



TEKNISK RAPPORT

OLJEINDUSTRIENS LANDSFORENING

METODIKK FOR MILJØRISIKO PÅ FISK VED AKUTTE
OLJEUTSLIPP

RAPPORT NR. 2007-2075

REVISJON NR. 01

DET NORSKE VERITAS

TEKNISK RAPPORT

Dato for første utgivelse: 2008-02-01	Prosjekt nr.: 65219538
Godkjent av: Tor Jensen Head of Section	Organisasjonsenhet: DNV ENERGY
Oppdragsgiver: Oljeindustriens Landsforening	Oppdragsgiver ref.:

DET NORSKE VERITAS AS
DNV Energy

Veritasveien 1
1322 Høvik
Norway
Tel: +47 67 57 99 00
Fax: +47 67 57 99 11
http://www.dnv.com
Org. No: NO945 748 931 MVA

Sammendrag:

Foreliggende rapport gir en beskrivelse av kjerneprosesser og inngangsdata som inngår i vurderingen av effekter av akutte oljeutslipp utslipp på fisk og hvordan disse avspeiles og benyttes i eksisterende metodikk. Målet med prosjektet har vært å komme opp med premisser for risikovurderingsmetodikk på olje/fisk i fremtiden, og spesifisere hvilke kunnskapsgap som må fylles for at dette lar seg løse i praksis. Det er også gjort en vurdering av beste tilgjengelige metodikk pr. i dag.

Prosjektet ble initiert av OLFs arbeidsgruppe for akuttutslipp, som formulerte følgende behov: 1) Dokumentere status for risikovurdering av fisk. 2) Vurdere hvilke premisser som bør ligge til grunn for effekt- og skadenøkler for fisk og 3) Utarbeide og teste disse skadeparametrene for noen spesifikke eksempler.

Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom DNV, Universitetet i Oslo og Havforskningsinstituttet i Bergen.

Rapport nr.: 2007-2075	Emnegruppe:
Rapporttittel: Metodikk for miljørisiko på fisk ved akutte oljeutslipp	
Utført av: Odd Willy Brude, Dag Hjermann, Morten Skogen, Frode Vikebø, Line Sverdrup, Anders Rudhe, Maria Persson, Anneli Bohne-Kiersem	
Verifisert av: Axel Kelley	
Dato for denne revisjon: 2008-05-15	Rev. nr.: 01
Antall sider: 91	

Indekseringstermer

Miljørisiko, olje, fisk

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

Innholdsfortegnelse***Side***

1	FORKORTELSER	1
2	INNLEDNING	3
3	EKSISTERENDE RISIKOVURDERINGSMETODER FOR OLJE-FISK.....	4
3.1	Oljedrift og nedblanding av olje i vannmassene	4
3.1.1	Prosesser	4
3.1.2	Ønsket metodikk	5
3.1.3	Eksisterende metodikk	5
3.2	Effekter av dispergert olje og oljekomponenter på fisk	6
3.2.1	Prosesser	6
3.2.2	Ønsket metodikk	6
3.2.3	Eksisterende metodikk	7
3.3	Bestandsdata	7
3.3.1	Prosesser	7
3.3.2	Kort beskrivelse av fokusarter	8
3.3.3	Ønsket metodikk/datagrunnlag	8
3.4	Effektvurderinger	9
3.4.1	Prosesser	9
3.4.2	Ønsket metodikk	9
3.4.3	Eksisterende metodikk	9
4	OLJEEKSPONERING I VANNSØYLEN	10
4.1	Forvittringsprosesser	10
4.1.1	Adveksjon og spredning	10
4.1.2	Fordamping	10
4.1.3	Emulgering	11
4.1.4	Naturlig dispergering	11
4.2	Vannløselighet av oljekomponenter	12
4.2.1	Nedbrytning.	13
4.3	Hvilke premisser bør ligge til grunn for en oljedriftsmodell	13
5	ROMLIGE FORDELINGER AV FISKELARVER	15
5.1	Norsk vårgytende sild	16
5.2	Nordøst arktisk torsk	17
5.3	Modellering av egg og larvetransport	19
5.3.1	Transportmodellen	20
5.3.2	Effekten av ulik horisontal oppløsning	21
5.3.3	Effekten av ulik vertikalvandring	24
5.3.4	Reduksjon av usikkerhet	26

TEKNISK RAPPORT

5.4	Oppsummering	26
6	EFFEKTER AV AKUTT OLJEUTSLIPP PÅ FISK	27
6.1	Underliggende prosesser for effekter av akutte oljeutslipp på fisk	28
6.1.1	Sammensetning av olje og vannfraksjoner av olje	28
6.1.2	Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannmassene	30
6.1.3	Eksposering	30
6.1.4	Artsfølsomhet	31
6.1.5	Opptak av oljekomponenter i organismer	31
6.1.6	Biologisk nedbrytning av oljekomponenter i vannmassene	31
6.1.7	Fototoksisitet	32
6.2	Effekter	32
6.2.1	Narkose	32
6.2.2	Ikke-narkotiske effekter/ langtidseffekter	33
6.2.3	Effekter på ulike livsstadier av fisk: laboratorie- og felldata	33
6.3	Premisser for miljørisikovurdering av olje på vannsøyleorganismer	35
6.4	Eksisterende metodikk for å risikovurdere effekter av akutte oljeutslipp på fisk	36
6.4.1	Vurdering av akutt giftighet av oljeforbindelser.	36
6.4.2	Biomarkører	37
6.5	Kunnskapsstatus og vurdering av effektgrenser	38
6.5.1	Generelt om effektgrenser for akutt eksponering for olje	38
6.5.2	Eksisterende grenseverdi for effekter av dispergert olje	39
6.5.3	Vurdering av eksisterende grenseverdier	40
6.5.4	Grenseverdi beregnet basert på totalkonsentrasjoner av olje	41
6.5.5	Konklusjoner – giftighet av olje	44
7	KONSEKVENSVURDERING FOR BESTANDSTAP	45
7.1	Populasjonsmodeller og fiskebestandsmodeller	45
7.2	Beskrivelse av fiskens første livsstadier og mekanismer som fører til naturlig dødelighet	47
7.2.1	Norsk-arktisk torsk (NA-torsk)	47
7.2.2	Norsk vårgytende sild (NVG-sild)	48
7.2.3	Barentshavslodde	49
7.3	Faktorer som fører til variasjon i naturlig dødelighet og lengdevekst	49
7.3.1	Rekruttering hos NA-torsk og NVG-sild	49
7.3.2	Norsk-arktisk torsk (NA-torsk)	51
7.3.3	Norsk vårgytende sild (NVG-sild)	52
7.3.4	Barentshavslodde	54
7.4	Tre alternative eksisterende modeller	54
7.4.1	Ugland-modellen	54
7.4.2	HIs framskrivingsmodell	56
7.4.3	UiOs modell	57
7.5	Noen aspekter som bør ivaretas i modelleringen	58
7.5.1	Romlig og tidsmessig variasjon	58

TEKNISK RAPPORT

7.5.2	Tetthetsavhengig naturlig dødelighet	62
7.5.3	Klimaforhold og klimaendringer	63
7.5.4	Artsinteraksjoner	64
8	METODISKE EKSEMPLER I FORHOLD TIL MILJØRISIKO PÅ FISK.....	65
8.1	Effekt av å benytte en dose-respons kurve for effektberegning	65
8.2	Effekt av vertikalfordeling	67
8.3	Romlig variasjon i overlevelse	71
8.4	Bestandsprosjeksjoner	73
8.5	Restitusjonsmodeller	74
8.5.1	Tetthetsavhengig naturlig dødelighet (TND) i første leveår	74
8.5.2	Tetthetsavhengig naturlig dødelighet etter alder 3	76
8.6	Skadeklassifisering	80
9	KONKLUSJON OG ANBEFALINGER.....	83
10	REFERANSER	85
Appendix A Oljedriftsmodeller		

1 FORKORTELSER

BTEX - aromatene benzen, toluen, etylbenzen og xylen

BCF – biokonsentrasjonsfaktor. Er et uttrykk for i hvor stor grad organismer (for eksempel fisk) oppkonsentrerer et stoff fra vannfasen

EC50 – Konsentrasjon som gir effekt på 50 % av forsøksdyrene dersom endepunktet er noe annet en død. Endepunktet kan være alt fra fysiologiske til reproduktive avvik. Relevansen av den målte effekt bør dokumenteres. EC50 er ikke nødvendigvis mål på akutt toksisitet.

EIF_{akutt} - Environmental Impact Factor for akutt utslipp

ERA40 - ECMWF 40 year Re-analysis data Archive

ETOPO2 – Dybdedatabase med 2 gards oppløsning (lengde/bredde)

ICES - International Council for the Exploration of the Sea

Kd – olje-i-vann fordelingskoeffisient

LC50 – Letal konsentrasjon for 50 % av forsøksdyrene. Mål på akutt toksisitet.

LL50 - Lethal Load som tilsvarer den totalkonsentrasjon av olje som utløser 50 % dødelighet av organismer

Log Kow – lipofilisitet (logaritmen av oktanol-vann fordelingskoeffisient)

MEMW – Marine Environmental Modelling Workbench – SINTEFs samling av marine modellverktøy

MIRA – Metode for miljørettet risikoanalyse

MW - molekylvekt

NCEP/NCAR - National Centers for Environmental Prediction/National Center for Atmospheric Research

NOEC - No-Observable-Effect-Concentration. Konsentrasjonen for et stoff som angir den konsentrasjon av stoffet som ikke gir påviselige skadeeffekter på organismene ved en kronisk eksponeringstest.

NVG-Sild – Norsk vårgytende sild

OILTRAJ – DNVs oljedriftsmodell

OLF – Oljeindustriens Landsforening

OSCAR- SINTEFs oljedriftsmodell som del av MEMW

OWD - Oil Water Dispersion. OWD består av løste hydrokarboner, samt stabile og ustabile dispergerte hydrokarboner.

PAH - polysykliske aromatiske hydrokarboner

TEKNISK RAPPORT

PEC - Predicted Environmental Concentration. Konsentrasjonen av de stoffene man forventer at organismene eksponeres for i miljøet. PEC beregnes eller måles dersom det er mulig, på det punktet der organismene som skal beskyttes, vil eksponeres.

PINRO - Polar Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography (Murmansk)

PNEC - Predicted No Effect Concentration. På grunnlag av alle de testresultatene som er tilgjengelig for et stoff, beregnes den konsentrasjon som ikke forventes å gi skade-effekter på miljøet

QSAR - Quantitative Structure Activity Relationship

RKU - Regional konsekvensutredning

ROMS - Regional Ocean Model System

THC – total hydrokarbon konsentrasjon

ULB – Utredning Lofoten-Barentshavet

UiO - Universitetet i Oslo

UV – ultraviolet stråling

V/O – Vann/olje forhold

VPA - Virtual Population Analysis

WAF - Water Accommodated Fraction. WAF består av de vannløselige komponentene og dispergerte komponenter som forblir dispergert i vannmassene uten påvirkning fra ytre faktorer.

2 INNLEDNING

Det siste tiåret er det parallelt utviklet mange ulike metoder for vurdering av effekter av olje (både som akuttutslipp og regulære utslipp) på organismer i vannsøylen. Dette gjør det vanskelig å sammenlikne risikovurderinger som er gjennomført av forskjellige aktører.

Oljeindustriens Landsforening (OLF) er som interesseorganisasjon for oljeselskapene en naturlig premissleverandør for risikovurderinger knyttet til petroleumsaktiviteter på norsk kontinentalsokkel. I den eksisterende veiledningen for gjennomføring av miljørisikoanalyser for akutte utslipp (MIRA – metode for miljørettet risikoanalyse (OLF 2007)) er det skissert en metodikk for vurdering av effekter på ulike fiskebestander som er benyttet gjennom flere år i både MIRA-analyser og generelle konsekvensutredninger (ULB, RKU). Det ble imidlertid i veiledningen uttrykt behov for ytterligere detaljering og vurdering av metodikk gjennom innværende prosjekt som da allerede var igangsatt. Bakgrunn for eksisterende metodikk er dokumentert i bl.a. Moe m.fl. (1998 og 2000) og Brude m.fl. (2000), hvor hovedprinsippene er skissert og diskutert.

Prosjektet ble initiert av OLFs arbeidsgruppe for akuttutslipp, som formulerte følgende behov:

- 1) Dokumentere status for risikovurdering av fisk
- 2) Vurdere hvilke premisser som bør ligge til grunn for effekt- og skadenøkler for fisk
- 3) Utarbeide og teste disse skadeparametrene for noen spesifikke eksempler.

Denne rapporten gir en beskrivelse av kjerneprosesser og inngangsdata som inngår i vurderingen av akuttutslipp på fisk og hvordan disse avspeiles og benyttes i eksisterende metodikk. Målet med prosjektet har vært å komme opp med en metode for risikovurdering på olje og fisk med fokus på effektvurderinger og usikkerhet knyttet til disse.

Rapporten er utarbeidet i samarbeid mellom DNV v/ Odd Willy Brude, Line Sverdrup, Anders Rudberg, Maria Persson og Anneli Bohne-Kjersem; Universitetet i Oslo v/ Dag Hjermann og Havforskningsinstituttet i Bergen ved Morten Skogen, Erling Kåre Stenevik og Frode Vikebø. DNV har i en innledende fase utarbeidet en statusoversikt over eksisterende risikovurderingsmetodikk (kap 3). Videre har DNV sett på modellering av vannsøylekonsentrasjoner (kap 4) som grunnlag for effektgrenser og beregning av effekter (kap 6). HI har i hovedsak sett på ressursdata og hvordan disse kan tilrettelegges og benyttes i slike analyser (kap 5), mens UiO har sett nærmere på selve konsekvensvurderingen og restitusjonsmodeller (kap 7). Avslutningsvis er betydningen av noen av de viktigste premissene forsøkt vurdert og kvantifisert gjennom regneeksempler (kap 8). På basis av ovenstående er en kort oppsummering og anbefaling gitt i kapittel 9.

3 EKSISTERENDE RISIKOVURDERINGSMETODER FOR OLJE-FISK

I diskusjon av eksisterende metodikk er hovedvekt er lagt på det mest brukte risikovurderingsmetoden i Norge (MIRA), samt at det er sett noe på den nyutviklede EIF metodikken for akutt utslipp (EIF_{akutt}). Underliggende prosesser i de ulike delene av risikovurderingen (dvs. oljedriftsmodellering, modellering av ressursfordelinger, effekt- og skadenøkler samt restitusjonsmodeller for bestander) diskutert i forhold til kunnskap i internasjonal litteratur der dette er tilgjengelig.

3.1 Oljedrift og nedblanding av olje i vannmassene

3.1.1 Prosesser

Fisk eksponeres for olje fra overflateutslipp ved at oljepartikler blandes ned i øvre vannlag og fører til utløsning av oljekomponenter i et sjikt nær overflaten (typisk antatt 10 m dybde). For eksponeringsvurderinger vil både utstrekning (influensområde), nedblanding (kvalitativt og kvantitativt) og varighet av et oljeutslipp ha betydning for effekter på fisk.

Nedblanding av olje påvirkes av oljetypen, dennes forvittringsgrad og den rådende sjøtilstand (vind/bølger, temperatur), og kan grovt inndeles i følgende tre prosesser:

- Mengden/andelen av olje som fysisk nedblandes pr. tidsenhet
- Fysisk karakterisering av nedblandet olje (dråpestørrelsesfordeling)
- Utløsning av komponenter til vannfasen

Olje er en kompleks blanding av komponenter med svært ulike egenskaper. Råolje er generelt lite vannløselig, men de individuelle bestanddelene varierer fra å være totalt uløselige i vann, til å være løselige i vann. Sammensetningen av et oljeflak etter et uhellsutslipp endrer seg raskt. De letteste forbindelsene er så flyktige at de fordamper. De tyngste forbindelsene (voks og tjæreforbindelser), er så lite løselige at de i vannfasen kun forefinnes som oljedråper.

Fra både overflateolje og oljedråper som blandes ned i vannsøylen vil det løses ut oljekomponenter. Hver enkelt oljekomponent har en fasefordeling som uttrykker relativ affinitet til olje og vann. Fasefordelingen kan beskrives både i forhold til likevekt (uttrykt med en fasefordelingskonstant) og kinetikk (hvor raskt denne utløsningsprosessen foregår). I tillegg kan overflateegenskaper til emulsjoner av voksrike oljer påvirke kinetikken i stor grad.

Når en oljekomponent når vannfasen, er det mange prosesser som kan redusere biotilgjengelighet og levetid her, som begge er faktorer som påvirker giftighet. De viktigste er sorpsjon til partikler, fotooksidasjon og biologisk nedbrytning.

For utslipp fra sjøbunnsstrukturer skjer det også noe utløsning av partikler og komponenter til vannmassene under oljens ferd mot overflaten. Deretter vil olje som når overflaten kvalitativt utsettes for de samme prosessene som styrer nedblanding fra et overflateutslipp.

3.1.2 Ønsket metodikk

Overordnet bør det være et mål at detaljeringsgraden på modelleringen står i forhold til usikkerhet i beregningene slik at det ikke uttrykkes en presisjon på resultatene som ikke er reell. Optimalt sett bør eksponeringsmodellen kunne beskrive sjøbunnsutslipp og overflatedrift, nedblanding av olje, utløsning av komponenter til vannfasen og videre skjebne til disse med omtrent samme nivå av usikkerhet og detaljeringsgrad. Samtidig må detaljeringsgraden stå i forhold til behov for inngangsdata på effektsiden. Usikkerhet bør i den grad den er mulig å kvantifisere håndteres som en del av regneprosessen (som da vil gi et utfallsrom) evt. velges en konservativ tilnærming der hvor usikkerheten er ukjent.

3.1.3 Eksisterende metodikk

Det er enklere å modellere total nedblanding av olje (olje-i-vann) enn å modellere videre på den nedblandede fraksjonen i forhold til en fasefordeling av enkeltkomponenter mellom oljedråper og vannfasen og den tilhørende komponentsammensetningen i vannmassene over tid, og usikkerheten knyttet til denne detaljeringsgraden er stor.

Det eksisterer svært mange modeller og vurderinger med til dels svært ulike antagelser og mangel på validering av effektvurderinger og resultater. På bakgrunn av dette synes tiden moden for en revurdering av modellgrunnlaget som benyttes i eksponeringsvurderinger for fisk i Norge.

DNV benytter en modell kalt OILTRAJ (DNV 1994) som kun tar stilling til nedblanding som en fysisk prosess. Modellen beregner nedblandet olje som en andel av olje som er tilstede i en 10x10 km rute pr. tidsenhet. Mens oljen deretter driver videre antas nedblandede oljepartikler å forbli på samme areal (underliggende vannmasser i et 10 m dypt sjikt), som akkumulerer nedblandet olje fra flak som driver forbi. For å gi en konservativ vurdering er det tatt stilling til dekningsgraden av oljeflak innen en rute, og dette er løst ved å nedblande all olje i 10 % av rutes areal. Modellen kan kjøres statistisk (typisk 3600 oljedriftsimuleringer i en analyse) og beskriver mulige variasjoner i geografisk lokalisering av oljepåvirkning gjennom året. Manglende beskrivelse og beregninger knyttet til drift av nedblandet olje i vannmassene og tilhørende manglende vurderinger av usikkerhet knyttet til relevansen av beregnede oljekonsentrasjoner gjør imidlertid prediksjonsverdien til resultater fra modellen usikre. Modellen er ikke validert mot felldata.

SINTEF benytter en oljedriftsmodul (OSCAR) under modellverktøyet MEMW. Denne modellen beregner fysisk nedblanding både kvantitativt (nedblandet mengde) og kvalitativt (ved karakterisering av dråpestørrelsesfordeling). Oljedråpene følges videre i vannmassene og innblandingsdyp er i modellen avhengig av oljens viskositet og sjøtilstanden. Typisk oppnås imidlertid de høyeste konsentrasjonene i det øvre 10 m sjiktet av vannsøylen. Videre beregner modellen utløsning av oljekomponenter til vannfasen og den skjebne disse har i vannmassene, herunder prosesser som diffusjon og biologisk nedbrytning. Modell gir detaljert output men er tung å tung å kjøre statistisk rutinemessig. Modellen er ikke validert mot felldata.

3.2 Effekter av dispergert olje og oljekomponenter på fisk

3.2.1 Prosesser

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. I tillegg er det variasjon i følsomhet overfor olje både mellom ulike arter og livsstadier av fisk. Det er antatt at egg og larver av fisk er de mest sårbare stadiene i forhold til oljeforurensning i vannmassene, mens yngel og voksen fisk i liten grad antas å påvirkes (bl.a. Serigstad m. fl., 2001). Dette er i tråd med feltobservasjoner som har vist liten dødelighet av voksen fisk etter virkelige oljeutslipp (IPIECA 1997).

Det har vist seg vanskelig å komme opp med en god og allment akseptert grenseverdi for effekter av olje, og dette skyldes flere faktorer:

- 1) Store forskjeller i giftighet mellom ulike oljetyper
- 2) Manglende kvalitativ og kvantitativ kunnskap om hvordan dispergerte oljedråper påvirker fiskelarver sett i forhold til oljekomponenter løst i vannfasen
- 3) Manglende kunnskap om følsomheten til egg- og larvestadiet av kommersielt interessante arter av fisk sammenliknet med de giftighetsdata som er tilgjengelig
- 4) Manglende tilnærming til bruk av konsentrasjonsrelatert dødelighet (dvs. bruk av verdier som angir effekter mellom 0 og 100 % dødelighet)
- 5) Manglende kunnskap om hvilke effektdata som er kompatible med eksponeringsberegningene fra oljedriftmodellene

Når det gjelder følsomheten til arter som anses dimensjonerende for miljørisiko, så vurderes dette ofte basert på data på andre arter og med en innlagt sikkerhetsfaktor som skal ta høyde for artsforskjeller, ekstrapolering fra laboratorie- til felteksponering, og ekstrapolering fra kort- til langtidseksponering. En vektet, realistisk vurdering av størrelsen på, og nødvendigheten av, en slik sikkerhetsfaktor er foreløpig ikke gjort for olje.

I mange risikovurderinger av olje er det beregnet en grenseverdi for effekter (dødelighet) for fisk. Denne verdien representerer den høyeste konsentrasjon hvor man ikke forventer effekter på fisk. Det er nødvendig å komme opp med premisser for hvordan en slik verdi benyttes videre i risikovurderingen, tilsvarende allerede eksisterende effektnøkler for fugl, sjøpattedyr og strandhabitater. I dag legges det ofte til grunn at man ved overskridelser av denne grenseverdien har 50 eller 100 % dødelighet av fiskelarver, noe som åpenbart blir svært konservativt.

3.2.2 Ønsket metodikk

En effektnøkkel eller grenseverdi for fisk bør optimalt sett

- reflektere de forskjeller i giftighet som man finner mellom oljetyper
- reflektere at dødelighet er et konsentrasjonsrelatert endepunkt
- være basert på tester med relevante livsstadier av de artene som skal vurderes
- ha en detaljeringsgrad som kan kopieres i modellering av eksponering
- ha innebygget en viss konservativisme for å ta høyde for ikke kvantifiserbare usikkerheter (fototoksisitet ved solpåvirkning, seneffekter av akutt eksponering mm)

TEKNISK RAPPORT

Det er kun modelleringer og beregninger som har en oppløsning på komponentnivå (løste komponenter i vannfasen) som vil gi en oljetypespesifikk giftighet. Det finnes en god vitenskapelig basis for å gjøre nettopp dette, men det forutsetter en svært detaljert beskrivelse av oljekomponentsammensetningen i eksponeringsmodellen. Alternativt kan man basere grenseverdier for effekt på grovere endepunkter, så som totalt nedblandet olje i vannmassene.

3.2.3 Eksisterende metodikk

Det er utviklet grenseverdier både for et stort utvalg oljekomponenter i vann (som vurderes opp mot beregnede konsentrasjoner av enkeltkomponenter i vannsøylen) og for effekter knyttet til oljepartikler i vannfasen (som ofte relateres til totalkonsentrasjoner av hydrokarboner). Størrelsen på grenseverdiene og bruken av disse inn mot ulike typer risikovurdering for fisk har variert. I arbeidet med EIF for akutt utslipp har Nilsen m.fl. (2005) foreslått en grenseverdi for akutt eksponering for dispergert olje lik 58 ppb. EIF akutt omfatter også eksponeringsberegninger for vannløste oljekomponenter som er basert på lokale sammensetninger av vannløste fase, eksponeringstid, og giftighet av enkeltkomponentene, samt en dødelighet basert på en avledet dose-responskurve rundt den beregnede LC-50 verdien for blandingen.

Det er også gjennomført et arbeide for å modifisere effektverdien på dispergert olje – ny litteraturgjennomgang av eksisterende data samt premisser for hvordan eksponeringsstudier bør gjennomføres (SINTEF 2007). Arbeidet konkluderer bl.a. med en terskelkonsentrasjon for effekter på 223 ppb.

DNV har i en rekke risikoanalyser og utredninger benyttet en grenseverdi på 50 og 100 ppb på totalt nedblandet olje som grunnlag for sine beregninger, ofte supplert med høyere terskelkonsentrasjoner (200-500 ppb) for å nyansere vurderingene.

3.3 Bestandsdata

3.3.1 Prosesser

Mens eksponerings- og effektmodelleringer i inneværende prosjekt tar utgangspunkt i en generell vurdering av fisk, er det på ressursiden fokusert spesifikt på fiskeslagene nordøstarktisk torsk og norsk vårgytende sild, som har egg eller larver som blir transportert i den norske kyststrømmen til de når sine oppvekstområder først og fremst i Barentshavet. I løpet av denne transportperioden blir gyteproduktene spredt utover store områder som kan variere fra år til år først og fremst på grunn av variasjoner i vindmønsteret. Langs drifttruten finnes det områder der larvene blir holdt tilbake (retensjon) og oppkonsentrert i perioder på grunn av strømvirvler. Slike strømvirvler er ofte knyttet til bankstrukturer og viktige retensjonsområder er kystbankene mellom Møre og Lofoten (for eksempel Haltenbanken) og Tromsøflaket som er det viktigste retensjonsområdet for torskelarver.

I tillegg til å ha en geografisk utbredelse som varierer fra år til år har også fiskelarver en vertikal døgnvandring knyttet til næringssøk og for å unngå predasjon. Siden de høyeste konsentrasjonene av oljekomponenter ved et akuttutslipp vil finnes i øvre vannlag (antatt til 10 m

TEKNISK RAPPORT

dyp) er det viktig med en vurdering av oppholdstid i denne sonen gjennom døgnet i ulike stadier av artenes utvikling.

3.3.2 Kort beskrivelse av fokusarter

Nordøstarktisk torsk har gyteområder fra Møre til Sørøya. De viktigste gyteområdene er i Lofoten og Vesterålen. Gytingen starter i midten av februar og avsluttes i slutten av april/tidlig mai. Torsken har pelagiske egg og transporten nordover starter derfor umiddelbart etter gyting.

Norsk vårgytende sild har gjennomgått store fluktuasjoner både i mengde og gyteutbredelse. Historisk sett har de sørlige gyteområdene utenfor Karmøy og Mørkysten vært de viktigste, men i de senere år har gyteområder lenger nord som Haltenbanken og også Røstbanken blitt viktige for denne bestanden. Gyteperioden til silda varierer noe men starter som oftest i slutten av februar med hovedtyngde i første halvdel av mars. Siden silda har egg som ligger på bunnen vil transporten nordover først skje når larvene klekker og flyter opp mot overflaten i kyststrømmen. Klekkingen skjer i siste halvdel av mars og kan vare et stykke ut i april.

