VØK og hver mnd / sesong, slik at variasjon i utbredelse av VØK og drivbanestatistikk blir ivarettatt.

Nødvendige inngangsdata

- Analysen baserer seg på de statistiske oljedriftsberegningene, og benytter enten den samlede statistikken (VØK-habitat) eller resultater fra hver enkelt simulering (VØK-bestand) for hver VØK som analyseres.
- Skadeberegningene gir inngangsdata til risikoberegningene i form av en sannsynlighetsfordeling ($p[\text{skade}]$) over fire konsekvenskategorier.
- Beregningene utføres fortrinnsvis pr måned eller pr sesong, men kan også utføres pr år. Høy oppløsning i beregningene gir størst muligheter til styring av miljørisiko.
- Sannsynlighet for hendelse (utslippsfrekvens)

Databehandling

Utrekning av miljørisiko skjer forskjellig avhengig av om det er en aktivitet som skjer på årsbasis eller avgrenset til en kortere periode:

- *For aktiviteter som skjer over hele året:* miljørisikoen regnes ut pr VØK for hver måned eller sesong, og summeres deretter over året (summerer sannsynligheten for hver skadekategori; ikke skaden).
- *For tidsbegrensede aktiviteter:* miljørisikoen regnes ut pr VØK for den aktuelle måneden eller sesongen, og ingen ytterligere summering foretas. Miljørisiko for en tidsavgrenset aktivitet

kan likevel med fordel beregnes enkeltvis (for hver måned/sesong) gjennom året. Dette gir mulighet for å flytte risikofylte aktiviteter til perioder der miljørisikoen er lavest.

I begge tilfeller kan det være aktuelt å ta hensyn til følgende faktorer:

- *Tilstedeværelse av VØK*: er VØKen tilstede i hele den aktuelle perioden (måned, sesongen eller året).
- *Varigheten av aktiviteten*: er varigheten av aktiviteten (f.eks. leteoperasjonen) sammenfallende med lengden på den aktuelle perioden (sesongen eller året). Man korrigerer for dette bare i de tilfeller frekvens for utslipp er angitt på årsbasis, og den aktuelle aktiviteten ikke vil skje hele året.

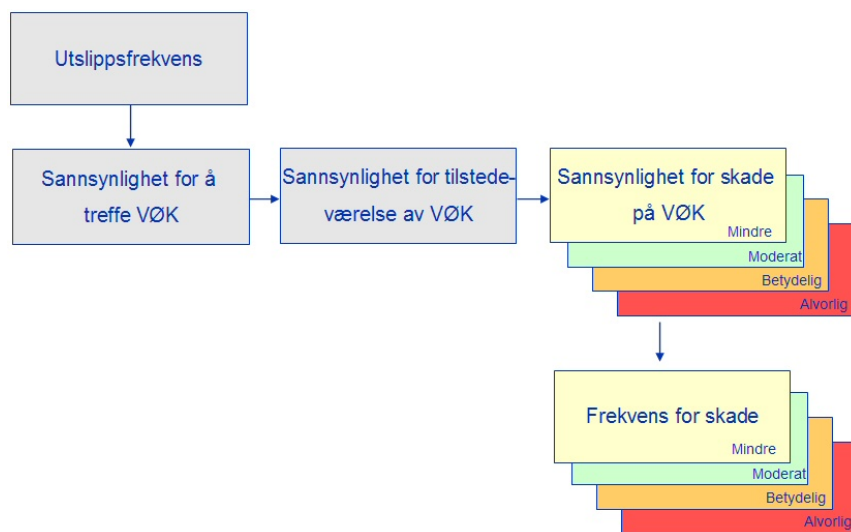
Utgning av miljørisiko – aktivitet på årsbasis

For felt og installasjoner beregnes miljørisikoen på årsbasis. For hver VØK er det derfor i prinsippet behov for å regnes ut miljørisikoen i alle de måneder eller sesonger som VØKen er tilstede. I slike tilfeller regner man ut frekvens pr år for hver konsekvenskategori som følger:

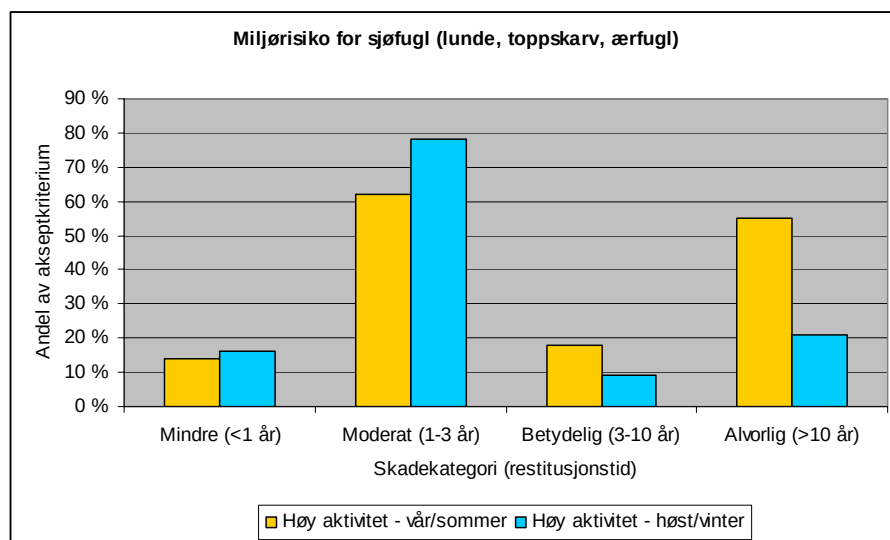
$$f[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_{\text{år}} = \sum_1^n \left(\left(\frac{f_0}{n} \right) \times p[\text{treff}]_n \times p[\text{tilstedeværelse}]_n \times p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n \right) \text{ der:}$$

Parameter	Beskrivelse
$f[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_{\text{år}}$	= frekvens for angitte konsekvenskategori på årsbasis
$\frac{f_0}{n}$	= frekvens pr måned / sesong (sesongene har lik varighet)
$p[\text{treff}]_n$	= Sannsynligheten for å treffe VØK i måned / sesong n gitt et utslipp
$p[\text{tilstedeværelse}]_n$	= Sannsynligheten for tilstedeværelse (andel av sesongen) for hver av de n månedene / sesongene.
$p[\text{skade}_{\text{mindre-alvorlig}}]_n$	= sannsynlighet for skade på VØK i angitte måned / sesong
n	= antall måneder / sesonger (12 / 4)

De parametere som inngår i beregningen er også illustrert i figuren nedenfor:



Dersom det er behov for / ønskelig å redusere miljørisikoen mest mulig bør man analysere om forflytting av risikofylte aktiviteter til andre deler av året medfører redusert risiko. Både utbredelse og tilstedeværelse av VØK og forskjeller i værforhold som påvirker sannsynlighet for oljeforurensning kan variere over året og dette vil påvirke miljørisikoen vesentlig.



Figur 3-12 Eksempel på miljørisiko (vist som andel av akseptkriteriet) for hver skadekategori beregnet for to ulike aktivitetsplaner (en med høyest aktivitet i vår/sommerperioden og en i høst/vinterperioden). Total utblåsningsfrekvens er den samme i begge tilfellene.

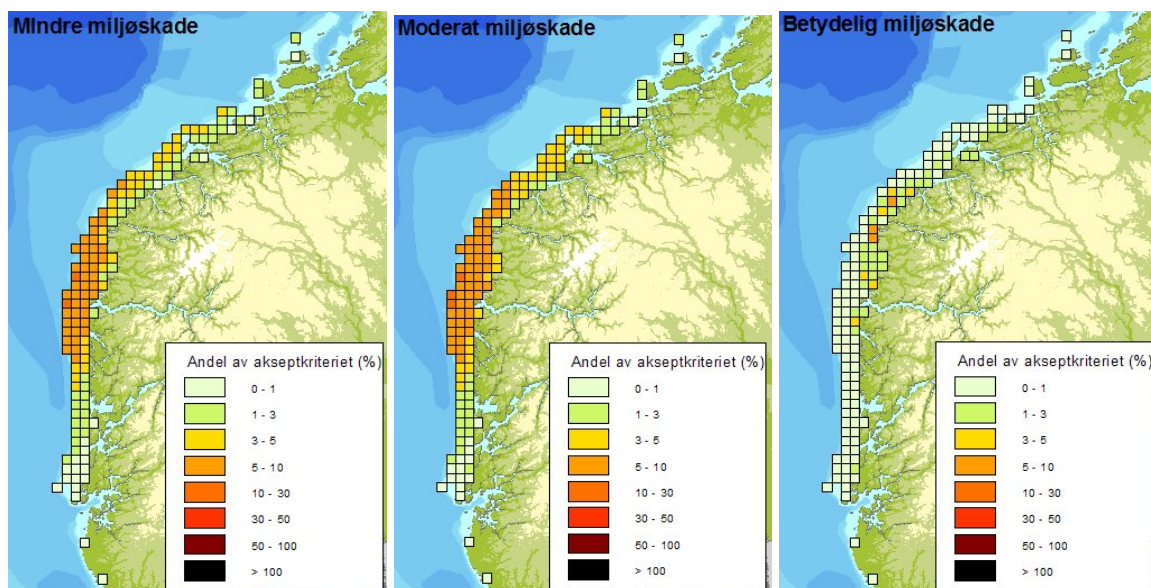
Tidsmessig planlegging av risikofylte aktiviteter vil kunne være et av de mest kostnadseffektive tiltak man kan anvende for å redusere miljørisikoen. I Figur 3-12 er det vist et eksempel på miljørisikoberegning som andel av akseptkriteriet for to ulike aktivitetsplaner (en med høyest aktivitet i vår/sommerperioden og en i høst/vinterperioden). Total utblåsningsfrekvens er den samme i begge tilfeller. Figuren viser at miljørisikoen er høyest for høy aktivitet i høst/vinterperioden, men at de mest alvorlige konsekvensene vil ha langt høyere risiko i

vår/sommerperioden. I dette tilfellet kommer man ikke innenfor akseptabel risiko kun ved å flytte aktiviteteb i tid, og andre risikoreduserende tiltak bør vurderes.

I mange tilfeller vil en VØK kvalifisere i større eller mindre grad til å bli inkludert i analysen i de ulike sesongene. Dette gjelder først og fremst for VØK-bestand (sjøfugl, sjøpattedyr, fisk) som kan ha utpregede sesongvandring, og i enkelte tilfeller ikke er tilstede i influensområdet i det hele tatt i en sesong eller i deler av året. I slike tilfeller beregnes det miljørisiko for VØK'en bare i de perioder den kvalifiserer til utvelgelse.

Miljørisikoen for VØK-sjøfugl beregnes ved å ta det høyeste risikoestimatet for hver sesong eller måned blant de artene som er analysert, og summere til et estimat på årsbasis. F.eks. kan man ha analysert artene lunde, lomvi og toppskarv i vår-/sommersesongen, og ærfugl og storskarv i høst-/vintersesongen. Resultatene må synliggjøre bidraget fra hver VØK over de ulike periodene.

VØK-habitat flytter ikke på seg i løpet av året (dvs. $p[\text{tilstedeværelse}] = 1$ eller 0), og det er således enkelt å inkludere det aktuelle habitatet i alle sesongene og summere miljørisikoen for sesongene til årsbasis. For VØK-habitat er det imidlertid aktuelt å vurdere sesongmessig sårbarhet.



Figur 3-13 Eksempel på beregnet miljørisiko for strandhabitat i kyststruter i ulike konsekvenskategorier.

Utrekning av miljørisiko – tidbegrenset aktivitet

Tidsbegrensede aktiviteter er i første rekke leteboringer, brønntesting, og eventuelt skipstransport. Andre tidsbegrensede aktiviteter som brønnoverhaling, wireline operasjoner, o.a., vil inngå som del av totalaktiviteten for felt i drift og, kan alternativt betraktes som aktiviteter på årsbasis.

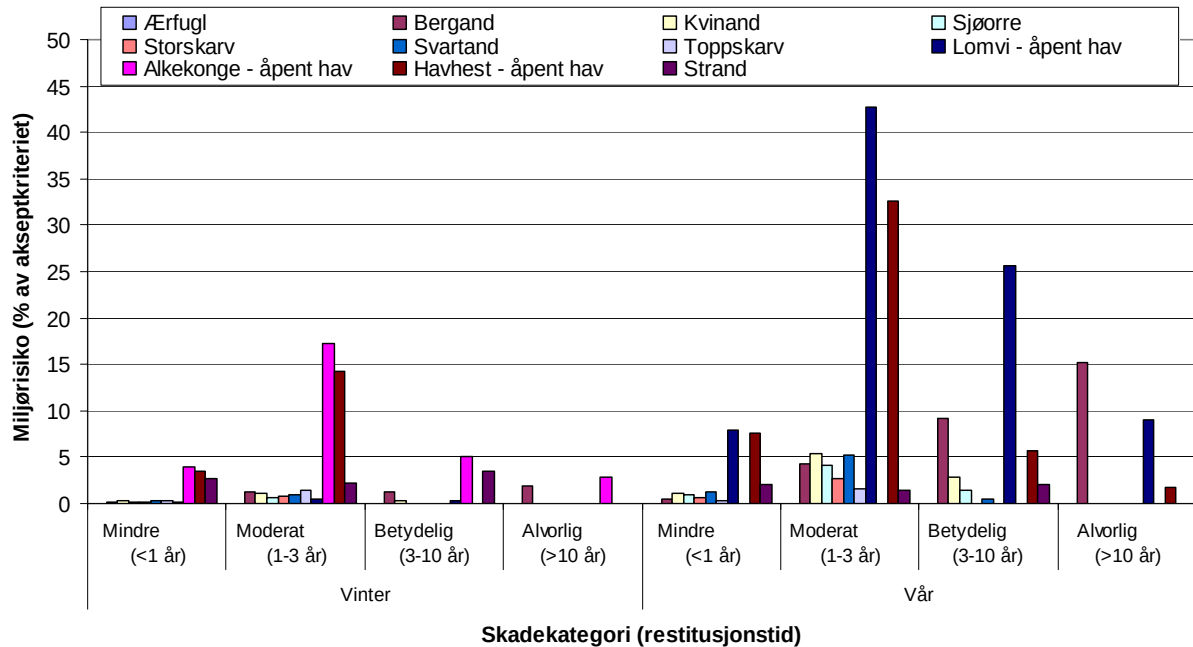
For tidsbegrensede aktiviteter vil man i utgangspunktet betrakte hele perioden under ett, f.eks. en leteboreoperasjon som pågår over en periode på 2 måneder. Her må man imidlertid vurdere varigheten av aktiviteten og sammenfall i tid med ressursenes tilstedeværelse og aktivitet.

Slike forhold kan være f.eks.:

- Hvis sårbarheten til den aktuelle VØK endrer seg i løpet av perioden, noe som kan være tilfelle dersom adferden til VØKen endres; eksempel på dette er:
 - Sjøfugl i perioder med kurtise, egglegging, ruging og senere matsøk.
 - Sjøfugl i perioder med fjærfelling (myting).
 - Sjøpattedyr i perioder med kasting, hårfelling og parring.
 - Fisk (larver/ynge) i perioder med økt døgnlig vertikalvandring
 - Fisk (larver) i perioden etter plommesekkstadiet og første matsøk
- Hvis tilstedeværelsen endres, dersom VØKen foretar markerte forflytninger (sesongvandring), slik som f.eks.:
 - Sjøfugltrekk til og fra hekkekolonier, eller
 - Sjøfugltrekk til og fra overvintringsområder (eller myteområder), eller
 - Vandring av sjøpattedyr til og fra kaste- og/eller hårfellingslokaliteter, eller
 - Gytevandring og drift av egg/larver av fisk.

Dersom det skjer vesentlige endringer i ressursenes sårbarhet eller tilstedeværelse i løpet av den aktuelle tidsperioden, kan dette betinge at man deler opp perioden, og foretar en risikoberegning separat for hver delperiode. Deretter må man summere resultatene til et mål på miljørisikoen for aktiviteten under ett. Dette gir også mulighet til å vise endring i miljørisiko i de ulike delperiodene. Dersom det ikke er vesentlige endringer i ressursenes sårbarhet eller tilstedeværelse, analyseres perioden under ett med det utvalget av VØK som er prioritert høyest.

Selve beregningen er tilsvarende som for aktiviteter på årsbasis, men frekvens for utslipp angis pr. operasjon og frekvens for miljøskade blir da for den aktuelle operasjonen i en aktuell sesong/måned. I praksis vil en ofte beregne risiko på månedsbasis og benytte den måneden som har høyest risiko innen sesongen. I tillegg til å vise miljørisiko som andel av akseptkriteriene (Figur 3-14) vil det være hensiktsmessig å presentere som figur eller tabell de beregnede frekvenstillene for de enkelte skadekategorier, gjerne omregnet til forventet returperiode (dvs. hvor ofte inntreffer denne konsekvensen).