3.3.3 Ønsket metodikk/datagrunnlag

I forhold til bestandsdata har prosjektet hatt hovedfokus på å beskrive og vurdere hvordan romlige bestandsdata, herunder både målte fordelinger og fordelinger basert på resultater fra partikkelsporingsmodeller, skal benyttes for vurdering av tapsandeler for egg og fiskelarver. Risikovurderinger av fisk baseres på historiske utbredelsesdata for fokusartenes årsklasser av egg og larver.

Følgende momenter knyttet til bruk av eksisterende data som er belyst i inneværende prosjekt:

- For noen arter er lange tidsserier tilgjengelig og det finnes tydelige tidstrender i forflytning av gytefelt som kan knyttes til endringer i klima. For disse er det gjort en vurdering av hvilke års datasett som er mest relevante i forhold til risikovurderinger som forholder seg til enten kortsiktige prosjekter (leteboringer) eller vurderinger med lengre perspektiv (konsekvensutredninger for feltutbygginger eller større havområder).
- Romlig fordeling av en årsklasse presenteres i analyser repetert i tidssteg gjennom hele gytesesongen og påfølgende periode med larvedrift. Det er her gjort en vurdering av hvilken periode av sesongen som er mest relevant for videre beregning av tapsandeler.
- Det er dokumentert at vertikalvandring av larver har en effekt på oppholdstid i de øvre 10 m av vannsøylen gjennom døgnet. Kunnskap om vandringsmønster er beskrevet for ulike stadier av egg og larver av torsk og sild, og det er gjort en vurdering rundt effekten av dette på eksponerings av fisk i øvre vannlag.

I tillegg er det gjort vurderinger av bestandsdataenes romlige og tidsmessige underliggende prosesser og utviklingsbehov for metodikk som i de to foregående delementene av risikovurderingen. For å si noe om fordelingen av gyteprodukt utenom de områder og tidspunkt det eksisterer målinger er det nødvendig å benytte numeriske modeller. Eksempler ved bruk av partikkelsporingsmodeller blir gitt, samtidig som det blir gjort en analyse av variabilitet og usikkerhet. Det blir til slutt pekt på de krav som må settes til en slik modell, de kunnskapshull

TEKNISK RAPPORT

som eksisterer, og hvor det kreves mer forskningsinnsats for å bedre prediksjonsevnen og redusere usikkerheten til modellene.

3.4 Effektvurderinger

3.4.1 Prosesser

Et oljeutslipp som dreper en viss andel av egg eller larver "oversettes" til et fremtidig tap av fiskbar fisk og/eller gytemoden fisk ved hjelp av en individ- eller biomassebasert populasjonsmodell (se Moe m.fl. 1998 og 2000 og Brude m.fl. 2000). Slike modeller spesifiserer reproduksjon, naturlig dødelighet og individuell vekst i populasjonen fra egg/larvestadiet og framover, som sammen med fiskedødelighet gir populasjonens utvikling, ofte som funksjon av ytre faktorer som f.eks. temperatur.

Naturlig dødelighet varierer med livsstadium og avhenger av en rekke tetthetsuavhengige og tetthetsavhengige faktorer, inkludert temperatur, mattilgang, maternale effekter og predasjonsdødelighet.

3.4.2 Ønsket metodikk

Ønsket metodikk bør naturlig nok beskrive prosesser/mekanismer som påvirker overlevelse fra egg- larvestadiet til voksen fisk på en god måte, herunder hvordan naturlig dødelighet kan variere med gytetid og sted.

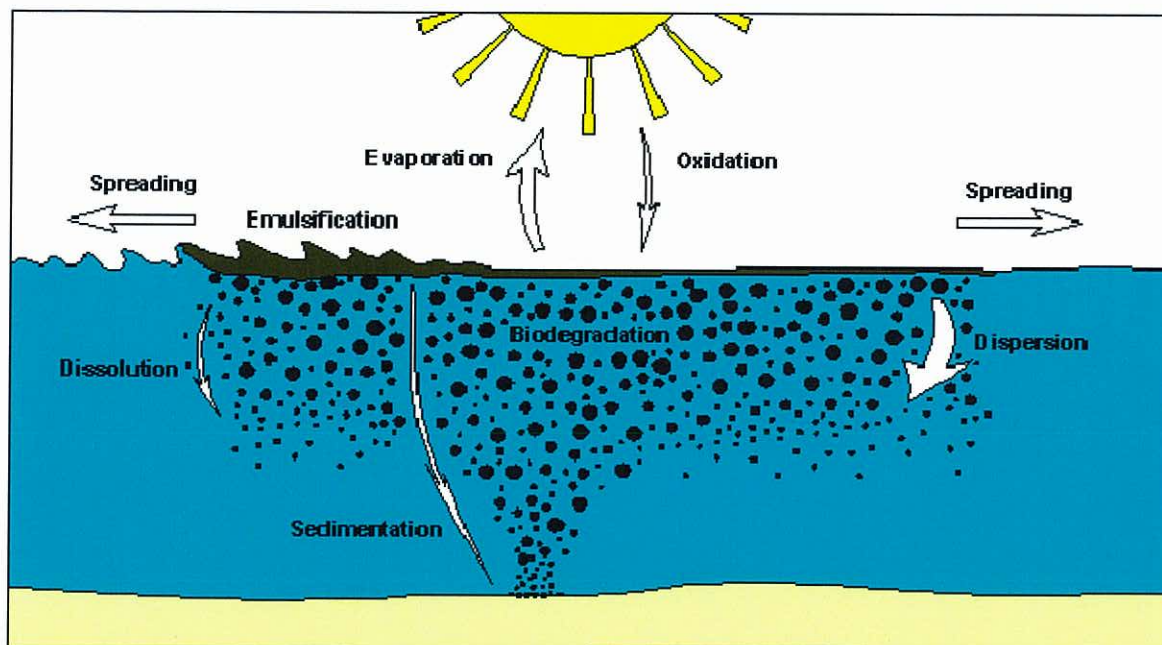
3.4.3 Eksisterende metodikk

Det har vært brukt tre ulike modeller for beregning av skade og restitusjon for fiskepopulasjoner knyttet til tap av larver i en årsklasse. HI har flere metoder/modeller for prediksjon/framskriving av bestandsstørrelser (se nærmere beskrivelse i kapittel 7.4.2). UiO har også utviklet flere modeller bl.a. en aldersbasert modell for torsk (publisert i Hjermann 2004b) og en aldersbasert modell for lodde noe modifisert i forhold til modellen publisert i Hjermann (2004a). Begge disse modellene er i hovedsak basert på toktestimater. I tillegg inneholder modellen ungsild, dvs. at den simulerer temperaturavhengig reproduksjon av sild (med den antagelse at gytestammen av sild er på et høyt nok nivå). Alle modellene bygger på statistiske regresjonsmodeller. Ugland-modellen (satt opp av Karl Inne Ugland, UiO) skiller seg ganske kraftig fra ut fra de andre modellene ved å være ganske sterkt forenklet, bl.a. ved å anta at rekrutteringen hvert år er et tilfeldig tall fra en gitt fordeling (basert på observert fordeling av rekrutteringsstyrker). Styrker og svakheter ved disse er diskutert i kapittel 7.4.

4 OLJEEKSPONERING I VANNSØYLEN

4.1 Forvittringsprosesser

En generell oversikt over de forvittringsprosessene som virker på olje på havet er gitt i Figur 4-1.



Figur 4-1 Oversikt over forvittringsprosesser for olje på havet

4.1.1 Adveksjon og spredning

Olje beveger seg horisontalt på havoverflaten påvirket av vind, bølger, strøm og tidevann. Rett etter et oljesøl begynner oljen å spre seg på havoverflaten. Hastigheten oljen spres med beror i stor grad på viskositeten og størrelsen av utslippet. Vind, bølger og turbulens påvirker spredningen av oljen sammen med strøm og tidevann. Vind og bølger bryter opp oljeflaket i mindre flak, som i hovedsak vil være utstrakt parallelt med vindretningen. Det er stor variasjon i tykkelsen på flaket, ofte med en faktor på flere tusen. Spredningen kan modelleres på ulike måter, de fleste modeller tar utgangspunkt i Fays formel, som beskriver spredning på grunn av gravitasjon, kraftmoment og viskositetskoeffisienter (Reed m.fl 1999).

4.1.2 Fordamping

De komponentene i oljen med høyt damptrykk vil fordampe raskt. Fordampingshastigheten er en funksjon av oljefilmtykkelse, sjø/luft-temperatur og vindhastighet. Fordampingsraten kontrolleres av damptrykk fra hver enkelt komponent og dens molfraksjon over hele oljesølet.

TEKNISK RAPPORT

4.1.3 Emulgering

Vann-i-olje (v/o) emulgering er den forvittringsprosessen som bidrar mest til at oljen blir "gjenstridig" og blir igjen på havoverflaten. Den forsinker fordampningen av oljen og begrenser den naturlige v/o dispergeringen ved signifikant økning i viskositeten.

Graden av emulgering er avhengig av:

- Forholdene på havet (vind, bølger)
- Resiner i oljen
- Asfaltener i oljen
- Voksinnholdet

Nesten alle råoljer inneholder overflateaktive komponenter som resiner og asfaltener, som fremmer v/o emulgering. Prosessen krever en viss energitilførsel på havoverflaten. Brytende bølger (vindhastighet over 5 m/s) har vært satt som et minimumskriterium for at v/o emulgering skal kunne skje. Mindre vannopptak kan imidlertid også foregå i roligere vær-situasjoner.

Maksimal vannopptaksevne ved v/o emulgering kan variere sterkt fra oljetype til oljetype. Tester utført ved SINTEF indikerer at maksimal vannopptaksevne for forskjellige oljetyper er relativt uavhengige av værforholdene, forutsatt at en nedre energibarriere er passert (SINTEF 2006). Hastigheten for v/o emulgeringer kan variere sterkt og er influert av oljens kjemiske sammensetting. Høyt voksinnhold i oljen øker ofte emulgeringshastigheten. Ettersom stivnepunktet er nær knyttet til voksinnhold, vil en olje gjerne emulgere vann raskere nært eller under stivnepunktet. Hastigheten for v/o emulgering øker med vindstyrken.

Vann-i-olje emulgering og dispergering vil foregå samtidig, like etter et utslipp av olje på sjøen. Ettersom viskositeten til restoljen øker med økt fordamping, vil v/o emulgeringen dominere. I svært urolig vær kan imidlertid noe olje dispergere ned i vannmassene isteden for å emulgere vann, også etter at mye er fordampet og oljen har blitt mer viskøs. De eksakte mekanismene for emulgering er ikke kartlagt.

4.1.4 Naturlig dispergering

Hvis det er nok energi på havoverflaten, vil bølgene bryte opp oljeflaket i dråper i størrelsesorden 1-1000 µm i diameter. Oljedråpene vil bli blandet ned i vannmassene. Dette skjer hovedsakelig når brytende bølger er til stede, typisk ved vindstyrke over 5 m/s. De største oljedråpene vil stige opp til overflaten og danne en tynn film bak oljeflaket. Oljedråper med diameter mindre enn 100 µm vil stige med en hastighet <1-2 meter pr. time (SINTEF 2006). Naturlig dispergeringshastighet for oljedråper i vann (o/v) vil være omtrent 0,5-2 vol % olje per time i starten av et søl, under moderate værforhold. Dette vil avhenge sterkt av oljetypen og kan være en av de viktigste prosessene som er med på å bestemme levetiden for oljen på havoverflaten. Den naturlige o/v dispergeringshastigheten vil gradvis avta ettersom fordamping og vann-i-olje emulgering øker viskositeten til henholdsvis residuet og emulsjonen. Emulgering øker viskositeten av oljen og reduserer dermed den naturlige dispergeringen.

Graden av naturlig dispergering influeres av:

- Forholdene på havoverflaten (vind og bølgeenergi)

TEKNISK RAPPORT

- Tykkelsen på oljeflaket
- Oljens tetthet, overflatespenning og viskositet.

Innblanding/dispergering modelleres på bakgrunn av algoritmer basert på Delvinge and Sweeny (1988). Algoritmene bygger på laboratorieforsøk. Eksperimentene på dispergering av overflateolje gav følgende kvantitative relasjoner:

- En empirisk relasjon for graden av innblanding som en funksjon av oljetype, tykkelsen på oljefilm, energien i bølgene og temperatur.
- Fordeling av dråpestørrelse som en funksjon av ovenstående parametere
- Innlagringsdybde for oljedråper relatert til bølgehøyde.

Algoritmen er ikke gyldig for dispergering av ikke-Newtoniske oljer/emulsjoner. Det vil si at likningen ikke lenger er gyldig når oljefflaget har emulgert.

SINTEF gjennomfører i 2007-2008 på oppdrag fra StatoilHydro, Eni og Coastal Response Research Centre (CRRC) omfattende laboratorieforsøk for å forbedre dagens datagrunnlag. Dispergering og langtidsforvitring av et spenn ulike råoljer og bunkersoljer studeres i mesoskala-systemer, spesielt med tanke på å predikere skjebnen til ikke-newtoniske oljer/emulsjoner.

Følgende temaer/prosesser blir adressert i studiene:

- Dråpedannelse, størrelsesfordeling av dråper og dissipasjonsrater
- Oljefflagets oppløsning og degradering (dispergering versus neddykking (eng. submerging))
- Dannelse og skjebne av tjæreklumper
- Effekt av fotooksidering på ulike forvitningsprosesser

Målet med studiene er å utvikle et sett med algoritmer for naturlig dispergering av olje på sjø, med henblikk på å forene dispergering og neddykking av olje i et felles konsept.

4.2 Vannløselighet av oljekomponenter

De tyngre komponentene i råoljer er i all hovedsak uløselige i vann, mens mindre molekyler, spesielt de aromatiske komponentene til en viss grad er løselige. Imidlertid er disse komponentene også flyktige og fordamper raskt. Ved rolig vær vil fordampingen være typisk 10-100 ganger raskere enn oppløsningshastighet inn i vannfasen. Konsentrasjonen av løste oljekomponenter i vannet under et oljesøl vil derfor ofte være i størrelsesorden <1 mg/L (SINTEF 2006).

Vannløselige komponenter i oljen vil gradvis bli løst i de nærliggende vannmassene. En konkurrerende prosess til vannløselighet er fordamping. Ved å øke det spesifikke kontaktarealet mellom olje og vann vil hastigheten for overføring av vannløselige oljekomponenter fra dispergert olje til vannet øke (oppløsningshastigheten). Som et resultat av dette vil den relative oppløsningshastigheten fra olje i overflaten være lavere enn for findispergerte oljedråper i vannsøylen. Oppløsningsraten er veldig sensitiv i forhold til størrelsen på oljedråpene.

TEKNISK RAPPORT

Mengden av hydrokarboner som er løst er en funksjon av innblandingen og fordelingen av dråpestørrelsene. Den er i sin tur en funksjon av mengden løselige hydrokarboner i oljen, fordampet olje, oljens viskositet, oljens overflatespenning og energien i systemet (mindre energi gir færre dråper). Store dråper flyter opp til overflaten igjen, slik at oppløsning fra de dråpene ikke forekommer.

Økt kontakttid mellom oljedråper og vann vil ytterligere øke masseoverføringshastigheten fra olje til vann. Som et eksempel vil oljedråper generert i en undervannsutblåsning derfor ha optimale betingelser for en effektiv oppløsning av vannløselige komponenter fra oljen.

4.2.1 Nedbrytning.

De tre viktigste prosessene som bidrar til nedbrytning av oljeforbindelser i vann er hydrolysering, fotooksidasjon pga sollys biologisk nedbrytning. Naturlig nedbrytning av olje er en kompleks prosess og kan vanskelig uttrykkes som en enkel funksjon.

Innflytelsen av biologisk nedbrytning:

- Oljenedbrytende bakterier finnes overalt i sjøvann og inkluderer stammer innenfor gruppene *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Arthrobacter*, og *Azotobacter*.
- Nedbrytning skjer i flere faser: Lag fase, log fase, stasjonær fase og dødsfase. Lagfasen beskriver perioden hvor bakterier akklimatiseres til et nytt miljø (både enzyminduksjon og oppblomstring av enkelte "arter"). I logfasen øker populasjonen og nedbrytningen av olje logaritmisk. I den stasjonære fasen konkurrerer bakteriene om næring (olje, oksygen eller næringssalter), og dødsfasen kommer når det ikke er næring igjen.

For alkaner, alkener og aromater er innflytelsen av biologisk nedbryting veldig viktig og nedbrytningen skjer veldig raskt. Prosessen bør modelleres, men per i dag er det vanskelig fordi man har ikke gode nok data.

4.3 Hvilke premisser bør ligge til grunn for en oljedriftsmodell

Slik som det er i dag så er ikke OILTRAJ oppdatert på det som anses som "state of the art" når det gjelder algoritmene for forvitningsprosessene, blant annet beskrives dispergeringen som en ren fysisk prosess. OSCAR beskriver prosessene i mer detalj og mer etter "state of the art". Imidlertid er algoritmen som er lagt til grunn for naturlig dispergering ikke gyldig for emulsjoner og høy viskøse oljer. Hvis man har som intensjon å beskrive prosessene på komponentnivå helt ned til oppløsning og nedbryting av dispergerte oljedråper og ikke kjenner hvilke komponenter som er nedblandet vil det være lite å hente på å modellere videre i detaljgrad. Det kan da være mer hensiktsmessig og riktig å bare modellere ned på dispergert mengde. Det bør være et mål at detaljeringsgraden på modelleringen står i forhold til usikkerheten i inngangsparametrene og at denne usikkerheten skal synliggjøres. Optimalt sett bør eksponeringsmodellen kunne beskrive sjøbunnsutslipp og overflatedrift, nedblanding av olje, oppløsning av komponenter til vannfasen og videre skjebne til disse med omtrent samme nivå av usikkerhet og detaljeringsgrad. Samtidig må detaljeringsgraden stå i forhold til behov for inngangsdata på effektsiden.

Følgende momenter anses viktig å ivareta i en oljedriftsmodell som gir input til risikovurdering av fisk:

TEKNISK RAPPORT

1. Modellen bør reflektere at geografisk utbredelsesområde for et utslipp endres med vær- og vindforhold, dvs. kunne kjøres statistisk i forhold til overflatedrift.
2. Modellen bør beskrive aktuelle prosesser på et detaljert nivå;
Det innebærer at man vet hvilke komponenter som fordamper, emulgerer, nedblandes/dispergeres per tidsenhet over tid og karakterisering av dråpestørrelsesfordelingen ved ulike faser av oljens forvitring. Det innebærer også at man tar hensyn til emulsjonsdannelse ved dispergering. Det innebærer videre at modellen bør beskrive oppløsningen inklusive kinetikken og konsentrasjonsgradient ved diffusjon av oljekomponenter i vannmassene, samt oppløsning av komponenter til vannfasen, inkludert beregning av gjennomsnittskonsentrasjoner på en skala relevant for risikovurderingen. Det er også et viktig poeng at de vannløselige komponentene som oppløses direkte fra oljeflaket blir beskrevet i modellen på samme måte. I en ideell modellverden bør modellen også beskrive prosesser som påvirker nedbryting i vannfasen, som biologisk nedbrytning, fotooksidasjon pga sollys, men dette er veldig komplekse forhold som er vanskelig å presisere klart med dagens kunnskap.
3. Resultatene må valideres eller i det minste generelt være i tråd med observerte konsentrasjoner av olje og oljekomponenter etter store reelle utslipp.
4. Modellen bør kunne følge nedblandet og oppløst olje og komponenter i vannstrømmen.
5. Modellen bør tilpasses behov for inngangsdata i effektvurderingen, dvs. alle komponenter som bidrar til giftighet bør inkluderes.

Det er et ønske at modellene skal kunne beskrive forvitringsprosessene i detalj, men siden man ikke har algoritmer for alle prosesser som er gode nok bør man lage en modell som går mindre i detalj. Det er viktig at man vurderer hvilke prosesser som skal inngå når man går ned i detaljeringsgrad. Ved utvikling av modeller bør det være en balanse mellom kvaliteten på inngangsdata og detaljeringsgrad på utgående resultat.

5 ROMLIGE FORDELINGER AV FISKELARVER

Tidligere studier av effekten av oljeutslipp på fiskebestander (bl.a. Serigstad m. fl., 2001) viser at det særlig er unge stadier av fisk som er utsatt for oljeforurensing. Unge stadier er mindre mobile og har derfor begrenset evne til å unnsnippe lokaliteter med dårlig vannkvalitet. Videre lever de tidligere stadier av fisk i de øvre vannlag hvor også de høyeste konsentrasjonene av oljekomponenter befinner seg ved eventuelle utslipp.

Den romlige utbredelsen (tetthet pr. geografisk arealenhet og fordeling i vannsøylen) av de ulike stadiene av fisk vil anskueliggjøre deres potensielle sårbarhet i forbindelse med eventuelle oljeutslipp. Strømforholdene i de kystnære havområdene varierer også mye og er influert av den nordgående norske kyststrømmen og innstrømmende arktisk/atlantisk vann, som igjen er påvirket av vær og vind.

For å illustrere og vurdere mulige effekter av petroleumsaktivitet på fisk på norsk sokkel, er det naturlig i første omgang å velge ut et par av artene som gyter langs norskekysten og som har sine egg og larvestadier i kyststrømmen og i forlengelsen av denne.

Blant de artene som oppfyller dette kravet, er følgende faktorer ansett å ha betydning i forhold til effekter av oljeforurensing:

1. Gyter arten i de frie vannmasser eller på bunnen?
2. Hvor på kysten skjer hovedandelen av gytingen til bestanden? Er gytingen konsentrert eller fordelt over et større område?
3. Er arten pelagisk eller knyttet til bunnen? Pelagisk fisk er i større grad avhengig av plankton når den skal finne mat. I hvor stor grad påvirkes bestanden av forurensing i matfatet?

På bakgrunn av disse faktorene har man valgt å ta utgangspunkt i nordøst arktisk torsk (skrei) og norsk vårgytende sild som eksempel arter. Torskebestanden gyter pelagisk i Lofoten, mens silda gyter på bunnen først og fremst utenfor Møre. Egg og larver for begge arter driver med havstrømmene etter gyting (torsk), eller klekking (sild) med begrenset egenbevegelse. Eggene vil posisjonere seg vertikalt etter tyngden i forhold til vannets tetthet (avhenger av salt og temperatur), og larvene vil kunne bevege seg mer og mer vertikalt etterhvert som de blir større.

Hovedtransporten av begge arter vil være i den norske kyststrømmen som renner nordover langs kontinentalsokkelen innenfor Atlanterhavsstrømmen. Kyststrømmen er preget av mye dynamikk på en relativt liten romlig skala (~5km) og påvirkes av vær og vind (som endrer seg på en kort tidsskala) og bunntopografien. Denne strømmen varierer derfor en hel del, noe som igjen vil påvirke hvor gyteproduktene (egg og larver) til enhver tid vil befinne seg. I tillegg varierer strømmen med dypet, noe som igjen tilsier at den vertikale plasseringen til egg og larver har stor betydning.

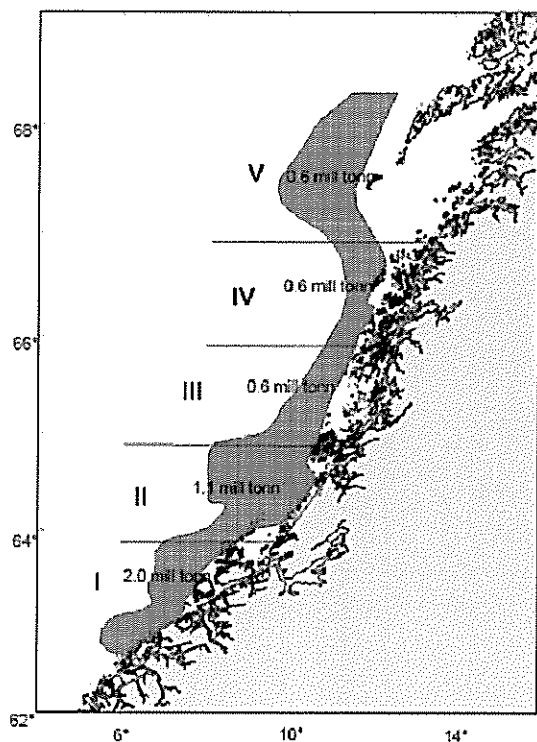
Vi vil først gi en oversikt over gyteforløpet, egg/larve fordelingen og de data som rutinemessig samles inn for å beskrive dette. Deretter vil vi se på hvordan modeller kan benyttes til å komplettere de observasjonene man har ved å beskrive fordelingen mellom de tilgjengelige observasjonene. Til sist vil vi se på begrensinger ved modeller og hvilke kunnskapshull som må tettes for å redusere usikkerhetene.

5.1 Norsk vårgytende sild

Gyteområdene for Norsk vårgytende sild (NVG-sild) befinner seg langs norskekysten mellom 62°N og 70°N (Møre til Troms). Når eggene klekkes vil larvene bli transportert i den norske kyststrømmen til oppvekstområdene som hovedsaklig befinner seg i Barentshavet der silda oppholder seg til den blir gytemoden, vanligvis rundt 3 år gammel. Under driftsperioden fra gytefeltene blir gyteproduktene spredt over et stort område, og med stor mellomårlig variasjon i fordelingen.

Det har vært store variasjoner i mengde og fordeling av NVG-sild. Historisk viktige gyteområder som Karmøy har i dag liten eller ingen betydning, mens områdene utenfor Møre har vært kjerneområdet de siste årtiene. Siden midten av 1990-tallet har imidlertid nordligere gyteområder fra Haltenbanken og nordover til Røstbanken blitt stadig viktigere. Det er ventet at denne utviklingen vil fortsette i et klima der havtemperaturer forventes å stige betydelig.

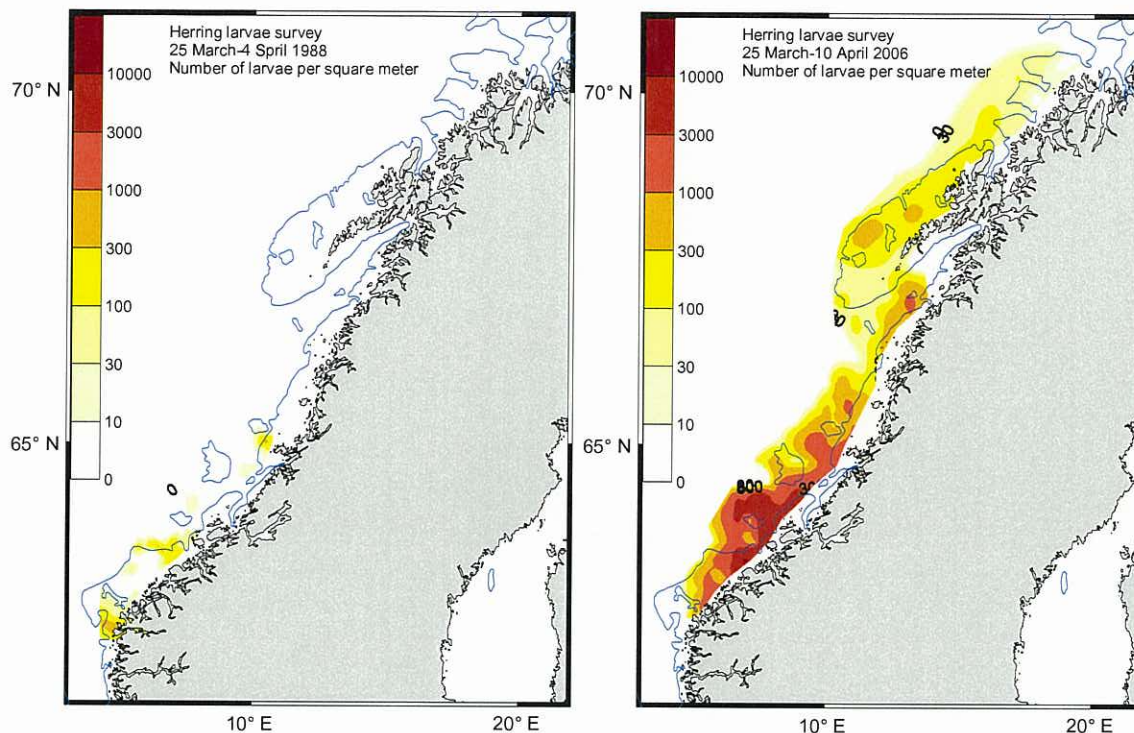
Havforskningsinstituttet har 2 årlige deknninger av gytingen og gyteforløpet til NVG-sild. Det første blir gjort for å kartlegge gyteområdene og gytebestanden, og finner sted i februar. Data for denne fordelingen er tilgjengelig for årene 1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2005, 2006 og 2007. Som et eksempel er fordelingen i 2006 gitt i Figur 5-1.