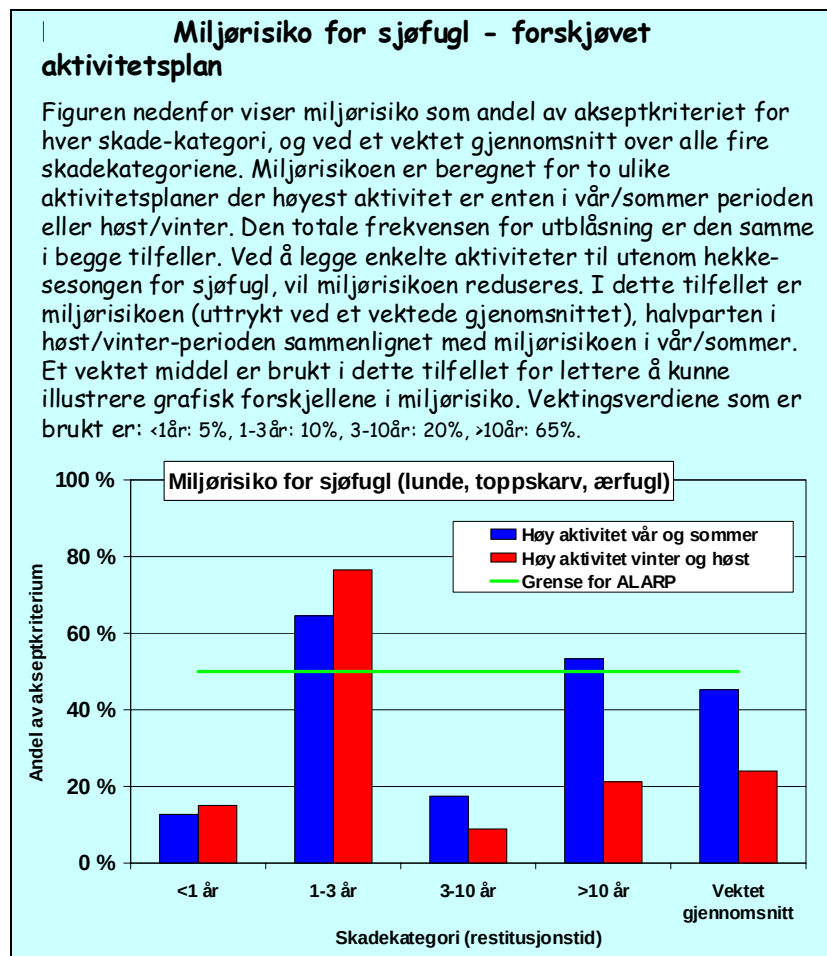
Figur 3-14 Eksempel på beregnet miljørisiko vist som andel av akseptkriteriene for hver skadekategori for hhv. en vinter- og en vårperiode.

Oppsummering

Med den foreliggende MIRA-metodikken har man gode muligheter til å analysere ulike problemstillinger for den aktuelle installasjonen/operasjonen. Blant de to viktigste mulighetene er:

- Miljøriskoen som funksjon av aktivitetsplanen
- Miljørisikobidraget fra enkeltscenarier.

Ved å beskrive planlagte operasjoner/aktiviteter for hver måned av året eller for sesonger vil man kunne beregne variasjoner i miljørisiko over året. Med dette utgangspunktet er det enkelt å synliggjøre effekten av å flytte ulike aktiviteter til andre perioder av året (forskjøvet aktivitetsplan; se under).



Figur 3-15 Miljørisiko for sjøfugl – forskjøvet aktivitetsplan

Videre gir MIRA-metoden mulighet til å analysere bidraget fra hvert enkelt scenario som er inkludert i analysen. Metoden kan derfor brukes til å velge ut dimensjonerende hendelser som beredskapen kan baseres på, slik at man ikke baserer dette utelukkende på verste tilfeller.

3.6 Beregning av miljærisiko på fiskebestander

Foreliggende metode er tatt inn i denne revisjonen av MIRA og bygger på metodikk som har vært benyttet i mange analyser de senere 4-5 år. Metodikk er basert på et integrert konsept hvor skadens størrelse beregnes på egg- eller larvestadiet (Trinn I), mens skadens varighet estimeres på bestandsnivå på grunnlag historiske bestandsdata (Trinn II). Andelen av en årsklasse som kan gå tapt ved eksponering for hydrokarboner utgjør bindeleddet mellom skadeberegningene i Trinn I og populasjonsmodellen i Trinn II.

3.6.1 Bakgrunn

Fisk og fiskeressurser har av ulike årsaker ikke vært fullt ut integrert i arbeidet med miljærisiko og oljevirkosomhet i norske farvann. I en beskrivelse av MIRA (Jødestøl et al. 1996) er det f.eks. angitt at:

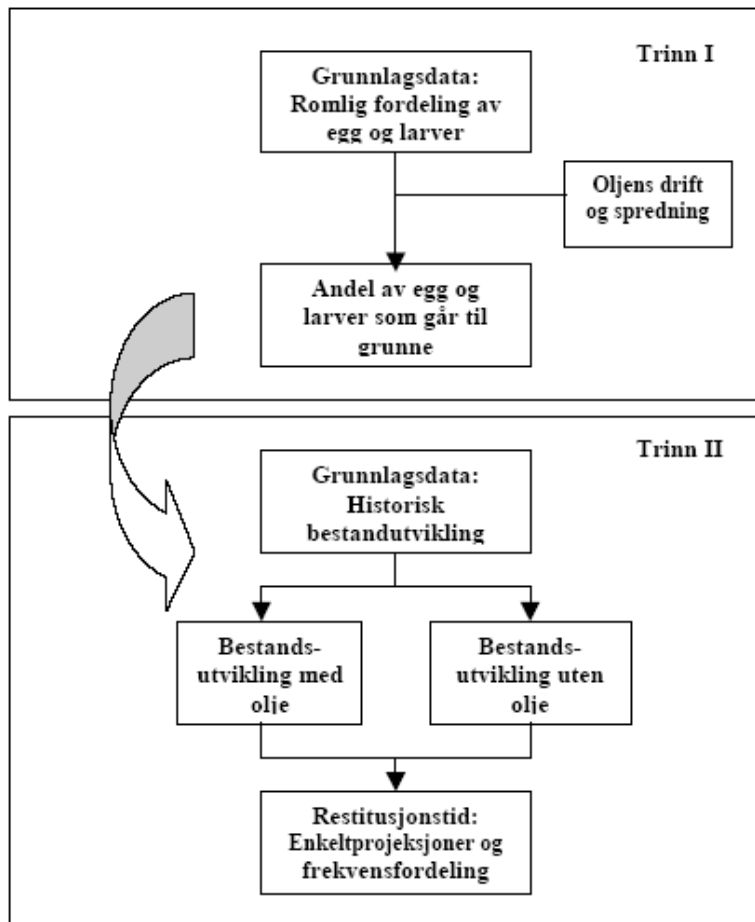
- Fisk er ikke spesielt utsatt for å komme i kontakt med olje fra akutte utslipp
- De er i liten grad sårbare for oljeforurensning på populasjonsnivå
- Restitusjonstiden for eventuell oljeskade er relativt kort.

På et seminar i regi av OLF i 1996, hvor et bredt anlagt panel evaluerte fortrinn og begrensninger ved MIRA, ble det imidlertid kommentert at fisk ikke umiddelbart burde utelates som Verdsatt Økosystem Komponent (VØK) i MIRA (Thomassen et al., 1997). Det kunne være naturlige forhold som forsterket konfliktsituasjonen, og/eller at nyere forskning hadde endret det etablerte skadebildet. Det ble derfor anbefalt at utvalget av VØKer i MIRA, i tråd med AEAM-metodens opprinnelige intensjoner (jf. f.eks. Hansson et al., 1990), burde være gjenstand for revaluering.