Figur 5-1 Gytefordeling og gytebiomasse for norsk vårgytende sild, 16-24 februar 2006.

Larvemengde og fordeling blir undersøkt årlig i perioden mars/april. Dette har blitt gjort hvert år siden 1987. Fordelingen av sildelarver for årene 1988 og 2006 er gitt i Figur 5-2.

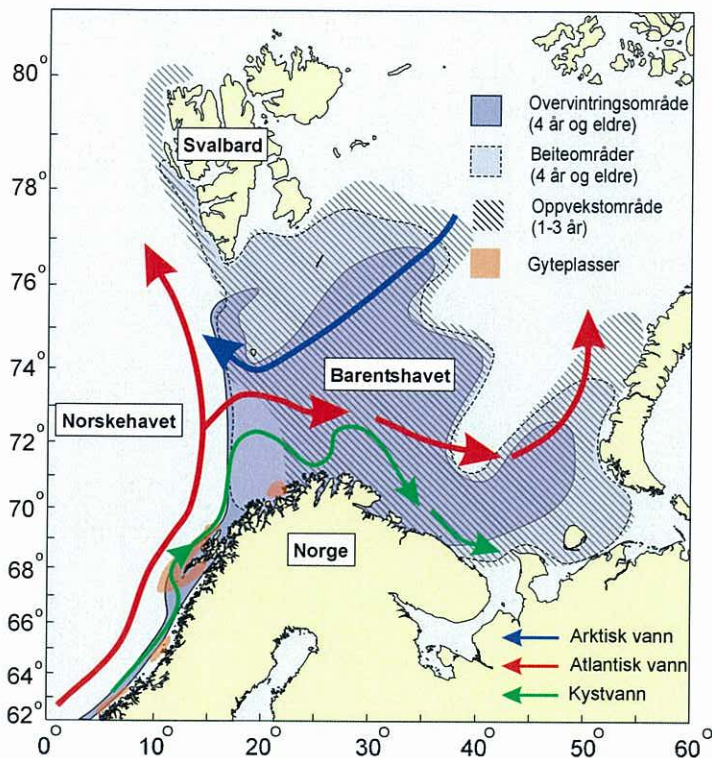
TEKNISK RAPPORT



Figur 5-2 Larvefordeling NVG-sild mars-april 1988 (venstre) og 2006 (høyre).

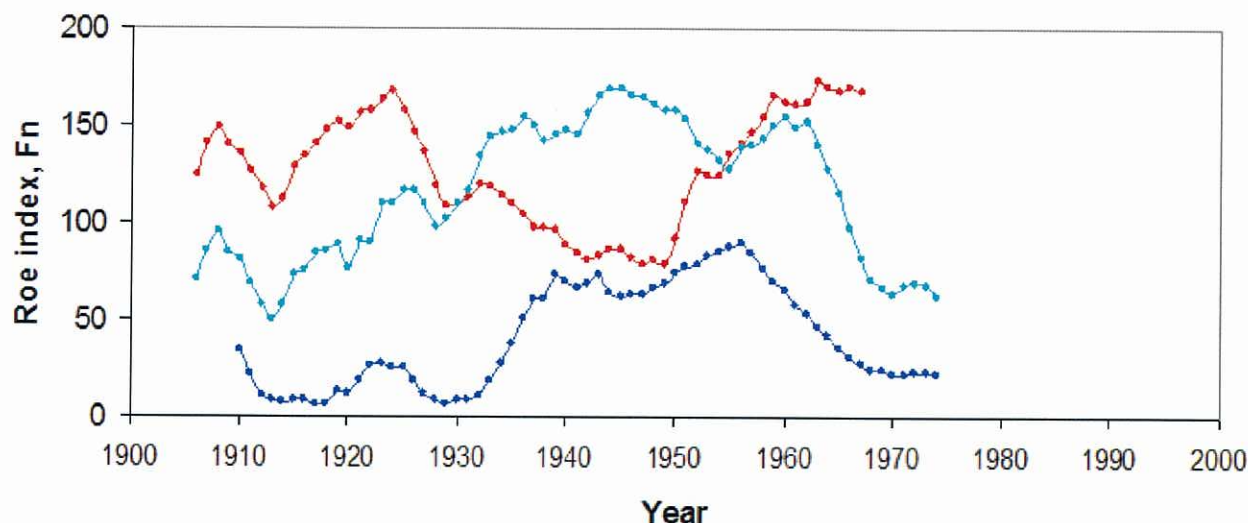
5.2 Nordøst arktisk torsk

Nordøstarktisk torsk gyter i perioden februar-april, og gyteområdene strekker seg fra Møre til Finnmark. Torsken gyter i de frie vannmasser (pelagisk) og både egg og larver driver med kyststrømmen nordover og inn i Barentshavet der yngelen bunnslår seg sent på høsten (se Figur 5-3).



Figur 5-3 Gyte og oppvekstområder for nordøstarktisk torsk, sammen med de viktigste vannmasser og havstrømmer.

Torsk er en bunntilknyttet rovfisk, men i Barentshavet oppholder den seg deler av året også mye i de frie vannmasser. De viktigste gyteområdene er i Lofoten/Vesterålen, men mye tyder på at dette er styrt av langperiodiske klimasvingninger. Historisk sett har områdene utenfor Møre vært viktige i kalde perioder (for eksempel 60 og 70 tallet), mens områdene langs Finnmarkskysten var relativt sett viktigere i den varme perioden på 40 og 50 tallet (se Figur 5-4). Etter 2003 har skrei igjen begynt å gyte i store mengder utenfor Øst Finnmark etter 40 års fravær, og det er forventet at menneskeskapte klimaendringer med stadig høyere temperaturer vil føre til at disse områdene vil bli stadig viktigere som gyteplass for torsken (S.Sundby, IMR, pers. med).



Figur 5-4 Eggindeks som viser langperiodisk svingninger i gytebiomassen for 3 ulike gyteområder, Finnmark (mørkeblå), Lofoten (lyseblå) og Møre (rød) (S. Sundby, IMR, pers. med.)

Havforskningsinstituttet gjennomfører årlig flere tokt for å kartlegge bestanden, gytingen og rekrutteringen til nordøstarktisk torsk. I tidsrommet mars/april gjennomføres det årlige skreitoktet i området Lofoten/Vesterålen. Toktet er i hovedsak et akustisk (bruk av ekkolodd) tokt rettet mot gytende skrei, der det blir tatt prøver for å kartlegge arts- og størrelses-sammensetningen. De siste årene har den største skreimengden blitt funnet på Røstbanken, mens det kun har vært mindre registreringer i selve Vestfjorden.

I 2002 ble en rekke tokt i Barentshavet i perioden august–oktober slått sammen for å danne et økosystemtokt. Toktet er så blitt videreutviklet, og fra 2005 fremstår toktet som et sant økosystemtokt ved at man under toktet overvåker alle vesentlige komponenter i det marine økosystemet i Barentshavet. Toktet er et samarbeidstokt med PINRO i Russland og inkluderer flere fartøyer. Toktet blir organisert som et prosjekt med 8 underprosjekter, og ett av disse er å kartlegge 0-gruppe fisk (herunder torsk). Tidsserien på 0-gruppe torsk i Barentshavet går helt tilbake til 1967.

Som yngel/1-gruppe blir torsken igjen målt gjennom vintertoktet i Barentshavet i februar/mars årlig.

I tillegg ble det på 1980-tallet gjennomført et såkalt postlarvetokt i juli måned, der blant annet fordelingen av torskelarver på tidspunktet rundt metamorfose ble kartlagt.

5.3 Modellering av egg og larvetransport

De observerte fordelingene og mengdemålingene av gytingen samt den påfølgende egg og larvefordelingen, gir ikke et fullstendig bilde av hvor egg og larver befinner seg, og dermed hvor mye egg og larver som er i et område dersom et oljeutslipp skulle finne sted. Egg og larver fordeler seg over store områder, noe som gjør det umulig å etablere synoptiske fordelingskart ved et gitt tidspunkt basert kun på målinger. Observasjoner vil derfor av natur alltid ha begrensinger, og ikke kunne gi en kontinuerlig fordeling av gyteprodukter i tid og rom fra gyting til bunnslåing eller det tidspunkt der egenbevegelsen blir viktigere enn den passive transporten

TEKNISK RAPPORT

med vannmassene. Den eneste måten å gi et fullstendig bilde er ved å kombinere observasjonene med numeriske modeller som simulerer transporten av egg og larver i tidsrommet mellom (og etter) tilgjengelige observasjoner. Bruk av slike partikkelsporingsmodeller gir også muligheten til å beregne den totale miljøpåvirkningen til en enkelt partikkel med hensyn på både vekst (som vil variere som en funksjon av omgivelsestemperatur og mattilgangen i det område larven beveger seg) og den totale påvirkningen fra et oljeutslipp ettersom partikkelen beveger seg gjennom et område med ulike konsentrasjoner av oljekomponenter med ulike giftigheter som en funksjon av både rom og tid. Til sist vil numeriske modeller også gi muligheten til å tilbakeberegne driftsbaner, dvs. at man kan beregne hvilket område gyteprodukter som blir rammet av et eventuelt oljeutslipp kommer fra. Dette vil også ha stor betydning for en vurdering om hvor skadelig et utslipp for bestanden er som sådan. Det må imidlertid understrekes at også modeller har sine begrensinger. Sammen med det faktum at det fortsatt er mye vi ikke vet om de tidligste livsstadier hos fisk (vekst, overlevelse, egenbevegelse) betyr dette at modeller må grundig evalueres før de kan benyttes.

Det finnes en lang rekke studier der pelagisk fri drift av gyteprodukt av kommersielt viktige bestander langs norskekysten er studert med numeriske modeller (for eksempel Vikebø m.fl. 2005, Ådlandsvik & Sundby 1994). Alle disse studiene gir en romlig og tidsavhengig fordeling av gyteprodukter helt fra gyting og frem til bunnslåing som yngel. Denne typen modeller kan også enkelt kobles til modeller som simulerer oljeutslipp for å gi et fullstendig bilde av påvirkningen fra et oljeutslipp på fiskeegg og larver i et område. Som tidligere nevnt har også modeller sine begrensinger, og på de neste sidene vil vi illustrere både muligheter, usikkerheter og kunnskapshull ved noen eksempler hvor dette blir belyst.

5.3.1 Transportmodellen

Transportmodellen som blir benyttet består av 2 deler, en sirkulasjonsmodell og en Lagransk partikkelsporingsmodell. Sirkulasjonsmodellen er ROMS – Regional Ocean Model System (Ezer m.fl. 2002; Shchepetkin and McWilliams 2003; Shchepetkin and McWilliams 2005; www.myroms.org). Åpne grenseflatebetingelser er hentet fra måneds-klimatologier (Engedahl m.fl., 1998), mens de atmosfæriske drivkreftene som er brukt er reanalyserte felt fra NCEP/NCAR databasen (Kalnay m.fl., 1996). Som eksempel år har vi valgt 1985, men alle år kan i prinsippet studeres med denne metoden.

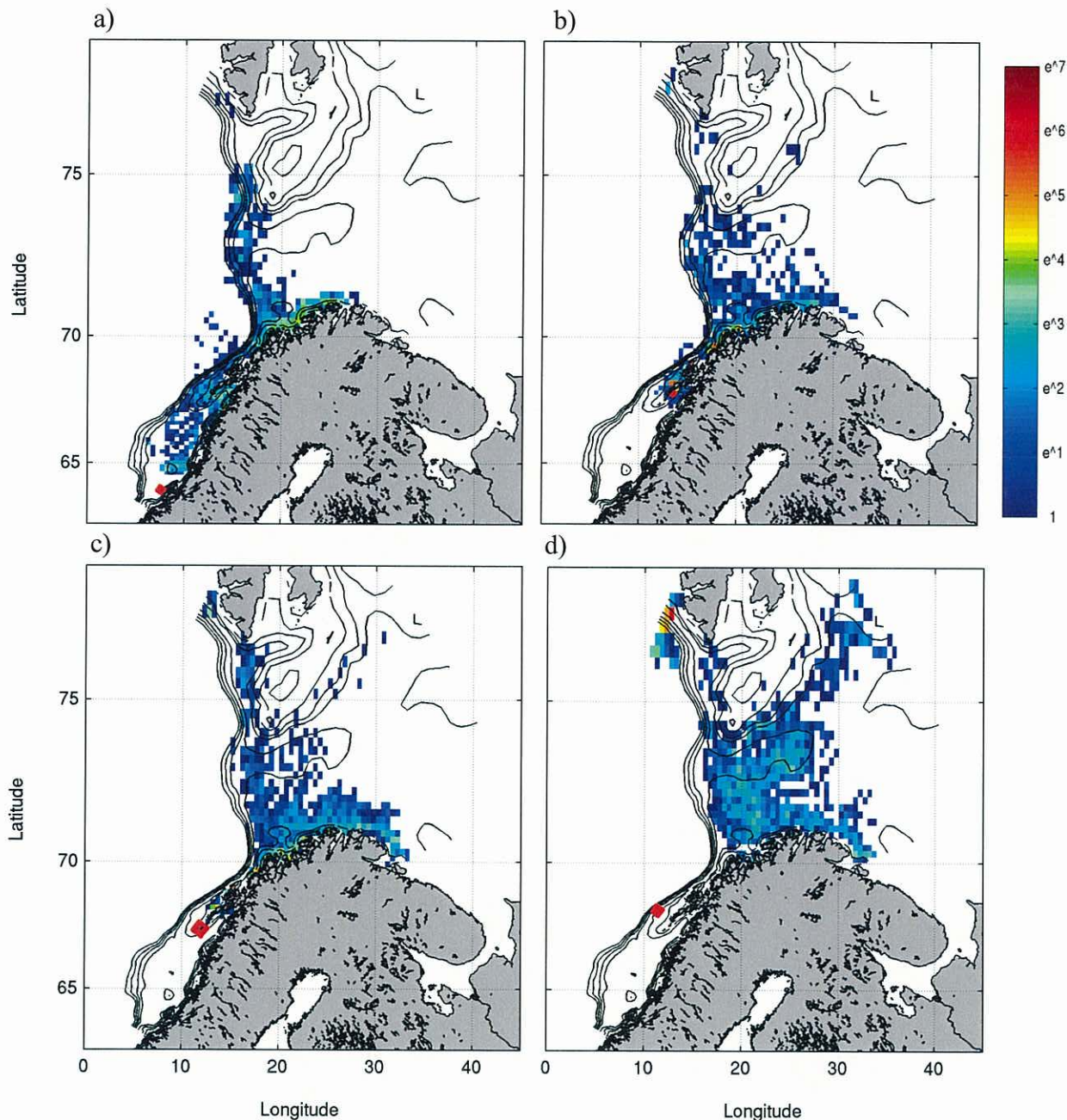
Partikkelsporingsmodellen (LADIM, Ådlandsvik and Sundby, 1994) blir kjørt separat, og benytter døgnmidlede hastighetsfelt fra sirkulasjonsmodellen. LADIM benytter et tidssteg på en time, hvilket betyr at posisjonen til hver partikkel blir oppdatert 24 ganger i døgnet basert på det tidsavhengige hastighetsfeltet:

$$Pos_i^{n+1} = Pos_i^n + \vec{V}(t) \cdot \Delta t$$

der Pos_i^{n+1} er posisjonen til partikkel i ved tidspunktet $n+1$, $\vec{V}(t)$ er det tidsavhengige hastighetsfeltet og Δt er tidssteget. Partikler er sluppet i modellen hver 5. dag fra begynnelsen av mars til slutten av april fra 4 ulike gytefelt for nordøst-arktisk torsk og norsk vårgytende sild (Haltenbanken, Vestfjorden, Røst og Moskenesgrunnen). Partiklene er jevnt fordelt i 4 ulike dyp (1, 10, 20 og 30 m), og partiklene er holdt fast i det dypet de er sluppet. Det totale antall partikler er rundt 16000.

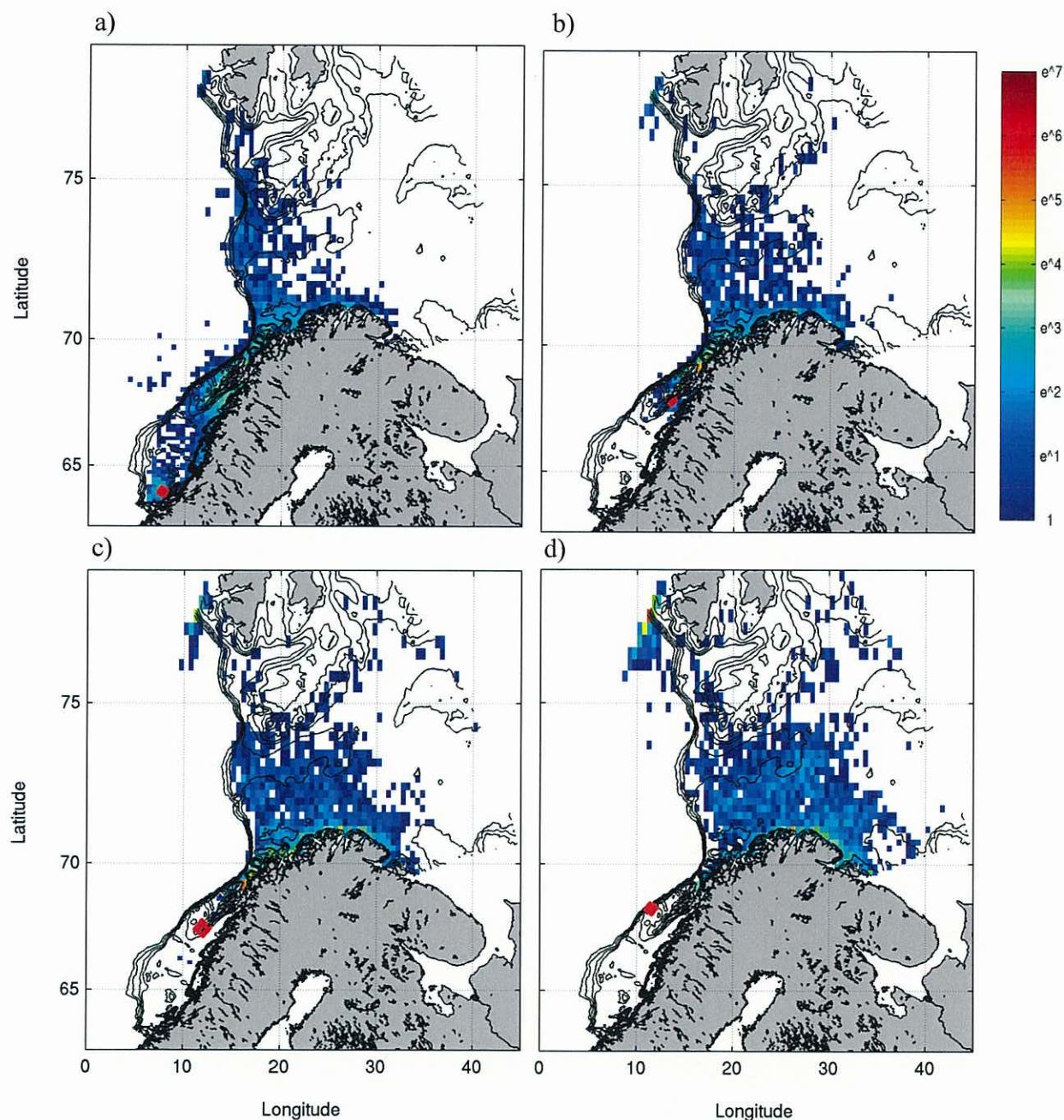
5.3.2 Effekten av ulik horisontal oppløsning

For å illustrere effekten av horisontal oppløsningen i sirkulasjonsmodellen er 2 ulike simuleringer gjort. I den første (simulering A) varierer den horisontale gitteroppløsningen fra 10.5 til 24 km (høyest oppløsning i syd), mens i den andre (simulering B) varierer den fra 3.5 til 8 km. Alt annet er likt.



Figur 5-5 Partikkel fordeling etter 100 dager for partikler fra 4 ulike gyteområder for nordøstarktisk torsk; Haltenbanken (a), Vestfjorden (b), Røst (c) og Moskenesgrunnen (d) for simulering A med en horisontal oppløsning på mellom 10.5 og 24 km fra syd til nord. Røde firkanter indikerer utslippspunktene.

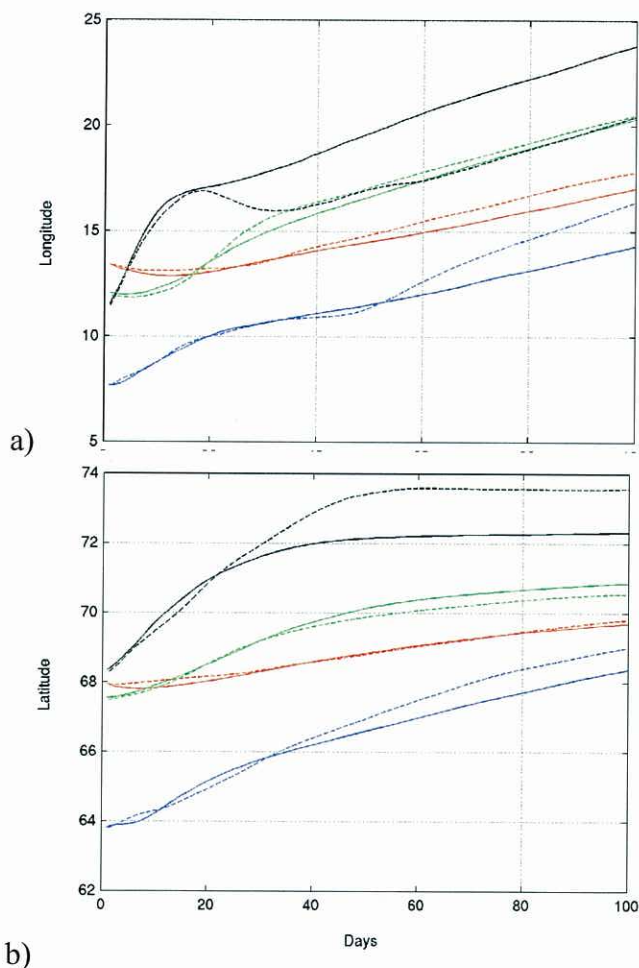
I Figur 5-5 og Figur 5-6 er partikkelfordelingene etter 100 dagers transport (alle partikler har drevet i 100 dager fra den dag de ble sluppet ut) for de 2 simuleringene gitt. Fargesjatteringen indikerer antall partikler i hver rute.



Figur 5-6 Partikkel fordeling etter 100 dager for partikler fra 4 ulike gyteområder for nordøstarktisk torsk; Haltenbanken (a), Vestfjorden (b), Røst (c) og Moskenesgrunnen (d) for simulering A med en horisontal oppløsning på mellom 3.5 og 8 km fra syd til nord. Røde firkanter indikerer utslippspunktene.

TEKNISK RAPPORT

Figurene viser tydelig at i begge simuleringene vil partikler som er initiert på sokkelen bli værende der, og at den arktiske fronten begrenser transporten nedstrøms, dog med mindre forskjeller mellom de 2 simuleringene. Figurene viser også tydelig hvordan den horisontale oppløsningen påvirker skjebnen til partiklene fra de ulike gytefeltene. Høy oppløsning forsterker effekten av retensjon på og ved gyteområdene, og det er også tydelig hvordan den høyoppløselige simulering B fanger opp retensjon også over mindre banker som for eksempel Sveinsgrunnen og Malangsgrunnen nord av Vesterålen, mens simulering A bare fanger opp retensjon over de største bankene som for eksempel Tromsøflaket.



Figur 5-7 Midlere lengde (a) og bredde (b) for partikler med utslippspunkt Haltenbanken (blå), Vestfjorden (rød), Røst (grønn) og Moskenesgrunnen (svart) for horisontal oppløsning 10.5 til 24 km (stiplet linje) og 3.5 til 8 km (heltrukken).

Posisjonen til tyngdepunktet i partikkelskyene (se Figur 5-7) vil derfor utvikle seg svært ulikt som en funksjon av den horisontale oppløsningen. I simulering A er transporten av partikler fra Haltenbanken langsom så lenge de befinner seg nær kysten og sør for Vestfjorden. Fra rundt dag 50 øker hastigheten siden mange partikler da har kommet så langt som til Moskenesgrunnen hvor strømmen blir sterkere. På grunn av liten retensjon over bank strukturer lang kysten med mindre utstrekning enn 20-25 km, skiller simulering A og B lag ved dette tidspunktet. Dette er også tilfellet for partiklene sluppet ut over Moskenesgrunnen, siden sirkulasjonen rundt

TEKNISK RAPPORT

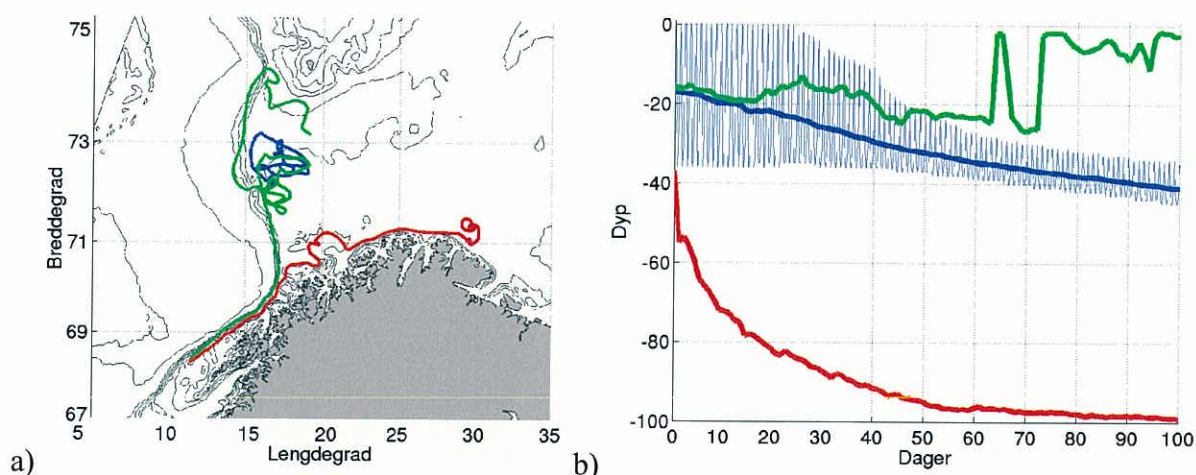
Tromsøflaket er helt forskjellig i de 2 simuleringene. Med grov oppløsning (A) blir de fleste partiklene transportert inn i Barentshavet via Bjørnøyrenna, i motsetning til situasjonen med fin oppløsning (B) hvor et stort antall partikler blir transportert til det sørøstlige Barentshavet langs norskekysten. Figur 5-5 og Figur 5-6 viser også tydelig hvordan småskala virvler som vi bare finner i simuleringen med høy oppløsning (B), resulterer i at partiklene spres over et betydelig større område. Høy oppløsning resulterer altså i mer retensjon over bankstrukturer og større spredning av partiklene utenom bankene.

5.3.3 Effekten av ulik vertikalvandring

For å forstå egenskaper til en populasjon, er det viktig å erkjenne at individer har ulike skjebner, og at det er det integrerte bildet av alle individer som definerer dynamikken og egenskapene på populasjonsnivå (Grimm & Railsback 2005). Skjebnen til en enkelt fiskelarve vil helt og holdent avhenge av de vannmassene som omgir den, og modellstudier har vist at selv små endringer i en fiskelarves posisjonering (både vertikalt og horisontalt) kan ha dramatiske effekter på drift, vekst og overlevelse. Det er naturlig nok mange ting som spiller inn når en fiskelarve bestemmer seg for om den skal bevege seg oppover eller nedover i vannsøylen, eller om hvorvidt den skal bevege seg horisontalt. På individnivå er det umulig å vite hvorfor en bestemt fiskelarve gjør et gitt valg, men på bestandsnivå vet vi at ulike strategier og responser har komponenter som er nedarvet og utviklet gjennom generasjoner. En vellykket larve må vokse, unngå å bli spist samt ende opp på et sted hvor den kan modnes. Dersom foreldrene klarte dette, vil en larve som arver foreldrenes bevegelsesmønster ha en større sannsynlighet for å lykkes også.

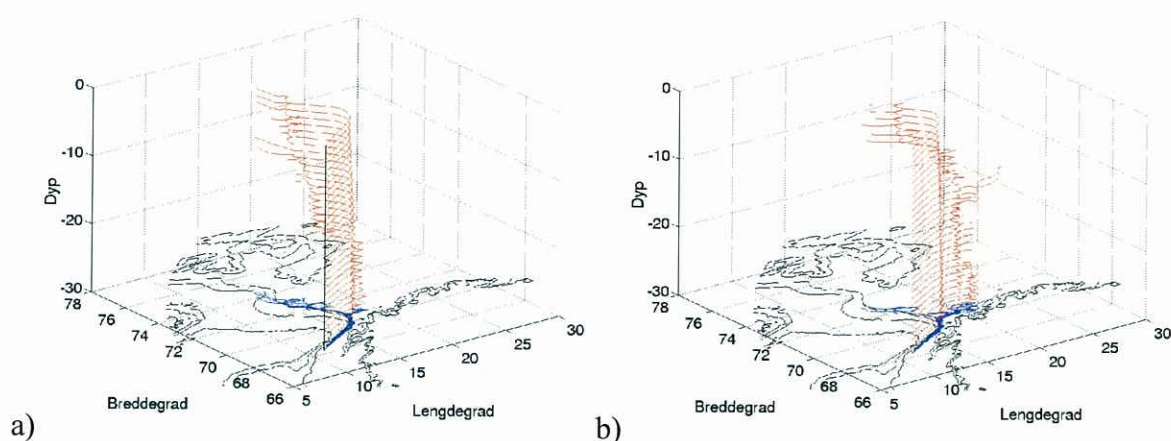
Lyset avtar raskt med dypet. Derfor vil larver som befinner seg nær overflaten ha best tilgang til mat, men vil også være lettest synlig for predatorer. Lenger nede i vannsøylen vil det være lettere å gjemme seg, men der er det også et mindre tilfang av mat. Ettersom lyset varierer med tidspunkt på dagen, årstid, breddegrad samt vannets optiske egenskaper vil en enkelt larve bevege seg opp og ned i vannsøylen for å optimere sitt miljø i forhold til de preferansene den har: vekst og overlevelse.

Modellstudier viser at larver som driver i dyp bare få meter fra hverandre kan ende opp i helt ulike områder fordi strømretning og styrke varierer med dypet. Med andre ord, de valg en larve gjør med hensyn på vertikalplassering basert på de stimuli den mottar vil ha stor betydning for om den ender opp på et gunstig eller ugunstig sted. Vi har illustrert dette i Figur 5-8 der skjebnen til 3 ulike partikler er vist. Alle tre partiklene ble sluppet ut fra Moskenesgrunnen, men de har valgt 3 ulike strategier for vertikalplassering noe som resulterer i at de ender opp i helt ulike områder.



Figur 5-8 Modellert drift (a) og daglig vertikal plassering (b) for tre larver fra Moskenesgrunnen med ulik respons fra omgivelsene (i dette tilfellet lys). Den grønne larven foretrekker et lyst miljø, den røde foretrekker et mørkt miljø, mens den blå representerer en larve som foretrekker et midlere lysklima. De tykke linjene i (b) indikerer døgnet midlet dyp, mens den tynne blå linjen indikerer timesdyp for partikkelen som foretrekker et midlere lysklima.

Det må tilsist nevnes at også horisontalbevegelse, selv om denne er liten, har potensialet til dramatisk å endre skjebnen til larver gytt i samme området. Dette er illustrert i Figur 5-9 hvor skjebnen til larver i samme dyp men som svømmer på tvers av strømretningen er vist. Larvene som befinner seg nærmest overflaten blir i større grad transportert mot nordvest langs kontinentalskråningen, mens de partiklene som befinner seg dypere driver mot nordøst og inn i Barentshavet. Svømmehastigheter på en kroppslengde pr. sekund, vil signifikant påvirke både det miljøet larven oppholder seg i samt hvor den ender opp.



Figur 5-9 Driftsbaner for virtuelle fiskelarver advektert av simulerte strømfelt i faste dyp. Larvene svømmer i tillegg horisontalt vinkelrett på retningen til strømmen med en hastighet på en kroppslengde pr. sekund, (a) mot venstre og (b) mot høyre.

5.3.4 Reduksjon av usikkerhet

Til tross for begrensinger som illustrert over vil numeriske modeller være den eneste muligheten til å gi en full romlig og tidsoppløselig fordeling av fiskeegg og -larver. Usikkerheten kan imidlertid reduseres ved økt forskning for å øke vår kunnskap om de tidligste livsstadier samt en god tilpasning av de eksisterende modellene.

Usikkerheten på grunn av horisontal oppløsning kan reduseres ved å spørre seg hva tilstrekkelig horisontal oppløsning er. En måte å tilnærme seg dette er suksessivt å gjenta simuleringer med høyere og høyere oppløsning inntil endringene i den tidsavhengige fordelingen blir liten nok. Det må bemerkes at denne oppløsningen også vil være en funksjon av oppløsningen til drivkreftene i systemet, både de atmosfæriske og bunntopografien. Topografiske effekter fra land på vindfeltet er vel kjent, og dette vil igjen ha betydning for driftsbanene til gyteproduktene. Slike effekter er dårlig representert i de tilgjengelige atmosfærefeltene (f.eks. NCEP/NCAR, ERA40), som har ganske grov oppløsning (typisk 50-100 km). Dette betyr at det er ønskelig med en nedskalering av de atmosfæriske variablene til rundt 5-10 km. Vi har benyttet bunntopografi fra ETOPO2 som har en oppløsning på 2 minutter (ca. 4km). For å løse opp denne bør en minst ha en oppløsning i sirkulasjonsmodellen på 1-2 km. I Lofoten området er den barokline Rossby radien rundt 5 km, og denne skalaen må også løses opp for å fange opp den naturlige spredningen av gyteprodukter fra småskala virvler. Tilstrekkelig romlig oppløsning avhenger også av tilgangen på regnekraft. Å kjøre en sirkulasjonsmodell med 1 km oppløsning på et tilstrekkelig stort område, vil kreve et stort antall prosessorer over flere dager på en superdatamaskin.

Oppdriften til fiskeegg kan måles, og man har etter hvert god kunnskap om hvordan eggene beveger seg fra gyting til klekking (se for eksempel Sundby (1983,1991)). Når det derimot gjelder den vertikale vandringen til fiskelarver er usikkerheten stor. En del data finnes og er systematisert for bruk i driftsmodeller (for eksempel Heath m.fl. (1991); Stenevik m.fl., (2003)). Johansen m.fl. (2007) har gjort akustiske målinger av torskelarver, og foreslår basert på disse en vertikalvandringsmodell for nordøst-arktisk torsk. Siden de valg en fiskelarve gjør med hensyn på vertikalplassering har stor påvirkning på driftsbanen og den enkelte larves skjebne, er det helt avgjørende å redusere denne usikkerheten. For å oppnå dette kreves det imidlertid fortsatt en betydelig forskningsinnsats.

5.4 Oppsummering

Det finnes gode data for gyting av våre viktigste fiskearter, og Havforskningsinstituttet har årlige tokt for å kartlegge både gyteforløpet og larve/0-gruppe fordelingen til både NVG sild og nordøst-arktisk torsk. Tilsammen gir dette en god oversikt for totalbildet og variabiliteten fra år til år. Tokt alene kan imidlertid aldri gi en full dekning av en bestand i tid og rom. For å oppnå dette må man ta i bruk partikkelsporingsmodeller som basert på kunnskap om start og slutt posisjon til gyteproduktene, kan gi utfyllende informasjon om fordelingen av disse både i tid og rom utover de tidspunkt man har observasjoner.

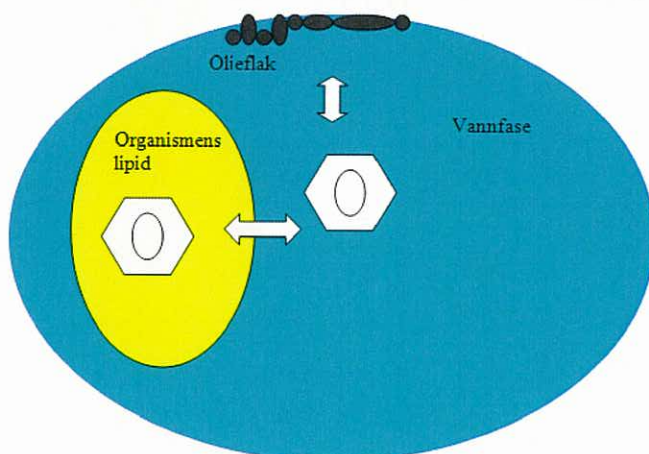
Numeriske modeller har imidlertid også sine begrensinger, og fortsatt forskningsinnsats samt tilgang på kraftige datamaskiner og høyoppløselige drivkrefter, kreves for å redusere usikkerheten ved bruk av disse.

6 EFFEKTER AV AKUTT OLJEUTSLIPP PÅ FISK

Kunnskaper om og sammensetningen av ulike oljeblandinger er i en rekke tilfeller begrenset. Det er kun for en andel av disse at den videre skjebnen ved utslipp til miljøet og den toksikologiske profilen er kjent. Videre dannes gjerne andre forbindelser under utvinning, raffinering og i miljøet over tid som det også bør tas hensyn til i en risikovurdering. Risikovurdering av alle disse kjemiske forbindelsene basert på eksperimentelle data begrenses derfor av manglende data og risikovurderingen av oljeutslipp må derfor baseres på kunnskaper og modeller fra ulike fagfelt og disipliner. Dette kan være overvåkning av eksponeringsnivå i det naturlige miljø, laboratoriestudier som studerer livsløp, virkningsmekanismer, og effekter av slike forbindelser samt predikative modeller som kan si noe kvantitativt om sammenhengene mellom utslipp, eksponering og den eventuelle risikoen knyttet til effekter av potensielt farlige forurensende forbindelser.

Når det gjelder vurdering av effekter av oljeutslipp på fisk er det ulike tilnærminger og forskjellig metodikk tilgjengelig, hver med sine styrker og svakheter. Det er derfor naturlig å starte vurderingen av metodikk tilgjengelig for miljørisikovurdering av effekter av olje på fisk med en gjennomgang av de underliggende prosessene som bestemmer effekten av slike utslipp, slik som skjebnen til oljen ved utslipp til miljøet, samt eksponering og virkningsmekanismer. Manglende data knytter usikkerhet til risikovurderingen. En gjennomgang av disse usikkerhetsfaktorene vil identifisere behovet for ny viten som kan bidra til en bedre risikovurdering av effekter av oljeutslipp på fisk i fremtiden.

Fisk eksponeres for olje ved at oljepartikler vaskes ned i øvre vannlag og fører til utløsning av oljekomponenter i et sjikt nær overflaten (typisk antatt 10 m dybde). I den grad fisk oppholder seg i dette sjiktet vil de passivt akkumulere oljekomponenter inntil likevekt vann – fiskelipid oppnås (Figur 6-1). Dette er en prosess som styres av komponentens lipofilisitet (typisk målt som oktanol-vann fordelingskoeffisient, K_{ow}). Vandrer fisken til dypere vannlag eller til andre områder med lavere oljekonsentrasjoner i vannet, vil også konsentrasjoner i fisken reduseres. Kinetikken knyttet til disse prosessene avhenger av flere ting, bl.a. fiskens størrelse, fettinnhold, fettfordeling mellom vev, fiskens metabolisme og biotransformasjonsevne.



Figur 6-1 Skisse av fasefordeling mellom oljeflak fra uhellsutslipp, underliggende vannfase, og lipid i en organisme i vannfasen.

6.1 Underliggende prosesser for effekter av akutte oljeutslipp på fisk

Miljørisikoanalyser av utslipp av olje til sjø bygger ofte på et prinsipp om vurdering av forholdet mellom Predicted Environmental Concentration (PEC – beregnede miljøkonsentrasjoner) og Predicted No Effect Concentration (PNEC- beregnet grenseverdi for effekter), i henhold til en metode beskrevet i TDG dokumentet til EU (EC 2003). TGD inkluderer i tillegg til en detaljert beskrivelse av miljørisikoanalysen en detaljert metodebeskrivelse for bruk av kvantitativt strukturaktivitetsforhold (QSAR).

PEC-modellering krever informasjon og inngangsdata slik som oljeutslippets mengde og varighet, oljetype, fordelingen av utslipp i miljøet (avhengig av stoffenes fysiske-kjemiske egenskaper) og nedbrytningssraten av olje i miljøet.

6.1.1 Sammensetning av olje og vannfraksjoner av olje

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av konsentrasjonene og sammensetningen av oljekomponenter i vannmassene og varighet av eksponeringen. Det finnes en solid vitenskapelig basis for å beregne effekter av enkeltkomponenter i råolje ut ifra lipofilisiteten (log K_{ow} - se Di Toro m.fl. 2000), basert på kunnskap om at stoffene er uspesifikt (narkotisk) virkende. De individuelle komponentene i vannfasen antas å virke additivt, ved at giftigheten kan adderes på molbasis (French-McCay, 2002). For å kunne beregne giftighet av et oljeutslipp på denne måten er man imidlertid avhengig av å kjenne eksakt sammensetning av oljekomponenter i vannfasen.

Oljeforbindelser består av en rekke forskjellige stoffer som har svært ulike egenskaper. Råolje er generelt lite vannløselig og moderat giftig overfor vannlevende organismer. Oljen består av svært mange forskjellige stoffer som varierer fra å være totalt uløselige i vann, til å være fullt løselige eller blandbare i vann. Giftigheten for enkeltstoffene i råolje varierer fra <0,01 mg/l (alkaner, tri-tetrasykliske aromatiske forbindelser/substituerte fenoler) til >10 000 mg/l (organiske syrer og salter i oljen), og oljens giftighet vil variere med den kjemiske sammensetningen. Generelt for hydrokarboner er at de mellomtunge forbindelsene anses for å være mest giftige. Disse er gjerne moderat løselige i vann, moderat flyktige og har karbontall fra C8-C15. Molekylstørrelse, vannløselighet, lipofilisitet (log K_{ow}), olje-vann fordelingskoeffisient ved ideell innblanding (K_d), og beregnet akutt giftighet (LC₅₀/EC₅₀) for ferskvannsorganismer er gitt for et utvalg modellstoffer i Tabell 6-1.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 6-1 Fysisk-kjemiske egenskaper og modellberegnet (QSAR) giftighet (mg/L) for en del av de lette komponentene i olje (fra Sverdrup m.fl. 2000). Data er vist for molekylvekt (MW), damptrykk (V.P.), lipofilisitet (log Kow), olje-vann fordelingskoeffisient (K_d).

Substans	MW	Damptrykk (Pa.)	Log Kow	Log Kd	Løselighet (mg/L)	Giftighet (mg/l)		
						Fisk 96 h LC ₅₀	<i>Daphnia</i> 48 h EC ₅₀	Alge 96 h EC ₅₀
n-Butan	58.1	205,000	2.81	3.92	49	9.68	5.95	5.30
n-Heksan	86.2	16,400	3.87	4.67	11	1.8	0.87	0.68
i-Heksaner	86.2	24,000	3.61	4.35	24	3.0	1.53	1.25
n-Oktan	114.2	1,400	4.93	6.09	1.00	0.30	0.11	0.08
n-Dekan	142.3	222	5.97	7.30	0.05	0.05	0.01	0.01
Bensen	78.1	11,000	2.14	2.49	1,780	48.3	34.7	33.3
Toluen	92.1	2,900	2.79	3.10	550	16.0	9.86	8.80
C2-Bensener	106.2	950	3.32	3.57	170	6.52	3.56	2.99
C3-Bensener	120.2	330	3.85	4.21	53	2.61	1.27	1.00
C4-Bensener	134.2	120	4.38	5.00	12	1.03	0.44	0.33
C5-Bensener	148.2	36	5.03	6.24	0.60	0.32	0.12	0.08
Naftalen	128.2	11	3.32	4.41	31	7.87	4.30	3.61
C1-Naftalener	143.2	2	3.95	5.08	8.36	2.56	1.21	0.95
C2-Naftalener	158.2	0,5	4.49	5.58	2.93	0.98	0.41	0.30
C3-Naftalener	173.3	0,2	5.14	6.26	0.68	0.30	0.11	0.07
Syklopentan	70.1	34,000	2.80	3.79	160	11.9	7.34	6.55
Sykloheksan	84.2	12,000	3.35	4.03	58	4.87	2.65	2.21
C1-sykloheksan	98.2	4,800	3.87	4.70	15	2.05	0.99	0.78
C2-sykloheksan	112.2	1,300	4.40	5.42	3.2	0.83	0.35	0.26
C3-sykloheksan	126.2	600	4.93	5.86	1.1	0.33	0.13	0.09
C4-sykloheksan	140.2	147	5.46	6.35	0.2	0.13	0.04	0.03
Dekalin	134.2	100	4.79	6.03	0.88	0.46	0.18	0.13
C-1 Dekaliner	148.3	51	5.31	6.72	0.2	0.19	0.06	0.04
C-2 Dekaliner	162.3	20	5.83	7.16	0.08	0.07	0.02	0.01
Heksener	84.2	20,000	3.32	4.15	50	5.17	2.83	2.37
Oktener	112.2	1,800	4.38	5.52	2.7	0.86	0.37	0.28

Sammensetningen av et oljeflak etter et uhellsutslipp endrer seg raskt. De letteste forbindelsene, gasser, er flyktige og fordamper. De tyngste forbindelsene (vokser og tjæreforbindelser) er lite løselige vil ikke virke toksisk, men fungerer som en fri fase olje som andre komponenter vil forholde seg til i en fasefordeling relativt til vann (verdien K_d i Tabell 6-1).

De oljekomponentene som i størst grad løser seg i vann er lavmolekylære alkaner til og med pentan (5 karbonatomer), (Sakshaug m.fl. 1992) og de minste aromatene benzen, toluen, etylbenzen og xylene (BTEX-komponentene). I de tilfellene man oppnår en likevekt mellom olje og vann viser modellberegninger at de lette komponentene bare i begrenset grad bidrar til giftigheten av råolje (Sverdrup m.fl., 2000), mens de tyngre komponentene, som mengdemessig utgjør en liten del av oljekomponenter i vannfasen, er utslagsgivende for den akutte giftigheten. Blant disse komponentene finner vi C6-C9 alkaner, sykloheksan og alkylerte sykloheksaner.

TEKNISK RAPPORT

Dette gjør at utsagn om giftighet basert på grove parametere som THC eller total PAH blir beheftet med betydelig usikkerhet. Den mengdemessige dominansen av lavmolekylære alkaner og BTEX er særlig høy ved høy oljebelastning (eks. 10 g olje/liter sjøvann), mens den er mindre ved lav oljebelastning (eks. 100 mg olje/liter sjøvann) (Hokstad m.fl. 1998). Ved innblanding av olje i vannmassene fra et sjøbunnsutslipp og nedblanding fra et oljeflak vil det imidlertid ikke opptre full likevekt mellom olje og vann for de tungt løselige stoffene, da eksponeringstiden mellom olje og vann vil være kort. Det vil si at andelen av BTEX-komponenter i vannet vil dominere mer i forhold til de tungt løselige stoffene.

De fleste oljer inneholder også små mengder fenoler og karboksylsyrer som kan løse seg i vann. For eksempel fant Utvik (1999) totale fenolkonsentrasjoner (fenol + C1-C5 alkylfenol) på 0,36-16,83 mg/L i produsertvann fra fem ulike produksjonsanlegg i Nordsjøen. Polare forbindelser som dannes når oljekomponentene blir oksidert på grunn av sollys (fotooksidasjon) er også vannløselige. I mange tilfeller er fotooksiderte forbindelser langt mer giftige enn utgangsstoffet, og dette er særlig tilfelle for enkelte PAH (Barron m.fl., 2003, Pelletier m.fl. 1997, Calfee m.fl. 1999, Little m.fl. 2000).

Flerrings PAH (4+ ringer) er lite vannløslige, noe som betyr at kun en liten andel av løste komponenter i vannmassene under et ferskt oljesøl består av PAH. Når oljen forvitrer vil en større andel av komponentene i vannmassen under et oljeflak bestå av PAH. Årsaken er at PAH i oljen på overflaten vil øke ettersom de andre produktene blandes i vannmassene, fordampes eller brytes ned. Aromatiske hydrokarboner er alt fra lett nedbrytbare til lite nedbrytbare, og halveringstiden varierer fra under en halv dag til flere måneder. Det er de lette komponentene som brytes raskest ned, mens tunge komponenter som flerrings PAH er tungt nedbrytbare (Johnsen m.fl., 2000).

6.1.2 Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannmassene

Biotilgjengelighet av oljekomponenter i vannfasen under et oljeflak er i stor grad styrt av fordelingen mellom oljefasen og vannfasen. Det er den fraksjonen av komponenter som foreligger i vannfasen som kan tas opp i organismer og dermed utløse giftighet. For stoffer som er løst ut til vannfasen er adsorpsjon til partikler (mikroorganismer og suspendert organisk materiale i vannmassene) en annen prosess som reduserer biotilgjengelighet. Hvor stor andel av hver enkelt komponent som adsorberes til partikler avhenger av mengden suspendert materiale som er tilstede, samt adsorpsjonsegenskapene til komponenten. For nøytrale organiske stoffer øker adsorpsjon med økende lipofilisitet. Stoffer som er adsorbert til partikler vil sedimentere over tid, men under transport til vannlag eller sedimenter med lavere konsentrasjoner av oljekomponenter kan stoffene gradvis løses ut til vannmassene igjen. Det er særlig de tyngre komponentene (C6+ alkaner, 3-4 ring PAH etc) som adsorberes i stor grad til partikler. Partikler kan bidra til giftighet, men i langt høyere konsentrasjoner enn løste komponenter. Ved en vurdering av totalkonsentrasjoner av olje (dispergert+ løst) vil denne fraksjonen bli tatt hensyn til. På grunn av årstidsvariasjon i mengden partikulært materiale er sorpsjon til partikler imidlertid vanskelig å modellere.

6.1.3 Eksponering

Opptak og dermed eksponering avhenger av oppholdstid i øvre vannsjikt, og vandringsmønster vil derfor være av betydning for i hvilken grad fisken eksponeres for oljeutslipp. Vandringsmønster og opphold i øvre vannsjikt vil være avhengig av stadium i fiskens utvikling

TEKNISK RAPPORT

og av art, samt når på døgnet til eksempel larvedrift sammenfaller med drift av oljeflaket. Dette vil bli beskrevet nærmere i senere kapitler av rapporten.

I denne sammenheng kan det også være verdt å nevne at eksponering og således effekter av olje på fisk vil også være avhengig av hvorvidt utslippet skjer på havoverflaten eller ved større dyp. Dette aspektet er også viktig å inkludere i miljørisikoanalysen og vil bli behandlet mer detaljert i senere kapitler av rapporten.

6.1.4 Artsfølsomhet

Følsomheten overfor olje vil variere mellom arter. Dette ignorerer man i dag, og baserer beregninger på data for mest følsomme art. Det er imidlertid relativt små forskjeller i følsomhet mellom arter for stoffer som har narkotisk virkningsmekanisme.

6.1.5 Opptak av oljekomponenter i organismer

En biokonsentrasjonsfaktor (BCF) er et uttrykk for i hvor stor grad organismer (for eksempel fisk) oppkonsentrerer et stoff fra vannfasen. BCF uttrykker konkret hvor høy konsentrasjon man har i en organisme sammenliknet med en stabil vannkonsentrasjon i eksponeringsmediet, når det er oppnådd likevekt mellom de to. BCF øker med økende lipofilisitet ($\log K_{ow}$), men for stoffer med høy lipofilisitet (over ca $\log K_{ow} = 5.5$) begrenses eksponering av svært lav vannløselighet. Dette er mekanismen som ligger bak det faktum at stoffers giftighet, uttrykt som mmol/L eller mg/L vann, øker med økende $\log K_{ow}$ (se Tabell 6-1 med beregnede giftighetsdata).

Generelt anses opptak direkte fra vann å være hovedeksponeringsvei for oljekomponenter, men dyreplankton kan også ha opptak fra oljekontaminert føde eller ved inntak av oljepartikler (Wells & Percy 1985). Ved opptak fra vann tas stoffer opp ved passiv diffusjon fra vannfasen.

Individuelle oljekomponenter oppkonsentreres i økende grad med økende lipofilisitet ($\log K_{ow}$) opp til et visst nivå (ca $\log K_{ow} = 5.5$). Den resulterende interne konsentrasjonen i en organisme avhenger imidlertid av en rekke faktorer, blant annet lipidinnhold og metaboliserende evne.

Begge disse faktorene kan også variere mellom individer av samme art, og i særlig grad mellom ulike livsstadier (egg-larve-voksen).

Noen grupper av dyreplankton har enzymsystemer som kan metabolisere oljekomponenter, men hastigheten på disse prosessene er lave. Forsøk utført med hoppekreps, krill og rekelarver viste at akkumulert olje ikke var fullstendig utskilt selv etter en måned i rent vann. På samme måte kan fisk ta opp oljekomponenter ved eksponering for olje i vann, føde eller sediment (Rice 1985), men fisk har en langt større evne til å metabolisere oljekomponenter, og dermed restitueres ved tilgang på rent vann. Utskillelse av aromatiske hydrokarboner i fisk foregår hovedsakelig i leveren via gallen (Thomas & Rice 1981, 1982), men også andre ekskresjonsveier finnes. Lavmolekylære aromatiske hydrokarboner som toluen og naftalen skilles hovedsakelig ut i gjellene. Hydrokarboner er også blitt funnet i slim utskilt gjennom skinnen (Varanasi m.fl. 1978) og i gonadene (Reichert & Varanasi 1982).