I forbindelse med Amoco, Norsk Hydro og Statoils aktivitet på Nordland VI 1998 ble disse anbefalingene tatt til følge, og i et samarbeidsprosjekt mellom Havforskningsinstituttet (HI) og Alpha Miljørådgivning (Alpha) ble det utviklet et første forslag til forbedring av det metodiske grunnlaget for skade- og risikoberegninger for akutt oljeforurensning og fisk (Moe et al., 1998). I regi av OLF ble disse resultatene bragt videre i et samarbeidsprosjekt mellom Alpha og Universitetet i Oslo (1998-99). Arbeidet ble utvidet til også å omfatte beregninger av effekter på lengre sikt, dvs. skader på selve gytebestanden. I denne sammenhengen ble det utviklet et konsept for kvantitative beregninger av skade og risiko for fisk ved akutt oljeforurensning som skulle møte gjeldende faglige krav så vel som operatørselskapenes krav til denne type analyser (Moe et al., 1999a). Konseptet har vært benyttet ved flere analyser for leteboringer og også ved for eksempel RKU Norskehavet og ULB.

3.6.2 Prinsipper

Tilnærmelsen for skadebetraktninger av olje på fisk er basert på et integrert konsept hvor skadens størrelse beregnes på egg- og/eller larvestadiet (Trinn I: tapsanalyser) mens skadens varighet på bestandsnivå estimeres på grunnlag av historisk-statistiske bestandsdata (Trinn II: populasjonsmodell). Andelen av årsklassen som kan gå tapt pga. oljeeksponering utgjør bindeleddet mellom Trinn I og populasjonsmodellen i Trinn II, jf. Figur 3-16.



Figur 3-16 Akutt oljeforurensning og fisk; en grov skisse av hovedprinsippene for beregning av skade og risiko. Den prosentvise andelen av egg og larver som går til grunne ved oljeeksponering utgjør bindeleddet mellom Trinn I og Trinn II i modellen. Etter Moe et al. (2000).

Trinn I

Det første trinnet i analysen er basert på følgende parametre (inngangsdata og -verdier):

- Ressursutbredelse; ved uttrykk for horisontal og vertikal fordeling av ressursen. Utbredelsen må være fordelt i avgrensede tidsvinduer eller -intervaller.
- Ressursandel; ved uttrykk for fraksjoner av total årsklasse og bestand innenfor avgrensede arealer, dyp og tidsvinduer.
- Påvirkningsfaktorens utbredelse og mengdeforhold i vannsøylen; uttrykt ved de samme dimensjoner som for ressursen (dvs. horisontalt, vertikalt og over gitte tidsvinduer). I praksis tilsvarer dette oljekonsentrasjoner i vannsøylen. Totale hydrokarbonkonsentrasjoner (THC) bør være resultat av modellering i oljedriftsmodellene hvor det både tas hensyn til nedblanding og videre spredning i vannsøylen.
- Påvirkningsfaktorens skadepotensiale; uttrykt ved kritiske verdier for skade ved en gitt hydrokarboneksponering.

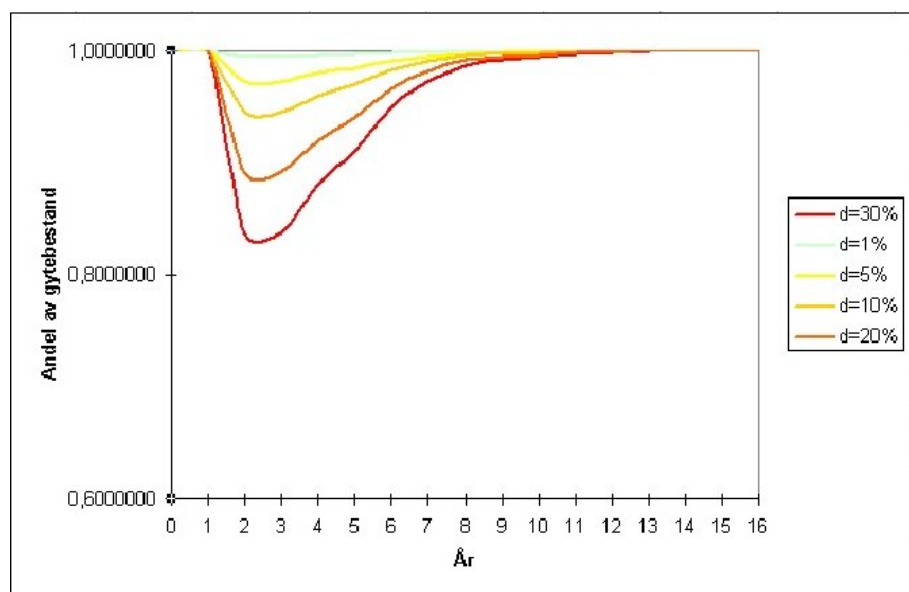
Beregningene utføres i praksis ved å tilrettelegge den romlig fordelingen av fiskeegg eller -larver i et 10x10 km rutenett, for deretter å beregne andelen av forekomstene som opptrer i de rutene hvor hydrokarbonkonsentrasjonene (THC) i vannsøylen overstiger gitte terskelverdier. Denne andelen antas å gå til grunne, og tapet betraktes som et uttrykk for reduksjon i en gitt årsklasse.

Som en screening anbefales det å kjøre en enklere overlappsanalyse basert på oljedriftsstatistikken og områder med THC-konsentrasjoner > 50 ppb i de øverste 20 meterne av vannsøylen. For egg/larver med en andel større enn 5 % innenfor influensområdet bør det i likhet med skadebaserte analyser for sjøfugl og sjøpattedyr utføres detaljerte beregninger for hvert enkelt scenarie av oljedrift, slik at en får en fordeling av tapsandeler som tas videre inn i Trinn II.

Terskelverdier for skade er diskutert bl.a i forbindelse med RKU Norskehavet og Utredning for Lofoten og Barentshavet (ULB) og det pågår arbeid i forbindelse med EIF for akutt utslipp. Inntil andre resultater foreligger foreslås det imidlertid å benytte konservative terskelverdier for skade på hhv. 50 og 200 ppb THC for å illustrere skadepotensialet. Om dokumentasjon foreligger kan benyttes spesifikke dose-responskurver.

Trinn II

Siden risikoanalysen skal baseres på effektene på bestandsnivå og ikke fysiologiske effekter på individnivå, vil det sentrale problemet være å anslå en mulig skade på gytebestand/totalbestand og videre restitusjonstiden, som følge av tap av egg og larver i en årsklasse. Restitusjonstiden angir antall år inntil bestanden er på det nivået som ville ha eksistert dersom oljeuhellet ikke hadde inntruffet. Trinn II må da bestå av en populasjonsdynamisk modell hvor rekrutteringen inngår som en variabel. Modellen bør baseres på historiske data hvor bl.a. artenes respektive aldersstruktur og mengdefordeling (biomasse) er kjent, og således gi uttrykk for den reelle bestandsutviklingen over en gitt periode. Ved å sammenholde denne bestandsutviklingen og en tilsvarende utvikling med gitt, redusert tilvekst av en årsklasse (jf. Trinn I), beregnes et tidsvindu for når de to utviklingsmønstrene igjen er sammenfallende (Figur 3-17). Dette tidsvinduet tilsvarer restitusjonstiden, dvs. tiden det tar før den skadede bestanden igjen er på det nivået den ville ha vært dersom oljebelastningen ikke hadde forekommet.



Figur 3-17 Illustrasjon av bestandsutvikling med ulike tapsandeler (d) av egg/larver.

Rekrutteringen av enhver fiskebestand er meget vanskelig å forutsi fordi (1) de hydrografiske forholdene i havet er så variable, og (2) de biologiske interaksjonene mellom de dominerende bestandene er svært vanskelig å tallfeste. Beregningene bør derfor utføres på et større antall utviklingsmønstre for bestandsutviklingen og for ulike styrker av en årsklasse. På denne måten unngår man å forholde seg til ett sammenslått forventningstall, hensynet til de uforutsigbare klimatiske og hydrografiske forhold som styrer overlevelsessuksessen til eggene og larvene ivaretas, og sist men ikke minst, det gis et uttrykk for frekvensfordelingen av forholdstallene mellom bestandens størrelse med og uten oljepåvirkning som inngangsverdi til risikoanalysen.

Anslagene for restitusjonstid kobles deretter mot sannsynlighet for hendelse og treff, og holdes avslutningsvis opp mot selskapenes akseptkriterier etter ALARP prinsippet.

For beregning av effekt på bestandsnivå må det alltid oppgis hvilke skadenøkler som benyttes, alternativt må det gis en beskrivelse av den populasjonsdynamiske modellen som er lagt til grunn.