6.1.6 Biologisk nedbrytning av oljekomponenter i vannmassene

Under forvitring av råolje omdannes oljekomponentene gradvis til mer vannløselige stoffer og til slutt til CO_2 og vann, og selv om fordampning av komponenter dominerer over nedbrytningsprosesser når det gjelder endringer i giftighet av råoljen, reflekteres også nedbrytning i sammensetningen av oljekomponenter i vannsøylen. Nedbrytbarhet bestemmes av enkeltkomponentenes molekylstruktur og deres biotilgjengelighet. Laboratorietester har vist at

TEKNISK RAPPORT

de lettere aromatiske hydrokarbonene (BTEX og naftalener) fra råolje blir nedbrutt raskere enn lette alifatiske forbindelser (for eksempel C₈-C₁₁) (Brakstad 2001). Biotilgjengeligheten av oljekomponenter har også stor innflytelse på nedbrytningshastigheten. Dette betyr at både komponenter i dispergert olje og komponenter adsorbert til partikler brytes ned langsommere enn den fraksjon som er tilgjengelig i vannmassene.

Det at de lette komponentene (som ofte utgjør > 90 % av oljekomponentene som er løst i vann) brytes ned raskest, gjør at disse over tid blir mindre dominerende i vannfasen, og at også totalkonsentrasjonen av oljekomponenter i vannfasen blir lavere. Mengden av de tyngre komponentene reduseres også over tid, men langt langsommere enn for eksempel BTEX.

6.1.7 Fototoksisitet

De siste årene er det publisert en rekke studier som viser at giftigheten av PAH'er og råoljer øker i nærvær av UV-lys (Calfee m.fl. 1999, Little m.fl. 2000, Barron m.fl. 2003) i et spekter man finner i overflatevann (Barron m.fl. 2000). Enkeltkomponenter viser i mange tilfeller en økning i giftighet på over en faktor 1000, og også for olje er en 100 ganger økning i giftighet under UV-eksponering observert (Pelletier m.fl. 1997). UV-indusert giftighet har sammenheng med fotokjemisk aktivering av PAH-forbindelser som er tatt opp i fisk og andre organismer, og man er derfor avhengig av å ha eksponerte mikrobiologiske eller gjennomsluktige organismer i de øvre vannlagene på dagtid for å få en slik effekt.

Det er vanskelig å vite hvordan man skal tolke slike data inn mot en risikovurdering, da effekten av UV vil avhenge av oljetype, raffinering, art og lokale forhold (UV-nivåer i vannfasen) (Pelletier m.fl. 1997; Wernersson 2003 og Barron m.fl. 2005). I en studie ble åtte fotoinduserbare PAH molekyler funnet å være gode indikatorer på fototoksisitet, og det ble derfor foreslått på grunnlag av disse dataene å innledningsvis måle totalt PAH-innhold. I de tilfeller det ble målt et PAH-innhold på mer enn 3 % vil en studere effekten av fotooksidasjon videre. I forhold til uhellsutslipp av olje må det uansett tas i betraktning at dette er en faktor som kan øke giftigheten av olje sett i forhold til de laboratoriedata som foreligger per i dag.

6.2 Effekter

For akutt eksponering er det den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer som er antatt å være kritisk for effekter (se Di Toro m.fl. 2000; McGrath m.fl. 2005; French-McCay, 2002), mens man ved langtidseksponering (som for eksempel fra produsert vann) i noen tilfeller har hatt fokus på stoffer med mer spesifikke virkningsmekanismer, som dannelsen av DNA-addukter fra eksponering for PAH og hormonhermende effekter fra alkylfenoler.

6.2.1 Narkose

Når uspesifikt virkende stoffer er tatt opp i organismer, utøver de giftighet ved at de akkumulerer i cellemembraner (fosfolipidlaget) og endrer fluiditeten av disse. Giftigheten av et stoff er relatert til antall molekyler i membranen, og dersom dette antallet (uttrykt som antall mol/g lipid) overstiger en kritisk verdi, får man en toksisk effekt.

Giftigheten av uspesifikt virkende oljekomponenter er ikke avhengig av typen molekyl. Dette gjør at effekten fra de ulike enkeltkomponentene av olje kan summeres, ved at man summerer antall mol fremmedstoffer som er tilstede i organismens lipidfraksjon (Di Toro m.fl., 2000). Data fra akutt eksponering av en rekke ulike organismer har vist at det marine krepsdyret *Mysidopsis*

TEKNISK RAPPORT

bahia er blant de mest følsomme organismene, med en kritisk internkonsentrasjon på ca 34 $\mu\text{mol/g}$ lipid for akutt eksponering (Di Toro m.fl., 2000).

Resultatene for tilgjengelige tester gjennomført med både enkeltstoffer (Di Toro m.fl., 2000), og komplekse hydrokarboner som for eksempel bensiner (McGrath m.fl., 2005) antyder at den akutte giftigheten av en olje kan bestemmes ut ifra den kjemiske sammensetningen av vannfasen (WAF), dvs. konsentrasjoner av hver enkeltkomponent i vannfasen som et resultat av akuttutslipp av olje.

For akuttutslipp av olje er det vanskelig å beregne reelle eksponeringskonsentrasjoner i vannsøylen, da kinetikken for fasefordelingen av komponenter mellom olje og vann er avhengig av oljetype og lokale forhold (bl.a. temperatur). Av den grunn kan modeller kun gi en grov tilnærming til eksponeringskonsentrasjoner for enkeltkomponenter i vannsøylen under et oljeflak.

6.2.2 Ikke-narkotiske effekter/ langtidseffekter

I tillegg til akutt dødelighet som følge av narkotisk effekt, vil også en rekke langtidseffekter av oljeutslipp på sikt kunne ha en innvirkning på bestanden. Slike effekter kan være forstyrrelse av hormon- og reproduksjonssystemet, det immunologiske, og det nevrologiske systemet hos fisken (ref. review av Rolland, 2000). Hvor stor konsekvens slike effekter vil ha på bestandsdata på lang sikt er imidlertid vanskelig å kvantifisere. Spesielt gjelder dette effekten av hormonhermere: Eksponering for hormonhermere på tidlige livsstadier kan forrykke den naturlige utviklingen og gi irreversible skader som i mange tilfeller ikke er målbare/synlige før lang tid etter eksponeringen. Effekter indusert etter eksponering i løpet av tidlige livsfaser inntreffer ofte ved lavere eksponeringsnivå enn dem som er funnet å gi effekt på voksen fisk. Hormonhermende stoffer, slik som enkelte oljekomponenter som PAH'er og alkylfenoler, er unike også med hensyn til faren for nedsatt overlevelse og reproduksjonspotensial for fremtidige generasjoner med eller uten synlige effekter på eksponert og/eller voksen fisk som kan påvirke stabiliteten til populasjoner i årene fremover (Meier m.fl. 2007, Rolland 2000). Ideelt sett bør miljørisikovurderingen av olje og modelleringen inkludere langtidsrekkende effekter på bestanden, både for den eksponerte generasjonen så vel som fremtidige generasjoner.

6.2.3 Effekter på ulike livsstadier av fisk: laboratorie- og felldata

I den metodikken som er beskrevet i MIRA veiledingen (OLF 2007) beregnes konsekvensen av et oljeutslipp i to trinn: skadens størrelse beregnes på egg- og larvestadiet, mens skadens varighet estimeres på bestandsnivå (gytepopulasjonen).

I risikovurdering av kjemikalier er det generelt antatt at tidlige livsstadier av fisk er spesielt følsomme (von Westernhagen 1988). En sammenlikning av litteraturdata for følsomhet til ulike stadier av fisk overfor oljekomponenter viste imidlertid at det kun er PAH'er hvor egg og larver synes mer følsomme enn voksne fisk (Johnsen m.fl. 2005). Her var imidlertid forskjellen tydelig. Årsaken til at unge fiskelarver er så følsomme kan bl.a være at disse i mindre grad enn eldre larver skiller ut akkumulerte stoffer (Solbakken m.fl. 1984).

Undersøkelser av effekter på fiskelarver etter virkelige oljeutslipp gir ingen entydig konklusjoner. Etter Braer-ulykken ble det ikke funnet akutteffekter på vekst av sildelarver (10-30 mm) i oljekontaminerte områder (Gallego m.fl. 1995). Sildelarvenes vekst ble målt ved hjelp av mikrostruktur analyser av larvenes otolitter (ørestener). Det ble målt THC konsentrasjoner opp til 640 $\mu\text{g/l}$, men konsentrasjoner fra 5-55 $\mu\text{g/l}$ var trolig mer representative for eksponering. Ved

TEKNISK RAPPORT

undersøkelse av naturlig gytende fiskepopulasjoner like etter oljeutslippet fra Exxon Valdez ble det observert klare effekter på sildeegg under klekking og på nyklekkede larver (Brown m.fl., 1996). Det ble også samlet inn larver av Stillehavs-sild i Prince William Sound i månedene etter Exxon Valdez, og selv om det der ikke var mulig å anslå effekten av eksponering for oljesølet, hadde mange av larvene symptomer som er assosiert med oljeeksponering i laboratorieforsøk, dvs. morfologisk deformasjon, genetiske skader og liten størrelse (Norcross m.fl. 1996). Vekst i perioden fra mai til juni 1989 var den laveste som noensinne er rapportert for larver av Stillehavs-sild, og i undersøkelsen ble det konkludert med at materialet støtter hypotesen om at oljesølet fra Exxon Valdez førte til skade på fiskelarver i 1989. Når det gjelder hvorvidt den voksne Stillehavssilda ble skadet av oljesølet, er dataene for perioden 1989-1992 motstridende (Thorne & Thomas 2007). Estimerer fra den offisielle vurderingsmodellen viser en rekordhøy bestand av sild i 1989-1992, og en kollaps i 1993 (73 % reduksjon i biomasse). Estimerer av mengden av egg langs strendene i området (målt fra fly) tyder imidlertid på at nedgangen i bestanden startet allerede i 1989. Mengden av Stellers sjøløve (en art som ikke ble skadet av oljen, men som i høy grad predaterer sild) viser den samme trenden som eggmengde. Stillehavssild er ofte svært aggregert på den tiden av året som Exxon Valdez-oljeutslippet skjedde, og mye av populasjonen kan derfor ha blitt eksponert. Thorne og Thomas foreslår at silda ble eksponert når de går til overflaten for å svelge luft. Stillehavssild er adferdsmessig utsatt for oljesøl fordi de på nattestid går opp til overflaten for å sluke luft, som senere slippes ut som gassbobler fra tarmen for kommunikasjon og/eller for å forvirre predatorer (Wilson et al. 2004). Atlantisk sild slipper også ut gassbobler på samme måte (Nøttestad 1998, Wilson et al. 2004), kjent som "mesking" blant fiskere, men det er ikke vist at de skaffer lufta i tarmen ved å sluke luft (Nøttestad 1998). Tidligere har den påståtte kollapsen i 1993 blitt antatt å være resultatet av mangel på mat og sykdom, selv om man ikke har kunnet utelukke at eksponering for olje som egg/larve gjorde populasjonen mer sårbar for sykdom (Carls et al. 2002).

Plommeseckklarver av fisk er generelt sett ansett å være mer sensitive for oljeforurensing enn eggstadiet, og laboratorieforsøk viser at eksponering av fiskeegg for olje kan føre til redusert klekkesuksess og/eller misdannelser (se for eksempel Carls et al, 1999). Effekten på klekkesuksess er avhengig av art og utviklingsstadium, men generelt er klekkesuksessen høyere for egg som er eksponert senere i utviklingsprosessen enn egg som er eksponert tidlig.

Det finnes noen få studier på fiskelarver hvor eksponeringen er knyttet opp mot tilsatt oljemengde (mg/L). Barron m.fl. (2003) undersøkte effekten av forvitret Alaska North Slope råolje på egg og larver av sild (*Clupea pallasii*), og fant ved eksponering for ca 9 mg/L (9,4 µL olje/L vann) ingen signifikante effekter på larver. For egg så man ved denne konsentrasjonen en svak økning i misdannelsen "yolk sac edema". I en annen studie ble nyklekkede larver av arten *Fundulus heteroclitus* eksponert for forvitret Mesa light crude oil, og det ble ikke observert effekter på overlevelse ved eksponering for opptil 500 mg/L (Couillard m.fl., 2005).

Dersom vi antar at den høye naturlige dødeligheten til fiskeegg og larver i hovedsak skyldes nedbeiting, vil enkelte arter kunne få økt overlevelse i områder som er oljebelastet. Dette ble observert for Stillehavslaks etter Exxon Valdez-ulykken, og hang trolig sammen med at beitetrykket på arten fra sjøfugl ble redusert. En slik effekt forutsetter således at predatorene rammes direkte av oljen eller at de søker seg til områder uten oljebelastning og med lavere forekomst av fiskelarver. Sult er en reguleringsmekanisme som påvirker larvenes dødsrate selv i situasjoner der predasjon dominerer. Dersom en oljeutblåsning rammer produksjonen av

TEKNISK RAPPORT

planteplankton og/eller dyreplankton i et område, vil fødetilbudet til larvene kunne svekkes og dermed redusere larvenes sjanse til å overleve. Sannsynligheten for at effekter på fiskeyngel kan oppstå ved at produktiviteten i selve næringskjeden endres i negativ retning er av Fossum og Øyestad (1992) ansett for å være liten.

6.3 Premisser for miljørisikovurdering av olje på vannsøyleorganismer

Eksponeringsberegninger kan enten ta sikte på å gi detaljert beskrivelse av komponentsammensetningen i vannfasen over tid, eller de kan basere seg på en mer overordnet beskrivelse av oljekonsentrasjoner i de øverste vannmasser, dvs. at det ikke skilles mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Effektvurderingene for fisk må nødvendigvis baseres på samme detaljeringsnivå som det er tilgjengelig eksponeringsdata for.

For miljørisikovurdering av olje har det tidligere blitt gjort en del forenklinger i forhold til vurdering av effekter på fisk. Konkret gjelder dette i forhold til følgende forutsetninger:

Eksponeringsgrad

Fisk antas å bli eksponert for olje ved at oljepartikler vaskes ned i øvre vannlag og fører til utløsning av oljekomponenter i et sjikt nær overflaten, anslagsvis i de 10 øverste meterene av vannlaget. Som det vil bli mer inngående beskrevet i de neste kapitlene er det usikkert hvorvidt eksponeringsgraden bør baseres på opphold av fisk innenfor 10 meter av øvre vannlag x % av tiden. Fortrinnsvis bør eksponeringsgraden i fremtiden vurderes individuelt for torsk/lorde/sild og for ulike livsstadier av artene basert på artsspesifikke data.

Bruk av grenseverdi versus bruk av effektfunksjon

Ved bruk av grenseverdi er det ofte antatt 0 % dødelighet under og 100 % dødelighet over gitt konsentrasjon. Som tidligere nevnt er dødeligheten av larver høy under naturlige forhold og vurderingen av larvedødelighet bør fortrinnsvis nyanseres med bruk av en effektfunksjon som angir prosentvis dødelighet over et konsentrasjonsområde (tilsvarende det som benyttes i EIF akutt)

Effekt av endringer i komponentsammensetning over tid

Som nevnt endrer sammensetningen av et oljeflak etter et uhellsutslipp seg raskt. Modellering av oljeutslipp og videre skjebne for de ulike oljekomponentene bør derfor også gjenspeile vannløslighet, fasefordeling og degradering/forvitring (fordampning, partikkeldannelse, emulsjonsdannelse, dispergering). Samtidig så vil det som nevnt under være problematisk å relatere effektnivå til grad av eksponering dersom totalkonsentrasjoner av partikulær olje benyttes som inngangsdata for eksponering, mens det på effektsiden benyttes en grenseverdi basert på målte konsentrasjoner i vann (THC).

Bruk av totalhydrokarbonkonsentrasjon (THC) i mangel på komponentspesifikke inngangsdata

Særlig viktig er det å gjøre en overordnet vurdering av detaljeringsgraden på inngangsdata til risikovurderingen sett i forhold til den usikkerhet som hefter til beregningene. I nåværende EIF-modell for akutt utslipp gjøres to beregninger: 1) eksponeringsberegninger for vannløste oljekomponenter som er basert på lokal sammensetning av vannløst fase, eksponeringstid og giftighet av enkeltkomponenter, samt en dødelighet basert på avledet dose-responskurve rundt beregnet LC-50 for blandingen.

TEKNISK RAPPORT

2) totalkonsentrasjoner av partikulær olje som inngangsdata for eksponering mens det på effektsiden benyttes en grenseverdi basert på målte konsentrasjoner i vann (THC) som følge av oljetilsetning (Nilsen m.fl., 2005). Dersom totale oljekonsentrasjoner sammenliknes med målte vannkonsentrasjoner vil sistnevnte alltid være lavere, og ofte er forskjellen betydelig; den vannløste fraksjonen av råolje er for de fleste oljetyper i størrelsesorden 1-10 %. Dette avspeiles også i forhold til giftighet. Clark m.fl. (2001) har vist forskjellen på giftighet uttrykt som tilsatt mengde olje (totalkonsentrasjoner) og målte konsentrasjoner (løst THC) i samme test i mange tilfeller tilsvarer en faktor >10. Dette betyr at det å basere en miljørisikovurdering på en sammenlikning av totalkonsentrasjoner av olje på eksponeringssiden og målte konsentrasjoner på effektsiden er svært konservativt.

Relativ følsomhet av art til vurdering

PNEC-verdier (de høyeste konsentrasjonen av stoff som forventes ikke å gi effekter) bestemmes ut fra den mest følsomme organismen blant et utvalg organismer i henhold til EU retningslinjene. Det vil si at giftighetsdata for mest følsomme art brukes til vurdering av samtlige fiskearter (også torsk, lodde, sild i olje-fisk). Samtidig er det, som tidligere nevnt, vist å være en rekke forskjeller mellom ulike arter og livsstadier med hensyn på følsomhet. Følsomhet for eksponering av oljesøl avhenger av vandringsmønster/ adferd, klekkemønster, tidspunkt og tidsforløp ved viktige prosesser som gyting, klekking, utvikling, metamorfose og matforbruk. Slik sett vil bruk av giftighetsdata for mest følsomme art blant et utvalg testorganismer representere en grov forenkling. Fortrinnsvis bør artsspesifikke data brukes, men slike data mangler i mange tilfeller. Det bør også nevnes i denne sammenheng at det er som regel eksperimentelle data, ofte fra korttidsstudier, som brukes som giftighetsdata i denne sammenheng. Enkelte stiller derfor spørsmål ved hvorvidt de eksperimentelle dataene fra toksisitetstester i laboratoriet reflekterer effekter i komplekse økosystem og om giftighetsdata fra korttidsforsøk kun vil gi konservative verdier.

6.4 Eksisterende metodikk for å risikovurdere effekter av akutte oljeutslipp på fisk

6.4.1 Vurdering av akutt giftighet av oljeforbindelser.

Som nevnt bygger de fleste miljørisikoanalysene på et prinsipp om sammenlikning av forholdet mellom PEC og PNEC, i henhold til et "Technical Guidance Document" fra EU (EC 2003). PEC defineres som den beregnede konsentrasjon av et stoff i miljøet og PNEC uttrykker den høyeste konsentrasjonen av et stoff som forventes å ikke gi effekter på organismer og kan refereres til som miljøets tålegrense for det aktuelle stoffet. Tradisjonelt vil risikoanalyser ihht EUs TGD kun uttrykke en *risiko* for miljøskade gitt et PEC/PNEC forhold større enn 1. I miljørisikoanalyser for offshore aktiviteter er målet å uttrykke skade på populasjoner gitt oljeutslipp. Dermed benyttes mer detaljerte effektnøkler og dose-respons forhold for å kvantifisere effekter og skade på populasjoner. Endepunktet med analysene blir da en sannsynlighet for ulike miljøskader.

I vurderingen av toksiske effekter søker man å etablere et dose-respons forhold og kjemiske forbindelser testes i dette henseende ut på ulike relevante arter. Ut fra akutte og kroniske dose-respons målinger bestemmes toksiske endepunkter som kan gi en kvantitativ verdi for toksisiteten til den kjemiske forbindelsen. Typiske endepunkter brukt er dødelig konsentrasjon (LC₅₀), eller effektkonsentrasjon (EC₅₀) som forårsaker død eller effekt hos 50 % av testindividene innen et utvalg arter. Langtidseffekter bestemmes ut i fra en testverdi No-

TEKNISK RAPPORT

Observable-Effect-Concentration (NOEC), som er den høyeste konsentrasjonen av testforbindelsen som ikke gir effekt i studier av ikke-dødlige effekter. Slike effekter kan være for eksempel vekstreduksjon eller reduksjon i reproduktiv evne. Terskelverdier fra eksperimentelle studier overføres til terskelverdier for miljøet, PNEC-verdier, ved ekstrapolering og bruk av ulike usikkerhetsfaktorer. Ulike sikkerhetsfaktorer inkluderes for å ta høyde for eventuelle mangler ved data. PNEC-verdier bestemmes ut fra den mest sensitive organismen blant et utvalg organismer i henhold til retningslinjene.

I dose-respons vurderinger, brukes $\log EC_{50}$ som mål på de kjemiske stoffenes iboende toksisitet og $\log NOEC$ (eller alternativt $\log K_{ow}$ og QSAR-analyser) brukes til å beregne PNEC verdien. Quantitative structure activity relationship (QSAR) brukes i effektvurderingen og i dose-respons utledningen først og fremst til å vurdere effekter der hvor test data i liten grad er tilgjengelig. I de tilfeller man ikke har giftighetsdata for samtlige enkeltkomponenter er giftigheten beregnet på basis av en enkel regresjon av $\log LC_{50}$ (mmol/L) mot $\log K_{ow}$

$$\text{Log}(LC_{50} \text{ (mmol/L)}) = a \cdot \log(K_{ow}) + b$$

Effektbidraget fra de ulike komponentene i en blanding kan beskrives med følgende formel:

(McCarthy 1992, French-McCay, 2002).

$$LC_{50\text{mix}} = 1 / \sum (C_i / LC_{50i})$$

hvor LC_{50i} = LC_{50} verdi for komponent "i", C_i er konsentrasjonen av komponent "i".

Den vitenskapelige basis for denne typen modellering av giftighet ligger i kunnskap om stoffenes virkningsmekanisme samt hvordan opptak og oppkonsentrering i organismer avhenger av enkle fysisk-kjemiske egenskaper (dvs. lipofilisitet – $\log K_{ow}$, og vannløselighet). Mens det for langtidseksponering av oljekomponenter ofte er fokus på stoffer med mer spesifikke virkningsmekanismer, som for eksempel dannelse av DNA-addukter fra eksponering for polysykliske aromatiske hydrokarboner eller hormonforstyrrende effekter av alkylfenoler, er det for akutt eksponering den samlede effekten av uspesifikt virkende organiske stoffer i organismen som er kritisk (McCarthy 1992; McCarthy 1993; Di Toro m.fl. 2000).

Hydrokarbonblokkmetoden bygger på at hydrokarboner av lik struktur og størrelse vil sannsynligvis opptre likt med hensyn til distribuering og kretsløp i miljøet. Slike hydrokarboner kan grupperes i blokker slik at de komponentene som er like i struktur og størrelse kan behandles samlet. PEC-verdier beregnes da for hver hydrokarbonblokk for hvert miljø. PNEC-verdier for hver blokk kan også bestemmes ut fra økotoksikologiske data. På bakgrunn av antakelsen om additive effekter for substanser med samme virkemåte, kan PEC/PNEC-ratioen for hver av blokkene adderes proporsjonalt til en samlet PEC/PNEC-verdi for blandingen.

6.4.2 Biomarkører

I den senere tid har det vært et sterkt fokus på biomarkører som et nyttig diagnostisk verktøy i miljøovervåkingen. En biomarkør er en biologisk endring hos et individ eller en gruppe individer som kan fungere som et tidlig varselsignal på effekter på ulike nivå (celle, vev, individ, gruppe, populasjon, samfunn) på senere tidspunkt (van der Oost m.fl., 2003). Optimalt sett vil

TEKNISK RAPPORT

slike biomarkører kunne være spesifikke for ulike responser, samt kunne relatere opptak i organismen til effektnivå. Til tross for oppdagelsen av en rekke nye interessante biomarkører er det fremdeles et sprang frem før disse er validert og klar for rutinemessig bruk (Rifai m.fl., 2006). Biomarkører har således et stort fremtidig potensial som et diagnostisk verktøy og til å knytte nivå av oljeblandinger og deres komponenter til spesifikke responser og effektnivå.

6.5 Kunnskapsstatus og vurdering av effektgrenser

For olje kan man summere effekter av enkeltkomponenter som er løst i vannfasen. Det er lagt ned en betydelig jobb i å beregne gode grenseverdier for effekter av enkeltkomponenter løst i vann under utviklingen av EIF_{akutt} (Johnsen m.fl. 2005), og det er et solid vitenskapelig grunnlag for å vurdere effekter på fisk og andre vannlevende organismer på denne måten. I arbeidet med å beregne PNEC-verdier for vannsøyleeffekter i EIF_{akutt} modellen, ble det gjort en del studier for å validere bruk av metodikken over for beregning av akutt giftighet av et utvalg ferske og forvitrede råoljer. De opparbeidet en WAF og målte kjente komponenter i vannfasen, hvorefter denne ble testet med bruk av de to marine krepsdyrartene *Acartia tonsa* og *Calanus finmarchicus*. Resultatene viste at modellberegningene konsekvent overestimerte giftighet med ca en faktor 2. Dette kan skyldes en rekke faktorer, men mest sannsynlig at de valgte testorganismene var mindre følsomme enn dem modellen var basert på eller at komponenter som ikke ble målt bidro til giftigheten. En predikert giftighet innenfor en faktor to av målte verdier må imidlertid sies å være relativt bra, og viser at giftighetstester med komplekse produkter som råolje gjenspeiler den summerte effekten av de individuelle komponentene som er tilstede i vannfasen.

6.5.1 Generelt om effektgrenser for akutt eksponering for olje

For flere fiskearter er det vist at egg og larver kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, at yngel (større enn omlag 2 cm) er noe sårbar, mens voksen fisk i liten grad påvirkes. Imidlertid er den naturlige dødeligheten normalt svært stor på de yngste stadiene hos fisk, og gyteproduktene spredt over store områder, slik at det i de fleste tilfellene ikke er mulig å ramme artene slik at det får konsekvenser for bestandene.

Planktonforekomstene (plante- og dyreplankton) er generelt lite sårbare for oljeforurensning p.g.a. vid og vekslende utbredelse, raske generasjonstider, og rask innvandring fra upåvirkete områder (Melle m.fl., 2001). Effekter på planktonsamfunnene vil derfor være lokalt begrenset og av forbigående karakter, selv om et utslipp skjer i oppblomstringsperiodene når produksjonen er størst. Hovedfokus for konsekvensutredninger er derfor satt på fisk.

De fleste studiene som er gjort av effekter av råolje på fiskeegg og larver har hatt fokus på de aromatiske hydrokarbonene i oljen (Marty m.fl. 1997, Carls m.fl. 1999, Heintz et al 1999, Heintz m.fl. 2000, Barron m.fl. 2003), men den vitenskapelige bakgrunnen for dette er det satt spørsmål ved. Blant annet viser Barron m.fl. (2003) at råoljer som gir lave nivåer av aromatiske komponenter i vannfasen likevel kan være giftige, og at PAH i mange tilfeller ikke er utslagsgivende for giftighet. Dette er i tråd med tankegangen om at alle oljekomponenter bidrar additivt. I en studie av akutt giftighet av bensiner viste nylig McGrath m.fl. (2005) at den beregnede (summerte) effekten av målte komponenter i vannfasen stemte godt overens med eksperimentelle data. I disse studiene så man at både alkaner, sykliske alkaner og aromatiske komponenter bidro til giftighet. For råoljer finnes ikke data som på denne måten knytter kjemisk

TEKNISK RAPPORT

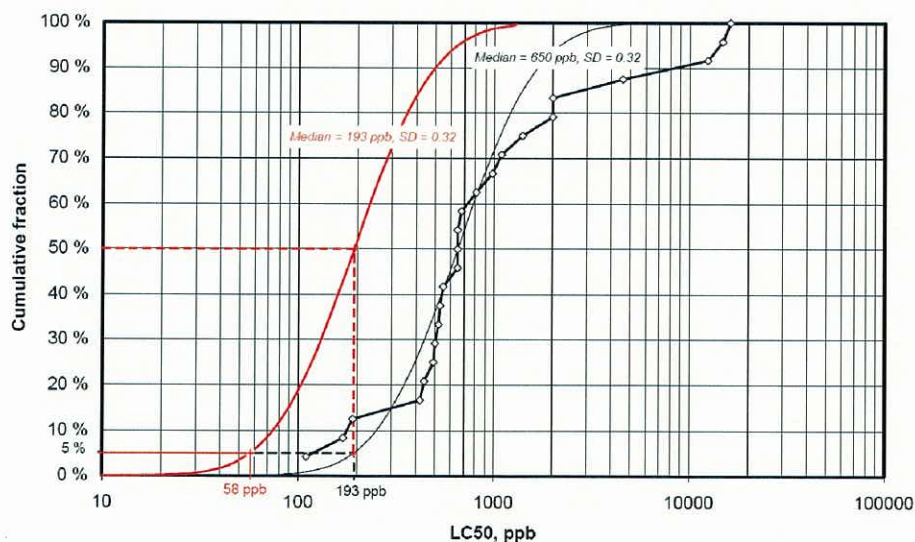
sammensetning til giftighet, men modellberegninger gjort av Sverdrup m.fl. (2000) antyder at alkaner og alkylerte sykloheksaner bidrar i større grad enn aromatiske forbindelser.

6.5.2 Eksisterende grenseverdi for effekter av dispergert olje

For å vurdere giftigheten av olje sluppet ut til sjø er det ansett å være nødvendig å ta hensyn til både løste og dispergerte forbindelser i vannmassene. Da det finnes lite data tilgjengelig for en vitenskapelig vurdering av dispergerte oljedråper, har det vært mye diskusjon rundt hvordan den dispergerte fraksjonen av olje skal håndteres. I EIF_{akutt} har man valgt å vurdere effekter av dispergert olje basert på giftighetstester hvor det er benyttet dispergeringsmidler (Johansen 2006, data fra Nilsen m.fl. 2005), og hvor giftighet er relatert til målte THC-verdier i vannfasen (presiserer at inkluderer mikrod dispergerte oljedråper) underlagsdata finnes i NRCNA (2005).

Nilsen m.fl. (2005) har foreslått en grenseverdi for akutt eksponering for dispergert olje lik **58 ppb** (se Figur 6-2). Grenseverdien er blant annet basert på tester hvor det er benyttet dispergeringsmidler, og for alle tester er giftighet relatert til løste, målte konsentrasjoner i vann (THC). Dette gir en svært konservativ vurdering av dispergert olje av flere grunner:

- 1) Dispergeringsmidler øker biotilgjengelighet og opptak av de tyngre komponentene i oljen, og gir dermed "kunstig" høye opptaksverdier av bl.a. PAH fra råolje (Couillard m.fl. 2005, Ramachandran m.fl. 2004, Barron m.fl. 2003).
- 2) Målte THC konsentrasjoner er konsistent en faktor 10-100 lavere enn tilsatte mengder olje (Clark m.fl., 2001), og kan dermed ikke relateres til den totalkonsentrasjon av olje som man i dag får ut av eksponeringsmodellene for akuttutslipp annet enn som et svært konservativt estimat.



Figur 6-2 LC50-verdier fra studier av giftighet av kjemisk dispergert olje overfor diverse akvatiske arter med tilpasset log-normalfordelingsmodell (sort tynn linje). Fra denne fordelingen er 5 % effektnivået (193 ppb, antatt å tilsvare en beskyttelse av 95 % av artene) gitt en egen dose-respons fordeling med samme kurve som for utgangsmodellen.

TEKNISK RAPPORT

Fra denne kurven er 5 % effektnivået (58 ppb) benyttet som grenseverdi for akutte effekter. Fra Nilsen m.fl. (2005).

Det er også en del avvik i metodikken som er benyttet for å utlede en grenseverdi. Nilsen m.fl. (2005) tar utgangspunkt i en metode hvor artsfølsomhetsfordelingen for kroniske nulleffektsverdier for et kjemikalium benyttes som et mål på følsomheten av alle organismer i økosystemet (SSD – species sensitivity distribution), hvorefter en konsentrasjon som beskytter 95 % av artene utledes. Forutsetningene for SSD-metoden i sin opprinnelige form har blitt kritisert fra mange kilder (se bl.a. Forbes og Calow, 2002), men den har likevel blitt brukt for å beregne en grenseverdi for effekter av bl.a. metaller i de tilfeller man har nok kroniske data.

Det datasettet Nilsen og andre (2005) bruker metoden på, avviker imidlertid fra modellforutsetningene på to sentrale punkter:

- 1) SSD er utviklet for enkeltkomponenter hvor man har testet mange ulike arter med det samme stoffet i ren form, mens olje er en typevariabel blanding av komponenter.
- 2) Det er benyttet akutte toksisitetsdata (50 % effektdata fra korttidstester) istedenfor kroniske data (nulleffektdata fra langtidstester), noe som er søkt løst ved å legge inn en ekstra dose-responskurve med samme standardavvik som originaldataene.

Som en følge av 1) vil mye av variasjonen i datasettet skyldes forskjeller i giftighet av ulike testprodukter og ikke forskjeller i artsfølsomhet. Forskjeller i giftighet av testprodukter kan naturlig nok ikke relateres til forskjeller i artsfølsomhet i økosystemet.

Som en følge av 2) vil ekstrapoleringen fra 50 % til 5 % effekt (null-effekt) også være beheftet med usikkerhet, og den metoden som er benyttet vil, som forfatterne selv nevner (Nilsen m.fl., 2005), være konservativ.

Samlet sett må derfor grenseverdien på 58 ppb sees som en grenseverdi for løste, målte hydrokarboner i vannfasen, og ikke som et mål på effekter av dispergerede oljedråper. Grenseverdien er utledet med bruk av en statistisk modell som har en uklar basis i eksisterende metodikk og litteratur, og det er derfor vanskelig å ekstrapolere fra modellen til artsfølsomhetsfordelingen i det marine økosystemet.

Siden totalkonsentrasjoner av olje (dvs. partikler + løst) fra eksponeringsmodellene alltid vil være høyere enn løst olje i vannfasen, vil en sammenlikning av grenseverdien med eksponeringskonsentrasjoner fra oljedriftmodellene gi konservative estimater for effekter. Det må derfor være et mål for risikovurderingsmetodikk for fisk at kunnskap om effekt- og eksponeringsberegninger knyttes bedre sammen.

Det finnes mye data tilgjengelig for giftighet av olje, og avhengig av de data man legger til grunn så vil den beregnede grenseverdi variere.

6.5.3 Vurdering av eksisterende grenseverdier

Det har vist seg vanskelig å komme opp med gode grenseverdier for effekter av olje på organismer i vannfasen. Effekten er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Basert på eksisterende kunnskap er metoden med beregning av effekter basert på konsentrasjoner av oljekomponenter i vannfasen den beste, men her er det et problem at eksponeringsmodellene

TEKNISK RAPPORT

ikke er i stand til å beregne vannfasekonsentrasjoner korrekt, særlig etter hvert som oljen forvitres og nedbrytningsprosesser i vannmassene induseres.

Oljeindustrien har de senere årene initiert mye forskning rundt giftighet av oljekomponenter og partikler på marine organismer, inkludert fiskelarver. Etter hvert som disse prosjektene ferdigstilles vil man få et bedre grunnlag for å fastsette grenseverdi.

Den grenseverdien som er foreslått for dispergert olje (58 ppb) har en svak metodisk basis, men anses å kunne være relevant dersom man sammenlikner med målte, løste konsentrasjoner i vannfasen (THC). Den vurderes imidlertid ikke å være relevant for vurdering av totalkonsentrasjoner av olje (dispergert + løst) slik den benyttes i EIF akutt i dag.

I EIF for produsert vann har man tidligere benyttet en grenseverdi på 40,4 ppb (Johnsen m.fl., 2000), som ble beregnet av TNO (Scholten m.fl., 1993) basert på geometrisk gjennomsnitt av alle tilgjengelige $E(L)C_{50}$ -verdier i litteraturen dividert med sikkerhetsfaktoren 100/roten av n , hvor n var antall tester som fantes i datagrunnlaget. **Denne verdien har heller ikke et godt faglig fundament, og kan i tillegg ikke relateres direkte til de totalkonsentrasjonene av olje som beregnes i eksponeringsmodellene.**

Som konklusjon vurderes tiden moden for nye grenseverdier dersom totalkonsentrasjoner av olje i vannmassene (dispergert + løst) skal vurderes.

6.5.4 Grenseverdi beregnet basert på totalkonsentrasjoner av olje

Som nevnt er en av svakhetene med den foreslåtte grenseverdien på 58 ppb at den ikke er basert på tester hvor giftighet er målt på basis av totalkonsentrasjoner av olje, og derfor ikke direkte kan sammenliknes med det man får ut av oljedriftsmodellene. Det er ønskelig å ha mål på effekter og mål på eksponering på samme nivå, og det finnes en rekke giftighetstester for olje og andre petroleumsprodukter som kan brukes til dette formålet. En del av disse testene er sammenstilt og kvalitetssikret av CONCAWE (2001) under en gjennomgang av data for miljøklassifisering av ulike petroleumsprodukter. Disse testene er alle gjennomført i henhold til internasjonale standarder, og giftighet er uttrykt i forhold til "load", dvs. tilsatt mengde oljeprodukt, slik at det estimeres en LL50 (Lethal Load) som tilsvarer den totalkonsentrasjon av olje som utløser 50 % dødelighet av organismer. Kun tester hvor prøveopparbeidelse er gjort med enten WAF (water accommodated fraction) eller OWD (oil water dispersion) er inkludert.

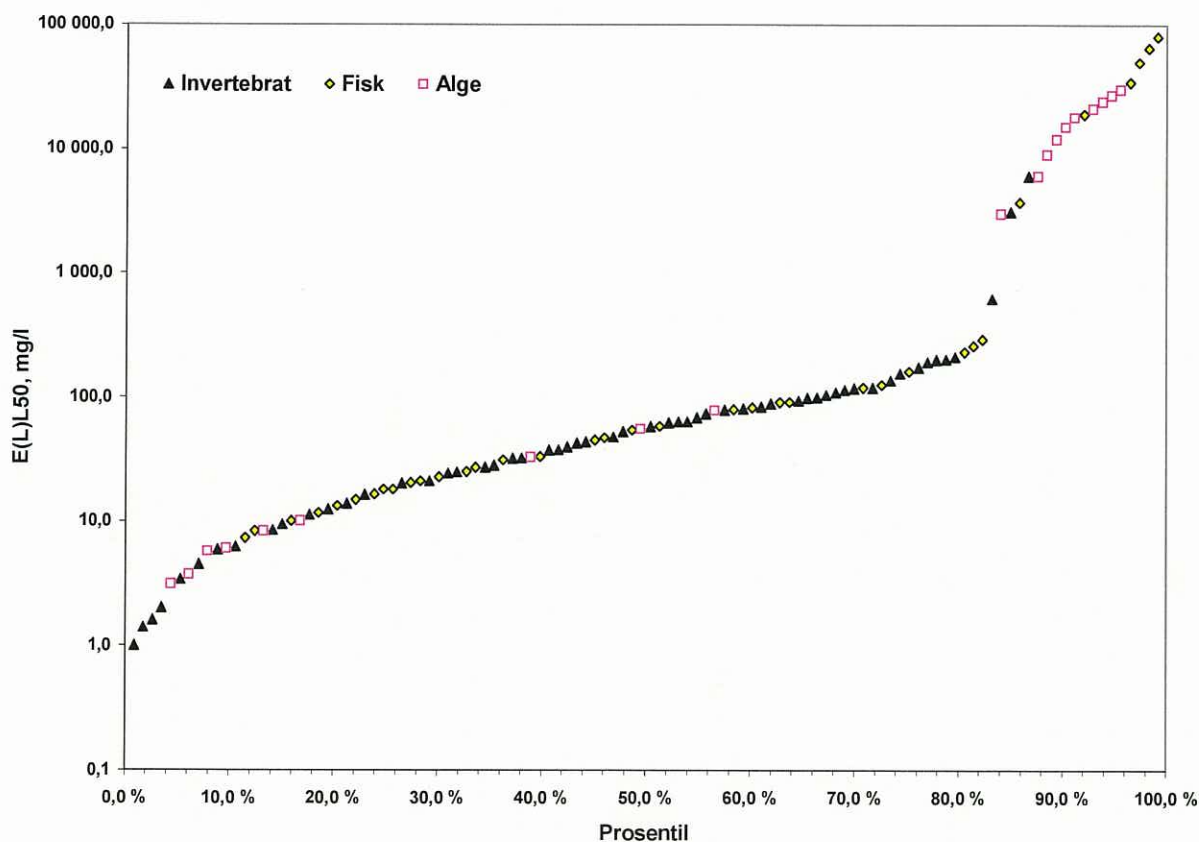
Som vist i Tabell 6-2 er giftigheten av råoljer relativt lav (laveste LL50= 27 000 ppb for fisk og evertebrater), mens bensiner, kerosiner og diesel har en høyere giftighet (laveste LL50= 1000 ppb). De tre siste produktgruppene er tatt med for å illustrere giftigheten av lette oljetyper som for eksempel kondensat.

En rangert oversikt over de oppgitte toksisitetstestene er vist i Figur 6-3. Dette illustrerer fordelingen i giftighet av ulike oljeprodukter overfor organismer fra tre trofiske nivåer. Sett i forhold til effektnivåene for tester hvor giftighet er uttrykt som totalkonsentrasjoner av olje, er effektnivåene i Figur 6-2 langt høyere, til tross for at en del lette petroleumsfraksjoner er inkludert. Den laveste konsentrasjonen som har gitt 50 % dødelighet er 1 mg/l (1000 ppb). Basert på dette omfattende datasettet kan man med bruk av en sikkerhetsfaktor på 10 (som kan forsvares for vurdering av akutt eksponering for uspesifikt virkende stoffer (EC 2003), beregne en $PNEC_{akutt}$ på **100 ppb** som kan benyttes som grenseverdi gitt modellering av totalkonsentrasjoner av olje i vannsøylen.

TEKNISK RAPPORT

Det er også mulig å anta at den relative følsomhetsfordelingen til organismer i det marine økosystemet tilsvarende den fordelingen som er vist i Figur 6-3, på samme måte som det ble gjort i Nilsen m.fl. (2005). Dette vil i så fall være et brudd på de samme to forutsetningene for metoden som nevnt i diskusjonen av Figur 6-2, nemlig 1) at SSD er utviklet for enkeltkomponenter hvor man har testet mange ulike arter med det samme stoffet i ren form, mens olje er en typevariabel blanding av komponenter og 2) det er benyttet akutte toksisitetsdata (50 % effekt) istedenfor kroniske null effekt data.

Dersom man likevel velger å benytte disse dataene for å beregne en PNEC for akutt eksponering kan man ta utgangspunkt i 5 % persentilen i datasettet for å beregne et null-effektsnivå for denne arten. 5 % persentilen i Figur 6-3 er 2,8 mg olje/L (2800 ppb), og dersom følsomhetsfordelingen til arter i økosystemet tilsvarende fordelingen av data i Figur 6-3 vil denne konsentrasjonen medføre at 5 % av artene vil oppleve bestandsreduksjoner på minimum 50 % i det aktuelle området. Dersom man velger å bruke en faktor 10 for å ekstrapolere fra et 50 % effektnivå til et nulleffektnivå får man en grenseverdi for akutt giftighet på 0,28 mg olje/L (**280 ppb**) som med utgangspunkt i forutsetningene antas å beskytte 95 % av artene i økosystemet, mens de resterende 5 % av artene vil kunne påvirkes.



Figur 6-3 Rangert fordeling av giftighetstester for utvalgte oljeforbindelser (råolje, bensin, kerosin og diesel) fra CONCAWE (2001), inndelt etter hvilken organismegruppe det gjelder.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 6-2 Oversikt over resultater fra toksisitetstester på vannlevende organismer gjennomført på forskjellige oljetyper. Data er hentet fra CONCAWE (2001).

Art	Metode	Parameter	Resultat, mg/l
Råolje			
Fisk (diverse)	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	3 700-80 000 (6 tester)
Laks	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	258, 291 (to tester)
Marint krepsdyr (<i>Crangon crangon</i>)	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	27-119 (19 studier)
Marint krepsdyr (<i>Mysidopsis bahia</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	618
Ferskvannskrepsdyr (<i>Daphnia magna</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	36, 42 (to tester)
Ferskvannskrepsdyr (<i>Holmesimysis costata</i>)	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	39,5
Ferskvannskrepsdyr (<i>Daphnia magna</i>)	WAF	LL ₅₀ , 48 timer	36, 42 (to tester)
Evertebrat	OWD	TLm, 96 timer	200-6000
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	37,5; 63
Bensin			
Fisk, Ørret	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	10 – 18 (6 studier)
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	8,3
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	27
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	4,5 – 32 (8 studier)
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	2,0
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 96 timer	13,8
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	5,9
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,1 – 30000 (11 studier)
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	82, 119
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 48 timer	91
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 24 timer	47, 58
Evertebrat	OWD	EL ₅₀ , 96 timer	201
Kerosin			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	18-25 (4 studier)
Evertebrat	WAF	EL ₅₀ , 48 timer	1,4 – 21 (3 studier)
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	3,7 – 8,3 (3 studier)
Evertebrat	WAF (Sjøvann)	EL ₅₀ , 96 timer	1
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	7,3
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	45
Diesel og lignende			
Fisk	WAF	LL ₅₀ , 96 timer	21-230 (4 studier)
Fisk	OWD	LL ₅₀ , 96 timer	31, 54 (2 studier)
Fisk	OWD	TLm, 96 timer	33 – 125 (3 studier)
Evertebrat	WAF	TLm, 48 timer	6,2 – 210 (12 studier)
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	1,6
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	3,4
Evertebrat	OWD	TLm, 48 timer	9,4
Alge	WAF	IL ₅₀ , 72 timer	>10 – 78 (4 studier)

6.5.5 Konklusjoner – giftighet av olje

Effekten av olje på organismer i vannfasen (fisk og plankton) er avhengig av oljetype, nedblandingsgrad og kinetikk for utløsning av oljekomponenter til vannfasen, samt varighet av eksponeringen. Egg og larver av fisk kan være svært sårbare for oljeforurensning i vannmassene, mens yngel (større enn omlag 2 cm) og voksen fisk i mindre grad antas å påvirkes. Dette er i tråd med feltobservasjoner som har vist liten dødelighet av voksen fisk etter virkelige oljeutslipp. Det er imidlertid vanskelig å kvantitativt vurdere konsekvensen av langtidseffekter som til eksempel effekter på organogenesen, vekst, og reproduksjon på bestandstallene.

Det har vist seg vanskelig å komme opp med en god grenseverdi for effekter av olje. En solid vitenskapelig basis gir grunnlag for vurdering av giftighet av olje basert på den samlede effekten av komponenter løst i vannfasen, men siden eksponeringsdata ikke har en tilsvarende detaljgrad er metoden vanskelig å benytte i en prediktiv risikovurdering, som i dette dokumentet.

Blant tidligere definerte grenseverdier for effekter av olje er en verdi på 58 ppb som ble etablert under utvikling av modellen EIF_{akutt}. Denne verdien anses å være meget konservativ, og særlig gjelder dette når den holdes opp mot de totalkonsentrasjoner av olje som man har på eksponeringssiden. En dose-respons funksjon med startpunkt på 100-280 ppb for å gi effekter synes relevant basert på tilgjengelige data. En faktor 10 vil kunne benyttes for å antyde nivået som kan gi 100 % dødelighet for totalkonsentrasjoner av olje.

7 KONSEKVENSVURDERING FOR BESTANDSTAP

Med unntak av spesielle situasjoner, er det stort sett i egg-, larve- og yngelstadiet at fisk er sårbar for oljesøl. Denne dødeligheten har ikke økonomisk betydning før den påvirkede årsklassen kommer opp i fiskbar størrelse. For å "oversette" en gitt oljeindusert dødelighet på egg-, larve- eller juvenilstadiet til tap av fiskbare/gytende fisk, trengs det populasjonsmodeller. Dette kapitlet omtaler først kort generelle aspekter ved populasjonsmodeller generelt og fiskebestandsmodeller spesielt (kap. 7.1). Deretter kommer to deler som omhandler de tre bestandene spesifikt, først en generell beskrivelse av de første livsstadiene (kap. 7.2) og deretter hvilke faktorer som fører til variasjon i naturlig dødelighet både innen og mellom årsklasser (kap. 7.3). Kap. 7.4 omhandler tre populasjonsmodeller som kan brukes for å predikere populasjonseffekter av oljeindusert dødelighet. Til sist kommer det et kapittel om sentrale elementer som bør ivaretas i en operativ modell (kap. 7.5) og en konklusjon (kap. 7.6). Norsk-arktisk torsk er vektlagt noe mer enn de to andre artene, både fordi denne bestanden har høyere økonomisk verdi og fordi det finnes mer kunnskap om denne arten.

7.1 Populasjonsmodeller og fiskebestandsmodeller

Målet med populasjonsmodeller er å oversette et gitt forurensningsrelatert tap av egg/larver/yngel til en statistisk fordeling av hvor mye og hvor langvarig reduksjon man har av fiskbar eller gytemoden fisk. Tapet kan være enten en gitt prosentandel tap av et stadium (egg, larver eller yngel) uten å spesifisere tid eller sted, eller man kan også ha gitt at tapet har skjedd på et mer spesifikt tid/sted, dvs. at en mer spesifikk del av populasjonen er rammet (eksempelvis de mer kystnære og nordlige larvene). Analysen gjøres typisk ved at man sammenligner to sett med modellkjøringer som er like bortsett fra at det i det ene settet har man en ekstra (oljerelatert) dødelighet på et tidlig stadium i ett år. Med andre ord, andre faktorer som påvirker fiskebestanden, f.eks. dødelighet grunnet fiske, er den samme i de to tidsseriene. Faktorer som vi ikke kjenner kvantitativt, men som vi vet har en stor innvirkning på fiskebestanden (spesielt effekt av mattilgang og predasjon på tidlige livsstadier) blir innkorporert i simuleringene ved å legge til stokastisk støy. Man bruker den samme støyen for hvert par av simuleringer med/uten oljeperturbasjon. Man får derfor ikke en gitt reduksjon av bestanden grunnet oljeperturbasjonen, men en fordeling rundt en gjennomsnittlig reduksjon. Sentralt i disse modellene er hvordan man modellerer naturlig dødelighet. Med naturlig dødelighet mener vi all dødelighet som ikke skyldes forurensing eller fiske, fra eggstadiet og fram til fisken er voksen (dvs. gytemoden). Innledningsvis gis derfor en oppsummering av naturlige dødelighetsfaktorer.

De fleste eksisterende, "operative" modeller for fiskebestander er utviklet i forvaltningsøyemed, typisk med mål om å estimere populasjonsstørrelse (slik at en kan estimere fiskedødeligheten F) og for å predikere populasjonsutviklingen på kort sikt (1-3 år) med ett gitt uttak av fisk. For så kortsiktige prediksjoner trenger man ikke å predikere rekrutteringssuksessen for langsamt voksende fiskebestander som NA-torsk. For prediksjoner som ivaretar de mer langsiktige effektene av f.eks. fiske eller oljesøl må en ha en modell som dekker hele livssyklusen. Dette gjelder selv om populasjonseffekten av akutt dødelighet i oljeuhell typisk er liten i forhold til variasjonen i rekruttering (som vi ikke kan kontrollere) og effekten av fiske (ettersom vi ikke tar i betraktning skadereduserende tiltak her).

En gitt modell må parametriseres med data. Noen modeller baserer seg på estimerer fra Virtual Population Analysis, VPA (eller lignende metoder som Extended Survival Analysis, XSA). VPA er i seg selv en modell, der en bruker fiskeridata fra kommersiell fangst. Dersom en kjenner antall fiskede fisk og deres alder og antar en gitt naturlig dødelighet, kan en rekonstruere kohortens størrelse bakover i tid. Vanligvis antas det at den naturlige dødeligheten M er konstant ($M = 0.2$ hos NA-torsk, $M = 0.15$ hos NVG-sild). Modeller som bygger på VPA-data må derfor anta den samme konstante naturlige dødelighet. For NA-torsk siden 1983 har man brukt mageprøvedata fra torsk til å estimere omfanget av kannibalisme, som deretter legges til naturlig dødelighet, slik at en får $M > 0.2$ for ung torsk. Andre modeller kan basere seg helt eller delvis på toktdata, noe som frigjør en fra antagelser som f.eks. konstant naturlig dødelighet. En nyere klasse modeller er state-space modeller som "statistical catch at age analysis" (CAGEAN). CAGEAN baserer seg både på toktdata og på data fra kommersiell fangst og bruker dermed tilgjengelig informasjon best mulig. Her antar man at data fra både tokt og kommersielt fiske er realiseringer fra en observasjonsmodell av de reelle verdiene, mens de reelle verdiene for populasjonens størrelse er realiseringen av en populasjonsmodell. I motsetning til tradisjonell VPA antar man altså ikke at man kjenner den kommersielle fangsten eksakt. Slike modeller er oftest blitt brukt for å estimere historiske verdier for bestandsstørrelse og fiskedødelighet, eksempelvis Fleksibest (Frøysa m.fl. 2002).

Populasjonsmodeller varierer enormt i kompleksitet, fra ekstremt enkle modeller med to parametre (eksempelvis Schaefer-modellen for fiskeri) til komplekse modeller strukturert på både alder og lengde og med 100-200 parametre. En "realistisk" modell som søker å håndtere alle kjente prosesser blir som regel for komplisert i forhold til datagrunnlaget en har for å parametrisere modellen. Videre kan slike modeller ganske være vanskelige å forstå analytisk sett. Hvor kompleks en skal lage en modell, handler derfor om et kompromiss mellom enkelhet og naturtrohet. Statistisk sett er det to kilder til predikeringsfeil, bias (forventningsskjevhet) og parameterusikkerhet. Ettersom m modeller øker i kompleksitet, synker bias mens parameterusikkerheten vokser. Modellseleksjonsverktøy som AIC (Akaike's Information Criterion) søker å finne modellkompleksiteten som minimerer summen av bias og parameterusikkerhet.

Et annet skille mellom modeller går mellom fenomenologiske tidsseriemodeller og mekanistiske modeller. Fenomenologiske tidsseriemodeller beskriver et observert mønster (i f.eks. populasjonsvariasjoner) uten å forsøke å beskrive de grunnleggende mekanismene bak mønsteret. Mekanistiske modeller baserer seg på en biologisk modell med biologisk tolkbare parametre, og søker å gjenskape prosessene bak et observert mønster. Av modellene som beskrives mot slutten kan Ugland-modellen sies å være ekstremt fenomenologisk, og HIs framskrivningsmodeller sies å være relativt mekanistiske.