Ytterligere bakgrunn og diskusjon for risikoberegning for fiskebestander er gitt i DNV 2006. Det arbeides videre med en ytterligere detaljering av miljørisikoberegning på fisk i regi av OLF i 2007 i et arbeide hvor både Havforskningsinstituttet, Universitetet i Oslo og Det Norske Veritas deltar.

3.7 Behandling av usikkerhet

Miljørisikoanalyser er et verktøy for å håndtere beslutninger som må fattes under usikkerhet. Dette innebærer at selv om en miljørisikoanalyse forholder seg til kvantitative størrelser, så må ikke tallverdiene oppfattes som eksakte mål på miljøskade. Det vil aldri være mulig å beregne effekten av et mulig utslipp en gang i framtiden eksakt. Verdiene representerer kun et beste estimat, ut fra tilgjengelig kunnskap til enhver tid og erfaringsdata fra tidligere oljeutslipp. Ny kunnskap kan derfor endre målet for miljørisiko på et senere tidspunkt. I miljørisikoanalysen søker man å redusere usikkerheten så mye som mulig. Dette innebærer at man benytter beste kunnskap om de enkelte faktorer som påvirker miljørisiko, men også at man velger konservative verdier for de faktorer man ikke har eksakt kunnskap om. Dette fører til at noe av usikkerheten kan ivaretas i den miljørisiko som analysen beregner. Det vil imidlertid være en fordel å synliggjøre den usikkerheten (variasjonsbredde, utfallsrom) som er inkludert i analysen. Dette kan gjøres ved å vise sannsynlighetsfordelinger over de ulike skadekategoriene som det beregnes miljørisiko for.

Usikkerhet forekommer i alle ledd i modellberegningene og ivaretas ofte ved å benytte sannsynlighetsfordelinger for å fange opp mulige utfallsrom. I Tabell 3-11 er skissert de viktigste usikkerhetsfaktorer, med angivelse av hvorvidt miljørisikoanalysen forholder seg til dette:

Tabell 3-11 Usikkerhetsfaktorer i miljørisikoanalyser og hvordan disse ivaretas i analysen.

Usikkerhetsfaktor	Ivaretagelse
Frekvens for utblåsning	Teknisk risikoanalyse
Utblåsningsscenarier (forløpet av en utblåsning, gitt at den inntreffer, inkl. fastsettelse av rater og varigheter)	se OLF 2006 for omfattende diskusjon rundt dette
Oljetype og oljeegenskaper	Ved usikkerhet velges mest konservative oljetype i området i forhold til miljøpåvirkning
Modellering av oljedrift - usikkerhet i beregning av drift - usikkerhet i beregning av forvitring (fordampning, nedblanding etc.)	- usikkerhet i drivbaner ivaretas ved å kjøre mange simuleringer (eks 3600 pr år) under ulike værforhold og opparbeide statistikk. Imidlertid er det fortsatt usikkerhet knyttet til oppløsning i metocean dataene. - kan velge konservative verdier, men usikkerhet i algoritmer er forstøtt tilstede
Usikkerhet i fordeling av sårbare ressurser	- kan ivaretas ved modellering av forekomster (eks. sjøfugl åpent hav) eller ved tidsserier for fordeling (eks. fiskelarver) – bør synliggjøres - jevnlig oppdatering av data
Usikkerhet i beregning av skadeomfang	- individuell påvirkning ivaretas av effektørkel - bestandspåvirkning ivaretas i skadenørkel og fordeling til konsekvenskategorier

3.8 Kommunikasjon av miljørisiko og kobling mot tiltak

3.8.1 Presentasjon av resultatene fra miljørisikoanalysen

I tillegg til rapporten som dokumenterer alle data, forutsetninger og beregninger i miljørisikoanalysen, bør det utvikles standardiserte tabeller/skjema for rapportering av de viktigste resultatene. Denne rapporteringen vil inkludere resultater fra risikoanalysen og fra beregningene som er gjort for utvalgte enkeltscenarier. Parametre som er viktige er bl.a.:

- Utslippsbetingelser (scenarier).
- Oljeforurensningsbilde (mengde olje pr tidsenhet, varighet, oljemengder, flaktykkelser, oljens beskaffenhet ved ankomst, fordeling av oljeflak (behov for samtidige aksjoner)).
- Miljørisikonivå i forhold til akseptkriterier.
- Målsetting om reduksjon av miljørisiko i forhold til akseptkriterier, i relasjon til kostnadene forbundet med tiltakene.
- Hvilke tiltak som gjennomføres for å redusere miljørisikoen og evt. kostnadene ved disse.
- Kvantifisering av innførte tiltaks risikoreduserende effekt. Dette gjelder både sannsynlighetsreduserende tiltak og konsekvensreduserende tiltak (for eksempel gjennom oljevernberedskap).
- Prioriterte sårbare ressurser (VØK) som er utsatt for høyest miljørisiko (type, lokalisering, egenskaper), og som beredskapsaksjoner skal kunne redusere skadeomfanget for.
- Prioriterte geografiske områder (kjerneområder for bestander, prioriterte strandområder), hvor beredskapsaksjoner kan kunne gjennomføres eller avskjerme.

- Beskrivelse av potensielt skadebilde for prioriterte ressurser.
- Sesongmessig variasjoner og variasjon som må forventes pga usikkerhet i datagrunnlag / mangelfullt datagrunnlag.
- Drivtider (raskeste, raskeste under aksjonsforhold (opersjonelle værforhold), midlere, e.l.) til prioriterte ressurser/områder.

3.8.2 Sannsynlighetsreduserende tiltak

I henhold til petroleumsforskriftene skal sannsynlighetsreduserende tiltak prioriteres framfor konsekvensreduserende. Sannsynlighetsreduserende tiltak er eks...

Aktuelle hendelser er identifisert i frekvenskapitlet og gjennom IFUene. Videre identifiserer den beregnede analysen rater og varigheter av dimensjonerende hendelser. Disse hendelsene kan spores tilbake til spesifikke aktiviteter (eks komplettering, brønnoverhaling, etc.)

Ved å benytte seg av spesifikk informasjon om aktivitetene og resultatene for disse, kan designmessige justeringer, f.eks. endring av boreprogram (casing, BOP etc.) eller flytting av en aktivitet i tid, bidra til en lavere sannsynlighet og redusert miljørisiko. Forskriftene krever at tiltakenes risikoreduserende effekt skal kvantifiseres. Dette kan gjøres ved hjelp en postprosessering av oljedriftsberegningene med en endring i rater eller ved beregning av ny risiko ved endringer av utslippsfrekvensene.

3.8.3 Kobling mot konsekvensreduserende tiltak; Beredskap

For dimensjonering av beredskap er følgende informasjon viktig:

- Utslippsscenarioer – de scenariene som bidrar mest til miljørisiko samt aktuelle scenarioer som representerer andre/nye utfordringer for beredskapen.
- Oljens drift og spredning – oljemengder og oljens beskaffenhet; strandingsrisiko.
- Hvilke områder og ressurser som er utsatt for høyest miljørisiko – prioriterte sårbare ressurser.
- Variasjoner over året og usikkerheter mht. scenarioer, oljetype, spredning og miljørisiko.

Det anbefales at man fra miljørisikoanalysen identifiserer de enkeltscenarioer (kombinasjoner av utslippsrate, utslippsvarighet og vær/vind-forhold) som gir størst bidrag til miljørisikoen. Disse enkeltscenarioene benyttes som grunnlag for etablering av Definerte Fare- og Ulykkessituasjoner (DFU) i Hav-Kyst-Strand sonen. Disse DFU beskriver konkrete forurensningssituasjoner som berører prioriterte sårbare ressurser.

For det settet av DFU man har etablert for den aktuelle aktiviteten (felt-installasjon-operasjon), bør man i en beredskapsanalyse identifisere fleksible beredskapsløsninger, og foreta en tilstrekkelig vurdering av effektiviteten av disse. Det bør videre foreligge spesifikke krav til effektiviteten av tiltakene, og beredskapsanalysen bør ha som mål å finne frem til løsninger som gjør at disse kravene oppfylles.

Informasjon om effektivitet av tiltakene bør så brukes til å re-analysere miljørisiko hvor bidraget fra beredskapsløsningene er inkludert. For hver beredskapsløsning vil man dermed kunne kvantifisere tiltakenes risikoreduserende effekt.

Ved å sammenholde beredskapsløsningenes anslåtte effektivitet og reduksjon av miljørisiko, kan kost-nytte av de ulike beredskapsløsningene vurderes. Dette kan danne grunnlag både for valg av

beredskapsløsning/-strategi og for dimensjonerings av de ulike løsningene, basert på prinsipper for implementering av tiltak ihht. til bl.a. ALARP.