7.2 Beskrivelse av fiskens første livsstadier og mekanismer som fører til naturlig dødelighet

7.2.1 Norsk-arktisk torsk (NA-torsk)

Torsken gyter pelagisk (i de frie vannmasser), og de enkelte torskestammer har evolvert adferdsmønstre der tidspunkt og sted for gyting er slik at eggene og larvene har gode overlevelsesmuligheter. For mange torskestammer, bl.a. Norsk-arktisk torsk (skrei), innebærer det en motstrøms vandring til gytelokaliteten, slik at egg og larver driver tilbake til områder med god mattilgang. Hos NA-torsk er dette fra fødeområdene i Barentshavet til gyteområdene langs norskekysten (se Figur 5-3). I Lofoten-området foregår gytingen i starten av mars, er maksimal i løpet av første uke av april og avtar i begynnelsen av mai (Ellertsen 1989, Suthers og Sundby 1993). Gytingen er omtrent to uker forsinket i Finnmark sammenlignet med Lofoten. Gyteområdene strekker seg fra Møre-distriktet i sør til Sørøya i vest-Finnmark. Det hevdes at gyting har vært observert så langt sør som Lindesnes. De mest intensivt brukte gyteområdene er i Lofoten-området, spesielt Vestfjorden, Røst, Røstbanken og Vesterålen. Trolig har fiskene en tendens til å vende tilbake til samme gyteområde over flere år, noe som er påvist for torsk i Skottland (Wright m.fl. 2006). Mekanismen bak dette må være "imprinting" i larvestadiet og muligens også genetisk programmering. Det har imidlertid blitt påvist at i kalde perioder (1950-1980) foregår en større del av gytingen lenger sør (Møre-Vikna), mens i varme perioder (1920-1940, siden 1980) er det mer gyting på Finnmarkskysten (se Figur 5-4). Lofoten området har stabilt mye gyting, men de siste årene har det vært mye mer gyting på Røstbanken enn på de tradisjonelle gyteplassene i Vestfjorden. I 2007 ble det nesten utelukkende funnet kysttorsk i Vestfjorden. Hannfiskene står på gytegrunnene relativt konstant, mens hunnfisken foretar lokale vandringar til og fra gytegrunnene mellom hver gyting, m.a.o. med 2-4 dagers mellomrom. Gytingen foregår på 50-200 meters dyp i overgangen mellom atlanterhavsvann og kystvann.

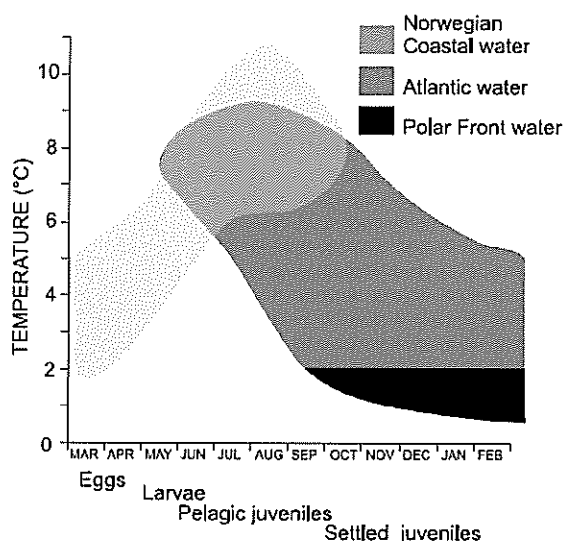
Torsken er en porsjonsgyter ("batch spawner") og norsk-arktisk torsk kan gyte 20 ganger eller mer med ca. 2-4 dagers mellomrom (Solemdal m.fl. 2003; Kjesbu & Witthames 2007). Lengden på gyteperioden og antall egg øker kraftig med størrelsen på hunnfisken. Gjennom sesongen gyter en 90 cm lang hunnfisk i gjennomsnitt 7-9 ganger flere egg enn en 50 cm fisk. Mengden mat (spesielt lodde) tilgjengelig i Barentshavet er også viktig; for fisk av samme størrelse var mengden egg 44 % lavere i 1987 (100 000 tonn lodde) sammenlignet med 1991 (7 millioner tonn lodde). Hvorvidt stor fisk starter gytingen tidligere synes ikke være klart. Kjesbu (1994) fant ikke noen signifikant sammenheng mellom hunnfiskens lengde og starten på gytesesongen, mens Solemdal m.fl. (2003) hevder at små fisk gyter senere enn store. De fysiologiske prosessene for å starte eggproduksjon er i stor grad kontrollert av fotoperiode (døgnlengde), noe som derfor også vil påvirke tidspunkt for start på gyting. Gytingen foregår nå med et tyngdepunkt i starten av april. Dette er ca. to uker senere enn i 1930-årene, en tidsforskyving som ikke er korrelert med temperaturtrenden (Kjesbu og Witthames 2007).

De befruktede eggene stiger opp til overflaten og klekkes etter ca. 15 døgn (temperaturavhengig). Den naturlige eggdødeligheten har i labforsøk vært 37-55 %, mens i feltstudier har eggdødeligheten blitt funnet til å være 20-50 %. Eggdødeligheten skyldes abnorm utvikling av fosteret.

TEKNISK RAPPORT

Når torskelarvene klekker fra egget, har de en plommesekk som fungerer som "matpakke" den første tiden. Det er stor dødelighet av larvene rett etter klekking, ved at plommesekken sprekker. Når plommesekken er brukt opp (typisk etter ca. 7-14 dager) må larven selv skaffe næring, dvs. plankton av en bestemt størrelse. Langs norskekysten er dette først og fremst nauplier (yngel) av raudåte (*Calanus finmarchicus*). Ettersom larvene er planktoniske, dvs. de driver passivt med strømmen og har minimal evne til å bevege seg, er de avhengige av at raudåteyngel er tilstede til rett tid og sted. Larvene holder seg i mellom 0 og 200 m dyp, med tyngdepunktet i 10-20 meters dybde. Strømmen bringer larvene, som etter hvert går gjennom en metamorfose (ved ca 12 mm lengde) inn i Barentshavet. Bevegelsen er imidlertid ikke jevn, men mer rykkvis, da larvene/yngelen fanges i retensjonsområder over banker, spesielt Tromsøflaket.

Hos NA-torsk fant van der Meeren og Jørstad (2001) en overlevelse på 30-40 % i løpet av de første 36 døgn ved lysforhold som svarer til 69° N (midnattssol) og med mat nok til å dekke larvenes fødebehov. Larvedødelighet hos torsk i eksperimentelle studier oppstår spesielt i tre perioder: ved første dag i eksperimentet grunnet håndtering, når plommesekken er brukt opp grunnet problemer med å etablere eksternt fødeinntak, og ved lengde 6-10 mm grunnet problemer med å blåse opp svømmeblæren.



Figur 7-1 Drift: Egg og larver driver i starten i kyststrømmen, blandes etter hvert inn i NCC. Banker, spesielt Tromsøflaket, er retensjonsområder som akkumulerer larver. Etter Sundby (1990)

7.2.2 Norsk vårgytende sild (NVG-sild)

NVG-silda blir kjønnsmoden i 3-5-års-alderen; alderen avhenger noe av mengden sild (lite sild, mindre konkurranse og høy somatisk vekst). Den gyter i virvler over bankeområder langs norskekysten (Sætre 1999). På 1980-tallet gyttet 90 % av gytestammen i et begrenset område på Mørkekysten mellom 62° og 63°30' N (Røttingen 1992, sitert i Fossum 1996). Senere har det vært mer gytere også i områder lenger nord (Trøndelag og Nordland, se Figur 5-1). Den eldste og største silda, som også har det største gytepotensialet, har en tendens til å vandre lenger sør og til gytefeltene lengts fra kysten. Dette kan skyldes at større fisk er bedre i stand til å migrere langt sør fra overvintringsfeltene i Lofoten-Vesterålen-området. Sild som er førstegangsgytere gyter også senere i sesongen. Gytingen skjer på 50-100 meters dyp; eggene fester seg til bunnen og

TEKNISK RAPPORT

utvikles der i ca. 3 uker før de klekkes. Gyteområdene er banker som virker som retensjonsområder, slik at larvene ofte beveger seg lite de første to-tre ukene. Disse områdene har også svakere vertikalsjiktning enn omkringliggende områder og det er derfor god tilgang på føde for larvene, som begynner å spise raudåtenauplier fra fem dagers alder. Larvene driver nordover med kyststrømmen, i likhet med torskelarver. Veksthastighet og dødelighet varierer mye fra år til år, noe som er av meget stor betydning for sjøfugl, spesielt lundefugl.

Hekkesuksessen til lundefugl på Røst har vist seg å være meget nært knyttet til sildelarvenes tetthet og størrelse når de passerer Røst, og er en god indikator på den kommende styrken til sildeårsklassen. Sildelarvene driver inn i Barentshavet, der de blir værende i alle fall de neste to somrene (dvs. som ett- og toåringer). Idet silda når en viss størrelse vandrer den til Norskehavet og slår seg sammen med hovedmengden av sild. Dette skjer typisk ved alder tre år, men av og til senere.

7.2.3 Barentshavslodde

Lodda gyter som 3-6-åring; kjønnsmodning avhenger av kroppslengde. Lodde som er mer enn 14 cm lang i månedsskiftet september-oktober (m.a.o. under hovedtoktet som måler loddemengde) antas å bli kjønnsmoden følgende vinter og å gyte neste vår. Den kjønnsmodnende lodda vandrer fra overvintringsområdet i det sentrale Barentshavet og sørover til kysten av Norge/Kola. Forløpet til gytevandringen varierer mye fra år til år; noen år foregår det meste av gytingen i Nord-Troms og Vest-Finnmark, andre ganger i Øst-Finnmark og på Murmanskysten. Årsaken til den geografiske variasjonen i gyting er ikke klart, bl.a. kan de bare delvis forklares med variasjoner i klima. Gytingen foregår i hovedsak i mars-april. Eggene graves ned i grusen og ligger der til klekking. Juni måned antas å være en kritisk periode, da larvene er i drift i relativt kystnære områder og er utsatt for predasjon fra sild. I motsetning til NA-torsk og NVG-sild, er loddas gyting ikke tilpasset til raudåtas gytetid og -sted, og loddelarvene ikke sterkt avhengig av tilgang på de yngre stadiene av raudåte (Fossheim et al. 2005, 2006). Isteden lever loddelarvene av ulike små, kysttilknyttede zooplankton (bl.a. muslinglarver). Lodda ser ut til å gyte i områder som gjør at larvene ender opp i antisykloniske virvler som har lav tetthet av zooplankton, men som bringer larvene fra kysten og ut i oseaniske områder. Dette kan være en viktig transportmekanisme for loddelarvene, og variasjon i dannelsen av antisykloniske virvler kan være en årsak til rekrutteringsvariasjon hos lodde (Fossheim m.fl. 2005).

7.3 Faktorer som fører til variasjon i naturlig dødelighet og lengdevekst

7.3.1 Rekruttering hos NA-torsk og NVG-sild

Hos alle tre bestander finner man stor variasjon i årsklassestyrke. For eksempel, hos torsk på treårsstadiet består de beste årsklassene av ca. 20 ganger flere fisk enn de dårligste årsklassene. På 0-gruppestadiet er forskjellen ennå større (Dingsør 2005). Det er en positiv sammenheng mellom årsklassestyrkene hos de tre bestandene NA-torsk, NA-hyse og NVG-sild (Ottersen & Loeng 2000). Disse tre bestandene har alle en tendens til å ha høy årsklassestyrke når gyteåret har høy havtemperatur. For torsk fant Ellertsen m.fl. (1989) en "trekantformet" sammenheng mellom årsklassestyrke (fra 1946) og havtemperatur: når havet var kaldt i gyteperioden fikk man alltid en liten årsklasse, men hvis havet var varmt kunne man få både små og store årsklasser. Hjermann m.fl. (2004b) fant en lineær (ikke triangulær) effekt av temperatur på

TEKNISK RAPPORT

torskerekruttering for perioden 1981- når man tok gytebiomasse med i betraktning. Ottersen m.fl. (2006) fant at det var ingen signifikant sammenheng mellom temperatur og torskens årsklassestyrke på 1950-tallet, men at temperatur har hatt en jevnt økende effekt på årsklassestyrken fram til våre dager, noe de mener kan forklares av en stadig større andel unge og små fisk i gytebestanden (se under). Mens mange forskere har kommet fram til at årsklassestyrken primært bestemmes av larvedødeligheten i en "kritisk fase" (f.eks. Helle et al. 2000), pekte Marshall et al. (1999) på at tilgjengelige fysiologiske ressurser hos hunnfisken (fettlager i lever) for eggproduksjon som en mulig begrensende faktor for rekrutteringen. Det siste understøttes av russiske data på eggmengde (1959-1993) som viser en relativt sterk korrelasjon ($R^2 = \text{ca. } 0.4$) mellom eggmengde og årsklassestyrke tre år etter (Mukhina m.fl. 2003).

Det er flere (ikke gjensidig utelukkende) teorier for å forklare sammenhengen mellom temperatur og rekrutteringssuksess:

Korrelasjonen mellom god rekruttering (hos NA-torsk og NVG-sild) og havtemperatur kan skyldes flere forhold:

- (1) Tidspunktet for gyting er relativt stabilt fra år til år, ettersom den for en stor del er kontrollert av døgnlengde, mens produksjonen av raudåtenauplier er ca. 6 uker senere i et svært kaldt år i forhold til et svært varmt år (Solemdal m.fl. 2003). Høyere temperatur gir bedre tidsmessig "match" mellom produksjon av raudåtenauplier og fiskelarvenes behov for ekstern føde (når plommesekken er brukt opp). Særlig gjelder dette fiskelarver fra tidlig gytte egg (Solemdal m.fl. 2003).
- (2) Høyere temperatur gir raskere vekst hos fiskelarven, som gjør at den raskere reduserer antall predatorer som er store nok til å spise den ("bigger-is-better hypotesen"), raskere øker sin aksjonsradius (og dermed sin evne til å fange mat), og raskere øker sin evne til vertikale døgnvandring (som gjør at den kan bedre kan kombinere høyt fødeinntak og predatorunngåelse)
- (3) Høyere temperatur er korrelert med mengden av tilgjengelig føde i kyststrømmen og i Barentshavet (Sundby 2000)
- (4) Høyere temperatur er korrelert med gunstige strømforhold som bringer larvene hurtig inn i Barentshavet og til steder der det er gunstig å bunnslå seg i september (dvs. gunstige habitater å tilbringe den første vinteren, og/eller områder med lav kannibalisme)

Det er verdt å merke seg at god rekruttering samvarierer med *lav* havtemperatur i Nordsjøen, noe som kan forklares av f.eks. hypotese 3 (men ikke f.eks. hypotese 2).

Et annet forhold er at larvenes tilgang til og predasjonsrate på raudåtenauplier varierer med turbulensen i vannet. Gitt en viss konsentrasjon av raudåtenauplier, er predasjonsraten høyest ved midlere turbulens. Ved lav turbulens vil raudåtenauplier komme innenfor fiskelarvens aksjonsradius sjeldnere, mens ved høyere turbulens vil vannet bli så urolig at det være vanskelig å fange raudåtenauplier som er innenfor rekkevidde.

TEKNISK RAPPORT

Skreslet m.fl. (2005) fant at årsklassestyrken til NA-torsk samvarierer positivt med intensitet på UV-stråling, noe som tyder på en indirekte positiv effekt av UV-stråling på overlevelsen til egg og larver, f.eks. ved å begrense skadelige mikrober.

7.3.2 Norsk-arktisk torsk (NA-torsk)

Tabell 7-1 angir viktige årsaker til variasjon i mortalitet på ulike stadier av NA-torsk. Det er skrevet svært mye om rekrutteringsmekanismene til torsk, og det må presiseres at viktigheten av ulike faktorer selvsagt kan diskuteres og at referansene som nevnes kun er et fåtall av mulige referanser man kunne nevnt.

Tabell 7-1 Norsk-arktisk torsk. Oversikt over viktige årsaker til variasjon i mortalitet.

	Egg	Larve 1	Larve 2	Yngel	0-1 år	1-3 år	3-6 år	Gyting
Direkte effekt av temperatur/klima	+	+	+	±?		+	+	+
Mattilgang (mellomårs-var.			++	+	±?		+	++
Romlig variasjon (mat, habitat)		±?	++?	±?	++	±?		
Temporal var. innen sesong	+		++	±?				
Maternale effekter	+	+	+	?	?	?	?	++
Tetthetsavhengig dødelighet	?	?	?	?	+	+	+	
Predasjons-dødelighet	+	±?	±?	++	++	++		
Fiske							+	++

Forklaring til kolonnene: Egg = eggstadiet fra gyting til klekking; Larve 1 = plommesekestadiet; Larve 2 = larvestadiet fra eksternt føde blir dominerende; Yngel = det pelagiske yngelstadiet fra metamorfose (12 mm lengde) til 0-gruppetoktet i august/september; 0-1 år: fra 0-gruppetoktet til bunnfisktoktet i januar-mars; 1-3 år: Fra bunnfisktokt alder 1 til bunnfisktokt alder 3 år; 3-6 år: Fra alder 3 til gytemoden alder (typisk alder 6-7); Gyting: Inkluderer både alder ved gytemodning, dødelighet, og eggproduksjon per hunn

Eggstadiet: tid til klekking avhenger av temperatur; gitt en konstant dødelighet per dag (f.eks. 10 %,) vil lave temperatur gi høyere dødelighet fram til klekking. På den annen side fant Pepin m.fl. 1997 fant maksimum eggoverlevelse ved 4-6° C og lavere overlevelse ved lavere og høyere temperaturer. Eggene er størst når ca. 30-50 % av eggene til hunnen er gytt, og mindre i starten og slutten av hunnens gyteperiode (Kjesbu 1991, Marteinsdottir 1998). Maternale effekter er betydelige: Førsteårsgytere gir lavere eggproduksjon, fertiliseringsrate og klekkerate (Trippel 1998). Fisk med høy kondisjon har større egg (Marteinsdottir 1998). I feltundersøkelser 2000-2001 fant man en eggdødelighet på 20-30 % i Vestfjorden, som har relativt få førstegangsgytere (ca. 50 %) og en dødelighet på 30-50% i Vesterålen, som har flere førstegangsgytere (70-80 %) (Solemdal m.fl. 2003). Eggproduksjon er også sterkt korrelert med leverindeks, som igjen er korrelert med matsituasjonen i Barentshavet (Marshall 1999). I labforsøk er det vist at mangel på (n-3) flerumettede fettsyrer hos foreldrefisk også gir lavere eggproduksjon, fertiliseringsrate og

TEKNISK RAPPORT

klekkerate (Rainuzzo 1997). Overlevelsen gjennom eggstadiet ble estimert til 10 % av Fossum (1988).

Larve1 (plommesekkstadiet): tid til plommesekken er brukt opp vil avhenge av temperatur. Gitt en konstant dødelighet per dag vil lavere temperatur gi høyere dødelighet.

Larve2 (ekstern føde-stadiet): Larvenes tilgang til og predasjonsrate på raudåtenauplier varierer med turbulensen i vannet. Gitt en viss konsentrasjon av raudåtenauplier, er predasjonsraten høyest ved midlere turbulens (Sundby og Fossum 1990). Sundby (1989) foreslo at korrelasjonen mellom temperatur og årsklassestyrke for en stor del skyldes bedre mattilgang, ved høy temperatur indikerer strømforhold som gjør at raudåte advekteres mot Norskekysten og Barentshavet. Høy temperatur er generelt assosiert med større mengder av zooplankton (grunnet influx fra Norskehavet; Sundby 1989) og tidligere topp i mengden zooplankton (Ellertsen m.fl. 1989, Solemdal m.fl. 2003). Det er trolig stor effekt av romlig variasjon: Stor variasjon i tetthet av både fiskelarver og raudåtenauplier selv over korte avstander (se eget kapittel under). Vekstrate ved dag 15 avhenger av morfiskens lengde og leverindeks (Marteinsdottir 1998). Sundby m. fl. (1989) fant at dødeligheten gjennom larvestadiet (fra klekking til "early juveniles", 2-3 måneder etter klekking) varierte med en faktor på ca. 70 (instant M varierte fra 25-51), og at den var inverst tetthetsavhengig (høyere overlevelse i år med større eggmengder).

Yngel: Effekt av mattilgang som for larver, se over (Sundby 1989). Predasjon av yngel i eller vest for kontinentalskråningen kan ha meget stor effekt. I 2001 var det svært lite torsk- og sildeyngel i Barentshavet på høsten. En del av årsaken var trolig nedbeiting ved terskelen til Barentshavet (Fossum m.fl. 2002). Denne sommeren var det lav innstrømning til Barentshavet og torsk- og slideyngelen ble stående i området rundt og vest for Tromsøflaket. Her var det på det tidspunkt mye kolmule som trolig utøvde et høyt predasjonstrykk. Den delen av yngelen som ble ført langs sokkelkanten mot Svalbard ble utsatt for predasjon fra sild, vågehval og finnhval. En medvirkende årsak til den høye dødeligheten i 2001 var trolig også matmangel, dvs. mangel på raudåte (Fossum m.fl. 2002). Sundby m. fl. (1989) estimerte dødeligheten på dette stadiet (fra "early juveniles") til å være 5-13, og at dødeligheten var tetthetsavhengig (høyere for høyere tettheter).

0-1 år: Stor romlig variasjon i overlevelse i år med mye predatorer (Ciannelli m.fl. 2007). Se eget kapittel under.

1-3 år: Betydelig dødelighet pga. kannibalisme i år med mye stor torsk og lite lodde (Hjermann m.fl. 2007). Noe raskere lengdevekst i varme år.

3-6 år: Lavere lengdevekst i år med lite lodde. Noe raskere lengdevekst i varme år (Hjermann 2004b)

Gyting: Eggproduksjon relatert til loddemengde (Marshall 1999). Eggproduksjon høyere hos eldre hunner (maternal effekt).

7.3.3 Norsk vårgytende sild (NVG-sild)

NVG-sild har enda større variasjoner i årsklassestyrke enn NA-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisket i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen. Gode

TEKNISK RAPPORT

sildeårsklasser har en tendens til å sammenfalle med gode årsklasser for torsk og hyse, noe som indikerer sterk klimapåvirkning (Ottersen & Loeng 2000).

Tabell 7-2 Norsk vårgytende sild. Oversikt over viktige årsaker til variasjon i mortalitet.

	Egg	Larve 1	Larve 2	Yngel	0-1 år	1-2 år	3-4 år	Gyting
Direkte effekt av temperatur	?	+	+					+
Mattilgang (mellomårs-var.)			+++			?		++
Romlig variasjon (mat, habitat)	?	++?	++	++				
Temporal var. innen sesong			?					
Maternale effekter	?	?	?					
Tetthetsavhengig dødelighet	+	+	+					
Predasjons-dødelighet				++	+	++	?	
Fiske							+	++

Egg: Lite kjent om eggoverlevelse i felt

Larve1 (plommesekestadiet): Gytegrunnene er bankeområder der det er redusert stratifisering; potensielt store forskjeller mellom gyteområder. Utviklingstid avhenger av temperatur. Eldre og større sild gyter lengre sør og lengre fra kysten enn yngre fisk, noe som tyder på bedre oppvekstvilkår i disse områdene (muligens pga. høyere temperatur).

Larve2: Den viktigste perioden for å bestemme årsklassestyrken er etter at larvene har begynt å ta til seg ekstern føde og før de har passert Røst (68° N; Sætre m.fl. 2002). Larveoverlevelse er positivt korrelert med mengde fødeorganismer i området der larvene begynner å ta til seg ekstern føde (Moksness & Fossum 1992, Fossum & Moksness 1993).

Yngel: Gode årsklasser later til å være karakterisert av lav dødelighet også etter at Røst er passert, f.eks. lite predasjonstap til kolmule og sild i Nord-Norge og havstrømmer som bringer yngelen inn i Barentshavet (Sætre m.fl. 2002). Mengde 0-gruppetorsk har en negativ effekt på mengde 0-gruppesild (Dingsør m.fl. 2007).

0-1 år: 1984 og 1985-årsklassene ble sterkt redusert fra 0-gruppestadiet til 3-årsstadiet, trolig på grunn av stor predasjon fra den store 1983-årsklassen av torsk (Sætre m.fl. 2002).

1-2 år: 1984 og 1985-årsklassene ble sterkt redusert fra 0-gruppestadiet til 3-årsstadiet, trolig på grunn av stor predasjon fra den store 1983-årsklassen av torsk (Sætre m.fl. 2002).

3-4 år: Silda kommer inn i fisket.

Gyting: Betydelig fiske. Temperatur og mattilgang påvirker kondisjon og dermed produksjon av egg.

TEKNISK RAPPORT

7.3.4 Barentshavslodde

Det er skrevet relativt lite om rekrutteringen til lodde, og det meste av det som er skrevet fokuserer på effekten av ungsildas predasjon på lodde.

Tabell 7-3 Lodde. Oversikt over viktige årsaker til variasjon i mortalitet.

	Egg	Larve	Yngel	0-1 år	1-4 år	Gyting
Direkte effekt av temperatur/klima		+	+	+	+	
Mattilgang (mellomårs-var.)		+			+	
Romlig variasjon (mat, habitat)	?	+				
Temporal var. innen sesong		?				
Maternale effekter	?	?				
Tetthetsavhengig dødelighet				+	+	++
Predasjons-dødelighet	?	+++			++	++
Fiske						+

Egg: Lite kjent om eggoverlevelse i felt

Larve: Predasjon fra sild antas å være en helt dominerende årsak til nærmest totalt manglende rekruttering i enkelte år (Hamre 1994, Gjøsæter 1998, Hjermann m.fl. 2004b). I år da det ikke er høy predasjon, kan variasjon i mattilgang og vellykket transport ut fra kysten være av noe betydning (Fossheim m.fl 2005, 2006).

Yngel: Lite kjent om denne fasen.

0-1 år: Tetthetsavhengig dødelighet påvist.

1-4 år (fra 1 år til gytemoden alder): Mattilgang indirekte viktig for overlevelse, ved at lav mattilgang gir langsommere vekst, gytemodning ved høyere alder og dermed trolig lavere overlevelse fram til gytemodning.

Gyting: Betydelig predasjon under gytevandring, avhengig av mengde NA-torsk (spesielt 3-6-årig torsk). Noe fiske under gytemigrasjon (i de år hvor det er åpent for fiske). Tetthetsavhengig sammenheng mellom antall gytere og antall 0-åringer.

7.4 Tre alternative eksisterende modeller**7.4.1 Ugland-modellen**

Ugland-modellen (satt opp av Karl Inne Ugland, UiO) ble brukt for framskriving av populasjonseffekter i delrapporten ULB 7-c (utslipp i vannsøylen). Modellen skiller seg ganske kraftig fra de to andre modellene ved å være ganske sterkt forenklet, bl.a. ved å anta at rekrutteringen hvert år er et tilfeldig tall fra en gitt fordeling (basert på observert fordeling av rekrutteringsstyrker).