4 REFERANSER

- Anonymous. 1990. Forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten, fastsatt 4. desember 1990. Oljedirektoratet.
- Anonymous. 1992. Forskrift om beredskap i petroleumsvirksomheten, fastsatt 18. mars 1992. Oljedirektoratet.
- Anonymous. 1997. Retningslinjer for etablering og bruk av akseptkriterier for risiko. Oljeindustriens landsforening. 56 s.
- Anonymous. 1998. Miljørisikoanalyse for leteboring på Nordland VI og beredskapsanalyse for akutte oljeutslipp. Det Norske Veritas og Alpha Miljørådgivning, Oslo. 104 s.
- Anonymous. 1999. Skadenøkler havstrand. Forslag til vurdering av skadepotensialet ved akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning, Oslo. 8 s.
- Anonymous. 2000a. Estimering av skade- og risikopotensialet strand og akutt oljeforurensning. Testing og validering av DamE-Shore for praktisk anvendelse i miljørisikanalyser. 12 s. Alpha Miljørådgivning, Oslo.
- Anonymous. 2000b. Uttrykk for enkelte inntrykk av utvalgte metoder for miljøkonsekvens og risiko med fokus på tilpasninger til den marginale issone. Alpha Miljørådgivning, Oslo. 35 s.
- Brude O.W, Moe K.A., Vestby C, Stige L. C., Lein T.E. 2003. Strand-olje implementering av DamE-Shore for norskekysten. Alpha rapport 1111-01
- DNV 1996. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA): Metodebeskrivelse. DNV-rapport 95-3562. Mars 1996. Det norske veritas. 75 s.
- DNV 2006. OLF - MIRA revisjon 2006. DNV-rapport 2006-1540. 2006. Det norske veritas. 40 s.
- Hansson, R., Prestrud, P. & Øritsland, N.A. (eds.) 1990. Assessment system for the environment and industrial activities in Svalbard. Norwegian Polar Institute.
- Hoell, E., Ugland, K.I., and Jarandsen, B. 1993. Erfaringer fra store oljesøl Norsk Hydro, Porsgrunn.
- Jødestøl, K. A. 2001. Konsekvenser av akutte oljeutslipp i iskanten - effekt og skadenøkler for bruk i miljørisikoanalyser. Det Norske Veritas, Oslo. 37 s
- Jødestøl, K. A., Fredheim. B, Hoell, E., Wakili, S., Vinnem, J.E., Myhrvold A.U., Hasle, J.R, and G. Ytteborg. 2001. Achieving an Industry Standard in the Assessment of Environmental Risk; Oil Spill Risk Management and the MIRA method. Paper #349, pages 22 in International Oil Spill Conference (IOSC), Tampa Bay, Florida USA.
- Jødestøl, K. A., & O. Ø. Aspholm. 2000. Sensitivitetsanalyse - Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA. Pages 33 Det Norske Veritas, Oslo.
- Jødestøl, K. A., Endresen, Ø. Dragsund, A.E.. 1998a. Miljørisikoanalyse for Oseberg/Brage feltet Det Norske Veritas, Oslo.

- Jødestøl, K. A., Fredheim, B., Hoell, E., Wakili, S., Vinnem, J.E., Myhrvold, A.U. J. R. Hasle, and G. Ytterborg. In press. Achieving an Industry Standard in the Assessment of Environmental Risk; Oil Spill Risk Management and the MIRA method. Pages 22 *in* International Oil Spill Conference, Tampa Bay, Florida USA.
- Jødestøl, K. A., Nissen-Lie, T, and Øyvind, E.. 1998b. Miljørisikoanalyse for utbygning på Haltenbanken Sør (HLBS) kondensatutslipp fra Kristin. Pages 105 Det Norske Veritas, Oslo.
- Jødestøl, K. A., E. Sørgård, E. Hoell, and B. Fredheim. 1996. Metode for Miljørettet risikoanalyse (MIRA): Metodebeskrivelse. Pages 75 Det Norske Veritas & Norsk Hydro, Oslo.
- Jødestøl, K. A., K. I. Ugland, and T. Nissen-Lie. 2000. Sea mammals; Oil pollution vulnerability and damage categorization. Pages 39 Det Norske Veritas, Oslo.
- Moe, K. A., O. W. Brude, G. M. Skeie, L. C. Stige, and T. E. Lein. 2000a. Estimations of Potential Damage - Seashore and Acute Oil Pollution (DamE-Shore). Implementation of the concept with emphasis on Finnmark and Troms. Pages 61 Alpha Miljørådgivning, Oslo.
- Moe, K. A., B. Serigstad, and O. W. Brude. 1998. Olje-Fisk; En reduksjonistisk tilnærming til skade- og risikoberegninger ved bruk av GIS. Pages 28 Alpha Miljørådgivning, Oslo.
- Moe, K. A., K. I. Ugland, O. W. Brude, and G. M. Skeie. 2000b. Fisk & Olje: Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Pages 32 Alpha Miljørådgivning, Oslo.
- OLF. 1997. Retningslinjer for etablering og bruk av akseptkriterier for risiko. Pages 56 Oljeindustriens Landsforening (OLF), Stavanger.
- OLF. 2001. Miljørisiko. Veiledning for gjennomføring av miljørisikoanalyser for petroleumsvirksomhet på norsk sokkel. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA). Januar 2001.
- OLF 2006. Retningslinjer for beregning av utblåsningsrater og -varighet til bruk ved analyse av miljørisiko. OLF revisjon Nov 2006. 76 s.
- Olsson, K., A. Evenset, E. Årstrand, and G. Pedersen. 1999. SAGIS- Metodeutvikling for risikoanalyse ved petroleumaktiviteter nær iskanten i Barentshavet. Pages 60 Akvaplan-NIVA, Tromsø.
- SFT/DN, 2000. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. TA-1765.
- Spikkerud C.S., Randal, M.E. og Brude, O.W. 2004. Environmental risk analyses Statfjord Late life. Alpha report 1199-04-01. 79 s.
- Sørgård, E., K. A. Jødestøl, E. E. Hoell, and B. Fredheim. 1995. Metode for Miljørettet risikoanalyse (MIRA): Grunnlagsrapport. Pages 75 Det Norske Veritas og Norsk Hydro, Oslo.
- Sørgård, E., K. A. Jødestøl, E. E. Hoell, and B. Fredheim. 1997. A Stepwise Methodology for Quantitative Environmental Risk Analysis of Offshore Petroleum Activities. SPE paper:137-146.

Thomassen, J., R. Hansson, E. E. Hoell, and K. A. Moe. 1997. Evaluering av "Metode for miljørettet risikoanalyse - MIRA" ved bruk av AEAM -metoden. Arbeidesdokument fra et arbeidsseminar i Oslo 18.-20. november 1996. 28 s. NINA.

- o0o -

APPENDIX

A

**PETROLEUMSFORSKRIFTENS KRAV MHT. MILJØRISKO OG
BEREDSKAP**

I kapitlet er det lagt inn aktive linker til relevante deler av gjeldende forskrifter, samt en sammenfatning av relevante deler av kravene.

Rammeforskriften

Rammeforskriften er en overordnet forskrift som gir overordnede føringer for helse-, miljø- og sikkerhet i petroleumsindustrien.

§ 9 [Prinsipper for risikoreduksjon](#)

Her står at ALARP skal følges. Fremhever kravet for risikoreduksjon. Foruten en pålagt minstestandard identifisert i regelverket, skal risikoen reduseres ytterligere så langt det er mulig. Ved reduksjon av risiko skal den ansvarlige velge de tekniske, operasjonelle eller organisatoriske løsningene som etter en enkeltvis eller samlet vurdering av skadepotensialet og nåværende og fremtidig bruk gir de beste resultater, så sant kostnadene ikke står i et vesentlig misforhold til den risikoreduksjonen som oppnås.

§ 21 [Søknad om samtykke](#)

Henvisning til når det skal søkes om samtykke og hva søknaden skal inneholde, herunder miljørisikoanalyser og beredskapsanalyser.

§ 30 [Samarbeid om beredskap](#)

Operatørene skal samarbeide om beredskapen mot akutt forurensning. Det skal etableres regioner med felles beredskapsplaner og felles beredskapsressurser.

Styringsforskriften

§ 6 [Akseptkriterier for storulykkerisiko og miljørisiko](#)

Operatøren skal sette akseptkriterier for forurensning fra innretningen. Paragrafen bestemmer at miljørisikoanalyser skal være kvantitative. Med akseptkriterier menes den øvre grensen for akseptabel risiko.

§ 13 [Generelle krav til analyser](#)

Ved utføring og oppdatering av analysene skal det brukes anerkjente modeller, metoder og teknikker.

OLFs MIRA metode er en anerkjent analysemetode. Analysene skal oppdateres når forutsetningene for analysen endres slik at dette påvirker resultatene av analysene. Dette betyr at analysene bør oppdateres ved regelmessige mellomrom. For å oppnå nødvendig konsistens mellom analyser som utfyller eller bygger på hverandre må oljedriftsberegninger, miljørisikoanalyser og beredskapsanalyser gjennomføres i sammenheng.

§ 14 [Analyse av storulykkerisiko](#)

Det skal utføres kvantitative risikoanalyser og andre nødvendige analyser for å identifisere bidragsyttere til storulykkerisiko, deriblant vise

a) risikoen ved planlagte bore- og brønnaktiviteter, og vise hvilken effekt aktivitetene har på den totale risikoen på innretningen,

b) hvilken effekt modifikasjoner og utføring av modifikasjoner har på den totale risikoen

§ 15 [Kvantitative risikoanalyser og beredskapsanalyser](#)

Det skal utføres kvantitative risikoanalyser som gir et nyansert og mest mulig helhetlig bilde av risikoen. Det skal utføres beredskapsanalyser som skal sette ytelseskrav til beredskapen, samt velge og dimensjonere beredskapstiltak.

Paragrafen stiller krav til inngangsdata til alle typer risikoanalyser, inkludert miljørisikoanalyser, og presiserer at beredskap er et risikoreduserende tiltak.

§ 16 [Miljørettede risiko- og beredskapsanalyser](#)

Miljørisiko fra ulike innretninger skal kunne sammenlignes på en entydig måte. Dette innebærer krav om bruk av standardisert metodikk. MIRA er en slik standardisert metodikk.

Forskriftene knytter akseptkriterier, analyser av storulykker, kvantitative risikoanalyser, miljørisikoanalyser, beredskapsanalyser og fjernovervåkning sammen. Veiledningen til paragrafen gir en del føring for analyse av miljørisiko.

Aktivitetsforskriften

§ 49 [Samarbeid om og planlegging av overvåking av det ytre miljøet](#)

Overvåkingen skal tilpasses risikoen for forurensning. Dette innebærer samsvar mellom overvåkning og miljørisikoen, dvs. høy miljørisiko tilsier høyere grad av overvåkning.

§ 51 [Grunnlagsundersøkelser](#)

Data som er fremskaffet gjennom grunnlagsundersøkelsene, skal kunne brukes i miljørettede risiko- og beredskapsanalyser.

Av veiledningen til § 51 heter det at omfanget av grunnlagsundersøkelsene er avhengig av hvilke særlig sårbare miljøressurser som forventes i området. Særlig sårbare miljøressurser kan blant annet være korallrev, gytefelt, marine pattedyr, fugl og strender. Det skal gjennomføres miljørisikoanalyser for særlig sårbare ressurstyper. Miljørisikoanalysen må kartlegge forekomsten og utbredelsen av disse.

§ 54 [Karakterisering av olje og kjemikalier](#)

Som et minimum bør det før leteaktivitet starter foreligge en vurdering av forurensningens egenskaper som grunnlag for miljørettede risiko- og beredskapsanalyser.

§ 58 [Beredskapskjemikalier](#)

Operatøren skal ha retningslinjer for bruk av beredskapskjemikalier, basert på risikoanalyser.

§ 64 [Beredskapsetablering](#)

Beredskapen skal etableres på grunnlag av resultater fra risiko- og beredskapsanalyser. Paragrafen innebærer en sammenheng mellom miljørisiko og beredskapsnivå, dvs. at høy miljørisiko tilsier høyere beredskapsnivå enn lav miljørisiko.

§ 69 [Regional beredskap mot akutt forurensning](#)

Den regional beredskapen skal være oppdatert i forhold til miljørisikoen fra innretningene i regionen. Ved nye aktiviteter skal operatøren iverksette tiltak i forhold til den regionale beredskapen som sikrer at aktiviteten ikke medfører uakseptabel risiko.

Opplysningspliktforskriften

§ 5 [Krav om samtykke til enkelte petroleumsaktiviteter](#)

Paragrafen lister opp en rekke situasjoner der skal søkes om samtykke fra myndighetene, deriblant ved leteboringer.

§ 6 [Innhold i søknad om samtykke](#)

Samtykke søknaden skal bl.a inneholde en beskrivelse av analysene og vurderingene som er gjort med hensyn til helse, miljø og sikkerhet for aktivitetene og innretningene som omfattes av søknaden, samt en oppsummering av resultatene fra de miljørettede risiko- og beredskapsanalysene.

Miljørisikoanalyser /- vurderinger skal gjennomføres i alle tilfeller der det kreves samtykkesøknad.

§ 9 [Opplysninger om overvåking, utslipp og risiko for forurensning](#)

Operatøren skal sende opplysninger om endringer i risikoen for forurensning.

Dette innebærer at miljørisikoanalysene bør oppdateres dersom aktivitetsnivået endres med påfølgende endring av miljørisikoen.

- o0o -

APPENDIX

B

OM STYRING AV MILJØRISIKO

Regelverket har siden miljørisikoanalyser ble innført som verktøy, gradvis flyttet fokus fra akseptabel/ikke-akseptabel virksomhet, til styring av risikonivået knyttet til operasjoner på norsk sokkel. Med styring menes risikoreduksjon, og fokus på å oppnå en så lav risiko som mulig (ALARP), uten at denne står i vesentlig misforhold til kostnadene en slik risiko medfører.

Risikoreduksjon skal vurderes uavhengig av hvilken risiko en aktivitet i utgangspunktet innehar eller hvorvidt en allerede er innenfor etablerte akseptkriterier (jfr. Rammeforskriften § 9). For å oppnå en samlet sett lavest mulig risiko er det nødvendig å fokusere på alle aspekter som medfører fare for personell, miljø og utstyr. Løsninger som gir redusert miljørisiko kan i enkelte tilfeller medføre økt risiko for personell og utstyr.

Ofte vil fokus på risikoreduserende tiltak først settes inn dersom man befinner seg innenfor akseptkriteriene, men over en gitt terskel. Denne terskelen kan være for eksempel 1, 10 eller 50 % av akseptkriteriet, men dette avhenger av operatørens valg og prioriteringer. I MIRA metoden omtales dette som "ALARP-område". Dette er begrunnet i at nytteeffekten av risikoreduserende tiltak er liten under en slik grense.

For å styre miljørisiko knyttet til petroleumsaktiviteter er det nødvendig å vite hvilke metoder man kan benytte for å styre miljørisiko. Risiko er som definert en kombinasjon av sannsynlighet for at miljøskade oppstår og alvorlighetsgraden av denne skaden. Miljørisiko kan endres ved at enten sannsynligheten for en skade eller alvorlighetsgraden av den gitte skaden endres. Ifølge regelverket skal størst fokus settes på sannsynlighetsreduserende tiltak.

For på en grundig måte å kunne styre miljørisikoen knyttet til en aktivitet er det viktig å ha en god beskrivelse og forståelse av delaktivitetene som kan medføre miljørisiko. Her er det også viktig å vite hvilke alternative løsninger som finnes, og hvordan disse endrer eller påvirker miljørisikoen.

Miljørisikoen vil i praktisk forstand styres av tre overordnede faktorer:

- Sannsynligheten for et utslipp
- Størrelsen (rate og varighet) til et gitt utslipp
- Naturressursene som berøres av et utslipp.

Sannsynligheten for et utslipp kan i en viss grad styres av tekniske betingelser, men krever god sporbarhet og dokumentasjon av de sannsynlighetsreduserende tiltakene. Ofte vil sannsynligheten for en hendelse være basert på historiske data for utslipp (for eksempel SINTEF Offshore Blowout Database). Sannsynligheten for utslipp fra en aktivitet med mange ukjente variable (som en letebrønn), vil vanskelig kunne dokumentere en redusert sannsynlighet for uhell. Derimot vil en aktivitet hvor de fleste variable og relevante parametere er kjente, som en produksjonsbrønn eller avgrensningsbrønn, kunne dokumentere redusert sannsynlighet for en hendelse.

Størrelsen til et utslipp vil avhenge av en rekke parametere, deriblant brønn- og/eller installasjonsspesifikkeparametere, reservoarspesifikke egenskaper, geologiske data og kvaliteten på barrierene som er til stede. Forskjellige operasjonelle og teknologiske løsninger vil gi forskjellige utslippsrater og til dels også varigheter. For å oppnå en lavest mulig risiko knyttet til en aktivitet bør ulike opsjoner vurderes, og løsningen som samlet gir lavest mulig risiko både for personell og miljø bør velges.

Naturressursene som kan berøres av et utslipp vil i liten grad kunne styres av en operatør, men naturressursene som finnes innenfor et influensområde vil kunne variere betydelig med årstiden. For en aktivitet som kun foregår over en begrenset periode (boreaktivitet, brønnoverhaling og lignende), bør det før aktiviteten initieres gjennomføres en sensitivetsbetraktning for å vurdere hvilken årstid aktiviteten medfører lavest miljørisiko. Eventuelt bør miljørisikoen analysen omfatte hele året. For aktiviteter hvor det foreligger stor sesongmessig variasjon i naturressursenes tilstedeværelse og tetthet, bør aktiviteten planlegges lagt innenfor sesonger hvor konsekvensene er minst, så fremt andre forhold ikke skiller seg vesentlig ut.

- o0o -

APPENDIX

C

VØK UTBREDELSE OG SÅRBARHETSVURDERINGER

Nasjonale fagmiljøer vurderer bestandenes sårbarhet bl.a ut fra følgende faktorer:

- Populasjons- (bestands-) biologiske egenskaper
 - Fertilitet
 - Alder ved kjønnsmodning
 - Dødelighet på ulike alderstrinn
 - Vekstkurve (hovedsakelig fisk; men også aktuelt i fb. med beskatning av sjøfugl og sjøpattedyr)
 - Levealder
 - Tetthetsavhengige responser i bestanden.

Her er det ulike tilnærminger i fagmiljøene:

Sårbarhetsmodellen for sjøfugl (Anker-Nilssen m.fl.) benytter feks kriteriene:

Individnivå: tid i området, tid på sjøen, arealutnyttelse, atferd på sjøen, littoral affinitet, reaksjonsmulighet, flygedyktighet, kondisjon, restitusjonsevne.

Bestandsnivå: eksponeringsgrad, bestandsstørrelse, flokkdannelse, ungfuglandel, reproduktivt potensial, bestandsutvikling, sårbar populasjonsandel, potensiell immigrasjon.

I forbindelse med AKUP Barentshavet Nord utredningene ble sårbarhetskriteriene for sjøfugl revidert (Isaksen, Bakken & Wiig, 1998):

Individnivå: Tidsbruk i området; adferd, randeffekt, unngåelse, toksisk sårbarhet, overflatekontakt, evne til restitusjon

Bestandsnivå: eksponering, bestandsstørrelse, aggregering/opphopning, reproduserende andel av bestand, bestandstrend, sårbarhet, immigrasjonspotensiale

I forbindelse med AKUP Barentshavet Nord ble det utviklet en sårbarhets/risikomodell for sjøpattedyr (Jødestøl/Ugland et al., 1995), med følgende sårbarhetskriterier på individnivå:

Eksponering: adferd ved næringssøk, sjømobilitet, evne til unngåelse

Følsomhet: Toksisitet, hindring av mobilitet, kondisjon, termoregulering, mattilgang, evne til restitusjon

Bestandsstatus

- Bestandsnivå idag i forhold til bærekapasitet – historisk nivå
- Er bestandstrenden stabil, oppadgående eller nedadgående
- Er informasjonen om bestanden god eller kreves ytterligere forskning og kartlegging for å kunne fastslå populasjonsbiologiske egenskaper og bestandstatus.
- Fangsttrykk , bør også omfatte sjøfugl, sjøpattedyr (jakt/fangst)

Også bestandenes sårbarhet rangeres i tre grupper; lav, middels og høy sårbarhet av nasjonale FoU institusjoner etter standardiserte kriterier. Det er disse rangeringene som brukes i MIRA for klassifisering av ulike arter/bestander.

For de fleste viktige VØK- bestander i Norge finnes det rimelig god informasjon om bestandenes størrelse og bestandstrender, samt om populasjonsbiologiske egenskaper. Det er også mulig å legge til grunn data for bestander i andre områder (f.eks. England og Island). Det pågår også relativt jevnlig kartlegging av bestandsstatus for en rekke av bestandene, fortrinnsvis kommersielt utnyttede fiskebestander, hekkebestander av sjøfugl og reproduserende bestander av sjøpattedyr. Datagrunnlaget som brukes i miljørisikoanalysene bør oppdateres kontinuerlig for å

kunne fange opp endringer i bestandenes status. Fortrinnsvis bør det av nasjonale fagmiljøer etableres populasjons-/bestandsmodeller som både kan benyttes i den generelle forvaltningen av disse artene og for gjennomføring av miljørisikoanalyser.

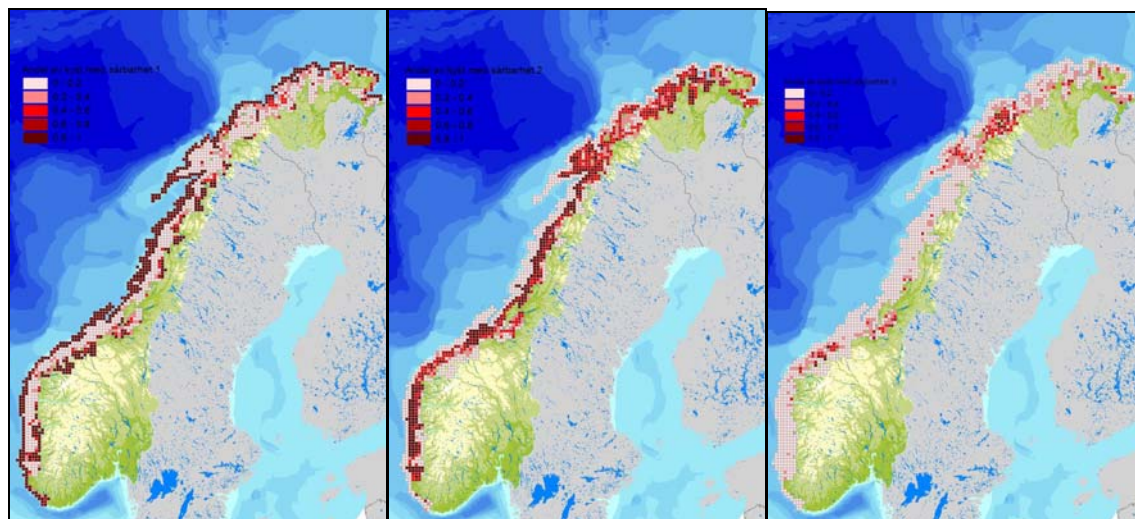
Sårbarhets for strandhabitater.

I tidligere MIRA veiledning er det ikke differensiert mellom beskyttet og eksponert kyst ved tildeling av strandhabitats sårbarhet for oljeforurensning. Tildelingen var utelukkende basert på substrattype. Dette er klart en svakhet med den eksisterende sårbarhetsindeksen og i DNV 2006 er det foreslått å inkludere eksponeringsgrad i sårbarhetstildelingen. I og med at grad av bølgeeksponering er basert på modellering er det vurdert som tilstrekkelig å benytte en todelt skala; eksponert og beskyttet. Følgende sårbarhetsindeks for strandhabitat er derfor foreslått for bruk i MIRA:

Sårbarhetsindeks for strandhabitat i MIRA.

Strandtype	sårbarhetsgrad	
	eksponert	beskyttet
Sva	1	2
Klippe	1	1
Blokkstrand	1	3
Sandstrand	1	2
Steinstrand/grus	2	3
Leirstrand/strandeng	3	3
Ikke data	1	1
Menneskeskapt	1	1
Sanddyne	1	2

Andel av kyst med sårbarhet 1, 2 og 3 (1 er lavest og 3 er høyest) i hver 10x10 km rute langs kysten er vist i figuren under. Inndelingen er basert på sårbarhetsindeksen i tabellen over. Tegnforklaringen betyr at i en rute med intervallet 0,8-1 for kyst med sårbarhet 1 har 80-100% av den totale strandlengden i ruta sårbarhet 1.



- o0o -