F.eks. for sild er modellen som følger:

TEKNISK RAPPORT

Rekruttering (ved alder 3) er gitt ved et tilfeldig tall trukket ut fra den observerte fordelingen av rekrutteringsstyrker:

$N_{3,t}$ = en av verdiene (5, 50, 100, 250, 500, 750, 1000) med en gitt sannsynlighet (se Figur 7-2; eksempelvis er sannsynligheten 4% for en rekruttering på 1000) for år t . Antall fisk ved alder x , år t , er gitt fra rekrutteringen:

$$N_{x,t} = L_x * N_{3,t-(x-3)}$$

der L_x betegner andel fisk som overlever fra alder 3 til alder x . Antall 4-årig fisk er f.eks. likt antall 3 åringer året før ganget med overlevelsen $L_4=0.64$:

$$N_{4,t} = L_4 * N_{3,t-1}$$

L_x -verdiene er konstante og gitt ut fra gjennomsnittlig andel av fisk i aldersgruppen som tas i fiske (m_x) samt en antatt konstant fraksjon naturlig dødelighet ($q_x=0.15$ for alle aldersgrupper):

$$L_x = L_{x-1}(1-m_x)(1-q_x).$$

Biomasse ($BM_{x,t}$), fangst i tonn ($FBM_{x,t}$), og gytebiomasse ($SSB_{x,t}$) ved alder x , er gitt ved

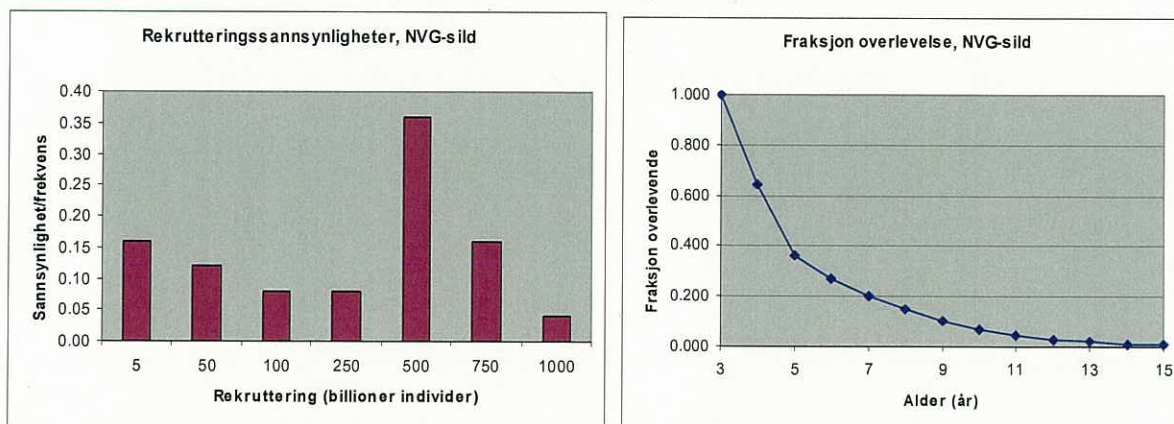
$$BM_{x,t+2} = L_x * W_x * N_{1,t}$$

$$FBM_{x,t+2} = q_x * L_x * W_x * N_{1,t}$$

$$SSB_{x,t+2} = f_x * L_x * W_x * N_{1,t}$$

der W_x er gjennomsnittlig vekt og f_x er andel kjønnsmodne individer ved alder x .

NVG-sild har ennå større variasjoner i årsklassestyrke enn NA-torsk; forholdet mellom de beste og dårligste årsklassene i perioden 1980-2004 var ca. 500. Enkelte svært gode sildeårsklasser kan "bære" sildefisket i flere år, eksempelvis 1960-årsklassen og 1983-årsklassen. Gode sildeårsklasser har en tendens til å sammenfalle med gode årsklasser for torsk og hyse, noe som indikerer sterk klimapåvirkning (Ottersen & Loeng 2000).



Figur 7-2 Rekrutteringsmodell (til venstre) og overlevelsesmodell (høyre) i Ugland-modellen.

Initialbetingelsen til modellen er antall individer ved alder 3-15 år ved et gitt tidspunkt, f.eks. 1985. Ut fra denne initialbetingelsen ble det så gjort 100 kjøringene over 30 år. Dette gir dermed 100 ulike måter som bestanden kan utvikle seg på dersom man ikke har oljedødelighet. Deretter ble så antall 3-åringer redusert med en gitt prosentandel (som representerer oljedødelighet) i det første året av de 100 kjøringene. Dermed får man 100 forskjellige par (med og uten oljedødelighet) som angir fordelingen av oljeeffekten i f.eks. gytebiomasse.

TEKNISK RAPPORT

Det eneste som varierer over tid i modellen er altså rekrutteringen $N_{3,t}$, mens naturlig mortalitet, fiske, individuell vekst eller kjønnsmodning alle er konstante over tid (konstantene er gitt ut fra gjennomsnittlige historiske verdier). Dette kan synes som en svært sterk antagelse. Denne antagelsen er imidlertid noe mindre dramatisk enn det synes som ettersom den observerte fordelingen av rekrutteringsverdier bygger på VPA-beregninger (Virtual Population Analysis). I VPA akkumuleres de reelle variasjoner i naturlig dødelighet i estimatene av årsklassestyrken (kohortens størrelse da den kom inn i fisket; her, ved alder 3). Desto større variasjoner i naturlig dødelighet, desto mer år-til-år variasjon viser de estimerte årsklassestyrkene. Dersom dette hadde vært den eneste feilkilden i VPA, ville altså den tilsynelatende variasjonen i årsklassestyrke være større enn den reelt er. Det er imidlertid andre feilkilder, for eksempel feilbestemmelse av fiskens alder, som kan slå ut i motsatt retning.

7.4.2 HIs framskrivingsmodell

HI har flere metoder/modeller for prediksjon/framskriving av bestandsstørrelser. De "offisielle" framskrivingene for NA-torsk er de som gjøres innen Arctic Fisheries Working Group (AFWG) innen International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Disse framskrivingene er laget i forbindelse med forvaltingsbeslutninger (anbefalt kvotestørrelse) og går kun tre år fram i tid. Dette er for kort tid til å være nyttige i sammenheng med restituering av skader etter oljeutslipp, og disse modellene er heller ikke egnet til framskriving utover dette.

HI har i flere år arbeidet med flerbestandsmodeller som tar i betraktning samspillet mellom torsk, lodde og sild. *Multspec* (Tjelmeland & Bogstad 1998) ble utviklet på 1990-tallet og en flerbestandsmodell for NA-torsk, NVG-sild, lodde, grønlandssel og vågehval. Denne modellen inkorporerte bl.a. den sterke effekten av sild på lodderekruttering, men ikke effekten av klima på torsk. Effekten av klima på sild ble "simulert" ved at man ga sild to sterke rekrutteringer på rad hvert 8. år. En lignende modell ble utviklet av HIs søsterinstitutt på Island for den islandske økosystemet (Bormicon). Parallelt ble en annen modell, *Systmod*, utviklet av Johannes Hamre (HI) i samarbeid med Norsk Regnesentral; den inneholdt NA-torsk, NVG-sild, og lodde (Hamre 2003). *Systmod* modellerte både effekten av sild på lodde og effekten av temperatur (som ble antatt å være syklisk) på rekrutteringen til torsk og sild. Både *Multspec* og *Systmod* ble kjørt framover i tid. Videre ble det utviklet en assessment modell (*Fleksibest*) som er en alders- og lengdestrukturert "statistical catch at age analysis" (CAGEAN) for historiske data. *Fleksibest* er blitt brukt som alternativ til VPA for å estimere årsklassestyrker, bestandsstørrelser og fiskedødelighet bakover i tid (Frøysa m.fl. 2002). *Fleksibest* ble brukt av for å estimere bestandstørrelse hos NA-torsk tilbake til 1981 uten å eksplisitt modellere artsinteraksjoner.

HIs nåværende arbeid innen flerbestandsmodellering implementeres i GADGET (Globally applicable Area Disaggregated General Ecosystem Toolbox, se <http://www.hafro.is/gadget/>), som er et samarbeid mellom HI og HIs søsterinstitutt på Island. Lindstrøm et al. (MS 2007) har beskrevet en flertartsmodell i likhet med *Multspec* (men uten grønlandssel). Hovedfremskrittet med GADGET-modellen er at de fleste parametrene blir estimert i forhold til data ved bruk av med et formelt goodness-of-fit-kriterium, i likhet med *Fleksibest*-modellen til Frøysa et al (2002). I *Multspec* ble kun noen av parametrene estimert på denne måten. Modellen representerer derfor en slags integrering av *Multspec* og *Fleksibest*. Modellen beskrevet i Lindstrøm et al. (2007) inkluderer ikke noen rekrutteringsmodell, så rekruttering estimeres

TEKNISK RAPPORT

separat for hvert år for historiske data. En utvidelse med en rekrutteringsmodell for NA-torsk er beskrevet av Bogstad et al. (2004). Inkludering av rekruttering for hver art er nå gjort (Bogstad pers. med.) og modellen kan derfor også kjøres framover i tid.

7.4.3 UiOs modell

UiOs utviklet en modell som ble brukt i en rapport for Olje- og Energidepartementet. Modellen bygde på en aldersbasert modell for torsk (publisert i Hjermann 2004b) og en aldersbasert modell for lodde noe modifisert i forhold til modellen publisert i Hjermann (2004a). Begge disse modellene er i hovedsak basert på toktestimater. I tillegg inneholder modellen ungsild, dvs. at den simulerer temperaturavhengig reproduksjon av sild (med den antagelse at gytestammen av sild er på et høyt nok nivå). Alle modellene bygger på statistiske regresjonsmodeller, i hovedsak på formen

$$\log(N_{\text{alder},\text{år}}) = a + b \cdot \log(N_{\text{alder}-1,\text{år}-1}) + c \cdot F_{\text{år}-1} + c \cdot X_{2\text{år}-1} + d \cdot X_{2\text{år}-1} + \dots$$

for å beskrive overlevelse fra et år til det neste. F representerer estimert (av ICES) fiskedødelighet når det gjelder torsk, og andel av tonnasjen som er fisket i tilfelle lodde. X1, X2 etc. representerer miljøvariable som klima (temperatur) og biotiske faktorer (mengde av føde og predatorer). Hvilke miljøvariable som skal med velges ut for hver aldersklasse ved hjelp av statistisk modellseleksjon. Rekruttering ble modellert på lignende måte:

$$\log(N_{1,\text{år}}) = a + b \cdot \log(N_{\text{gytemodne}-1,\text{år}-1}) + c \cdot \text{Miljøvariabel1}_{\text{år}-1} + d \cdot \text{Miljøvariabel2}_{\text{år}-1} + \dots$$

der $N_{\text{gytemodne}}$ er antall gytemoden torsk. Parametrene a-d estimeres ved hjelp av lineær regresjon og beskriver fenomenologisk effekten av disse på rekruttering. For torsk ble andel gytemodne i hver aldersgruppe antatt å være lengdeavhengig (med en logistisk sammenheng), som igjen ble modellert med en egen modell for aldersspesifikk gjennomsnittslengde (Hjermann 2004a). For lodde ble andel gytemodne i hver aldersgruppe modellert som en funksjon av kohortens størrelse (Hjermann 2004a). Modellen tar dermed eksplisitt hensyn til både temperatur og mulig tetthetsavhengig dødelighet (b estimeres til å være signifikant <1 for de fleste aldersklasser). Ulempen med modellen er at den ikke er primært lengdeavhengig (modellstruktur avhenger av alder, ikke lengde) til tross for at de fleste biologiske prosesser, samt fiske, primært styres av lengde snarere enn alder. Videre er modellen for lodde enkel når det gjelder reproduksjon og benytter seg ikke av alle tilgjengelige data for reproduksjon (Hjermann 2004a).

Tabell 7-4 Oversikt over de tre typer modeller beskrevet i kap. 7.4

	Alpha	HI	UiO
Direkte effekt av temperatur	Nei (stokastisk)	Delvis ¹	Ja
Mattilgang (mellomårs-var.)	Nei	Ja (effekt på kannibalisme)	Ja (effekt på kannibalisme)
Romlig variasjon (mat, habitat)	Nei	Nei	Nei
Temporal var. innen sesong	Nei	Nei	Nei
Maternale effekter	Nei	Effekt på antall egg	Nei

TEKNISK RAPPORT

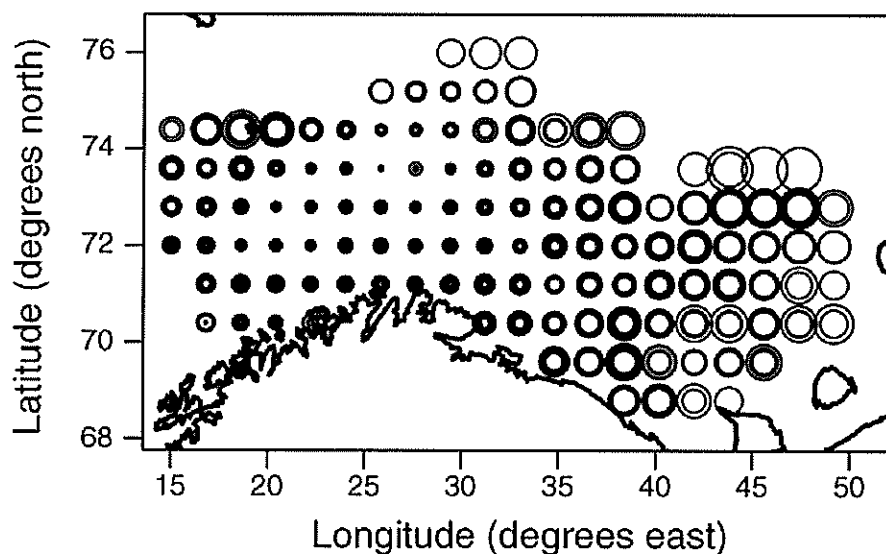
Tetthetsavhengig dødelighet	Nei	Nei	Ja
Predasjons-dødelighet	Nei	Ja (kannibalisme)	Ja (kannibalisme)
Fiske	Ja (konstant)	Ja (variabel, lengdeavhengig)	Ja (variabel, ikke lengdeavhengig)

1) Effekt på rekruttering: Nevnt i Lindstrøm m.fl. (2007) som en mulighet, men ikke med i Bogstad m.fl. (2004)
 Effekt på lengdevekst: modellert som årlig faktor i Bogstad m.fl. (2004)

7.5 Noen aspekter som bør ivaretas i modelleringen

7.5.1 Romlig og tidsmessig variasjon

Hos torsk og sild danner en årsklasse et "tog" av individer (larver og yngel) som beveger seg oppover langs kysten til Barentshavet. Tatt i betraktning at gytingen foregår over flere uker og over et relativt stort område har "larvetog" eller "svermen" som følger kyststrømmen nordover relativt stor utbredelse. Romlig og tidsmessig variasjon kan ikke skilles fra hverandre: hos torsk stammer larvene/yngelen som på et gitt tidspunkt er lengst mot nord og øst fra hunnfisk som var tidlige gytere. Tilsvarende vil et gitt sted passeres av både tidlig og sent gytte egg, med en tidsforskyving, men et gitt sted kan ha helt ulike overlevelsesbetingelser (f.eks. føde for fiskelarvene) på de to tidspunktene. Den romlige/tidsmessige variasjonen i naturlig dødelighet innen en årsklasse er sannsynligvis av meget stor betydning for populasjonseffekten av et oljesøl. Dette er imidlertid ikke kvantifisert (eller i det hele tatt beskrevet) for mange bestander/stadier.



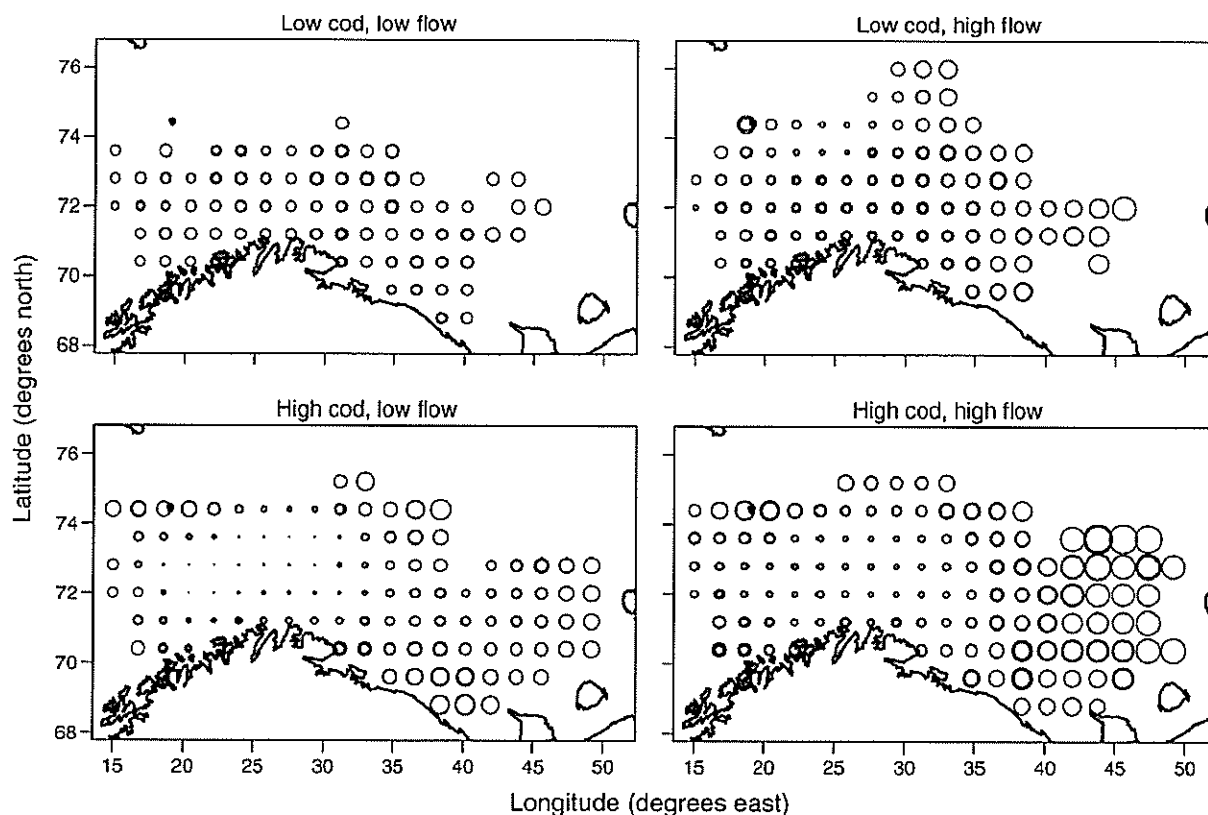
Figur 7-3 Den romlige komponenten av overlevelse hos NA-torsk fra september til februar påfølgende år. Sirkelstørrelse er proporsjonal med overlevelse, mens variasjonen mellom sirkler på samme sted viser variasjon mellom år. Overlevelsen er korrigert for variasjon i dybde, fiskens lengde og bunntemperatur. Fra Ciannelli m. fl. (2007).

En av de få studiene som tar for seg dette er Ciannelli m.fl. (2007) sin studie av overlevelse av torskeyngel fra 0-gruppetoktet i august/september til bunnfisktoktet i januar/februar. Yngelen bunnsår seg rett etter 0-gruppetoktet, så i disse 5 månedene er fisken relativt stedfast og det gir

TEKNISK RAPPORT

derfor mening å sammenligne tettheten av fisk på samme sted på de to tidspunktene, dvs. ratioen $N_{\text{vinter}}/N_{\text{høst}}$. Siden den relative effektiviteten (fangbarheten) i de to toktene er ukjent, men trolig forskjellig, er N_{vinter} og $N_{\text{høst}}$ å anse som indekser, og $N_{\text{vinter}}/N_{\text{høst}}$ gir ikke et tall på reell overlevelse på et gitt sted. Forskjellen i denne ratioen ulike steder og mellom ulike år gir imidlertid en indikasjon på variasjonen i overlevelse. I gjennomsnitt over alle år var overlevelsen 10-40 ganger bedre i østlige områder enn i sentrale vestlige områder. Etter å ha tatt hensyn til dybde (yngelen migrerer fra dype til grunnere områder), bunntemperatur og yngelens lengde, var det fremdeles et sterkt romlig mønster med høyere overlevelse i østlige enn i vestlige områder (Figur 7-3). Området med dårligst overlevelse var også der det ble funnet mest større (>35 cm) torsk, noe som tyder på at kannibalisme er en viktig dødelighetsfaktor. En må ta i betraktning at torskeyngelen også foretar "ekskursjoner" opp fra bunnen og dermed blir ført noe østover av strømmen, noe som senker den tilsynelatende overlevelsen i vest og øker den i øst. Dette kan imidlertid kun føre de maksimalt 115 km østover (strømmen er ca. 2 cm/s) mens det var 300 km mellom områdene med best og dårligst tilsynelatende overlevelse. I år med mye voksen torsk var det også stor romlig variasjon i overlevelse uansett om det var sterk eller svak strøm (Figur 7-4). $N_{\text{vinter}}/N_{\text{høst}}$ varierte fra 0.002 % til 7.86 %, mao. med en faktor på omtrent 4000.

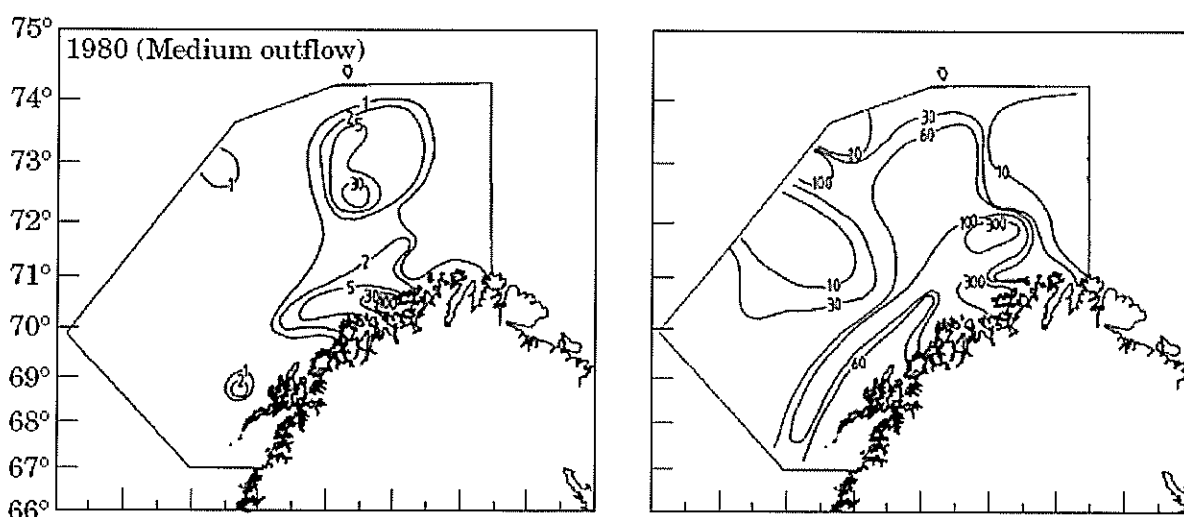
Konklusjonen er at områdene der man finner mest yngel på høsten har svært høy dødelighet, mens en stor del av etråringene som har overlevd vinteren kommer fra den relativt fåtallige yngelen som var kommet øst for 40° øst i august/september. Det må understrekes at dette er gitt at torsken holder seg relativt nær bunnen i den tiden.



Figur 7-4 Overlevelse hos NA-torsk fra september til februar (angitt av sirkelstørrelse) i fire typer år; år med lit og mye voksen torsk (potensielle predatorer) og år med lite og mye innstrømningsvolum til Barentshavet.

Et oljeutslipp forventes ikke i større grad å kunne påvirke torsken på det stadiet som denne studien omhandler, da yngelen er spredt over et svært stort område så sent som i august/september. Poenget er imidlertid at det er trolig at individ med en viss posisjon i larvestadiet (f.eks. i april/mai) vil ha en større sannsynlighet for å havne i visse posisjoner i august/september enn i andre posisjoner. Dette kan relativt enkelt analyseres med partikkeldriftsimulering i sirkulasjonsmodeller. Intuitivt skulle man anta at torskelarver som er tidlig gytt og dermed ligger i fremkanten av larvetoget vil være de som har størst sjanser for å nå øst for 40° øst i august/september. Hvis en ser på overlevelsen over den første vinteren isolert, vil et oljeutslipp derfor ha betydelig større effekter på populasjonen dersom det treffer torskelarver i fremkant av larvetoget.

For å få et fullstendig bilde av den romlige variasjonen i overlevelse fra eggstadiet til alder 1 år må en gjøre en tilsvarende analyse av overlevelse på larvestadiet. Dette er selvsagt mer komplisert siden individene er frittflytende. For eksempel vier Helle m.fl. (1999) at mengden raudåtenauplier i juni/juli varierer dramatisk (med en faktor på minst 10) over relativt korte avstander (ca. 100 km; se Figur 7-5). Områder med torskelyngel hadde mer zooplankton, høyere temperatur og lavere saltholdighet enn områder uten torskelyngel. Dette kan tyde på at en bedre overlevelse av torskelarver i områder med mye zooplankton, samt områder som er mye påvirket av kystvann (i motsetning til kaldere og saltere Atlanterhavsvann). Imidlertid kan dette mønsteret også oppstå ved at havstrømmer på mesoskala (eksempelvis virvlelen over Tromsøflaket) danne retensjonsområder der både zooplankton og fiskelarver/-yngel oppkonsentreres (Helle m.fl. 1999). For å skille effekter av mesoskalastrømmer fra dødelighet må en bruke oseanografiske sirkulasjonsmodeller, noe som ennå ikke er gjort med dette som formål.



Figur 7-5 Tetthet av torsk på tidlig yngelstadium (venstre) og av zooplankton (høyre), basert på HIs tokt i juni/juli. Fra Helle m.fl. 1999.

TEKNISK RAPPORT

Vikebø m.fl. (2005) brukte sirkulasjonsmodeller til å studere drift og lengdevekst hos NA-torsk. Partikler, som illuderte egg/larver, ble i modellen sluppet i gyteområdet og fulgt, samtidig som en også registrerte hvilke temperaturer larven opplevde underveis. Dette ble så brukt til å beregne larvenes lengdevekst som er en funksjon av temperatur (dersom det er nok mat). De fant godt samsvar mellom de romlige tyngdepunktene hos hhv. modellerte og observerte yngel i slutten av august i to år, og fant også at yngelstørrelsen økte mot vest. Dødelighet er sterkt knyttet til lengdevekst hos mange fiskebestander. Et vanlig syn er at larver som vokser fort vil øke predasjonseffektiviteten og minske antall potensielle predatorer fortere. Selv om dette ikke alltid nødvendigvis er riktig (Litvak og Leggett 1992) kan dette være tilfelle for NA-torsk og NVG-sild. Lengde hos yngel på 0-gruppestadiet sterkt positivt korrelert med årsklassestyrke (på både 0-gruppestadiet og ved 3 år) hos både NA-torsk, NVG-sild og hyse (Ottersen og Loeng 2000). De tre artenes lengde er også sterkt korrelert med hverandre. En alternativ hypotese er at temperatur indikerer god mattilgang og/eller gunstige drivbaner for larvene. Når det gjelder lodde viste et eksperimentelt studium (Litvak og Leggett 1992) at hurtigvoksende individer er mer utsatt for predasjon enn langsomtvoksende individer.

Ciannelli m.fl. (2007) viser at det er store mellomårsforskjeller i overlevelse, både i gjennomsnittlig overlevelse og hvor mye romlig variasjon det er. Det samme viser Helle m.fl. (1999), der det bl.a. er et sammenfall mellom det året (1983) med minst romlig variasjon i zooplankton og det året med mest torsk som har overlevd fram til yngelstadiet i juni/juli. Den forlengede gytesesongen til torsk tyder på at den romlige variasjonen ikke er konstant fra år til år, dvs. at det i ulike år er ulike deler av larvetoget som har de beste overlevelsesmulighetene. Dersom stor, gammel og ressursrik gytetorsk velger å gyte tidlig og på spesielle gyteplasser (f.eks. i Vestfjorden) kan dette tyde på at det likevel i gjennomsnitt er bedre overlevelsesmuligheter i visse posisjoner i larvetoget, og at derfor er attraktivt å plassere sitt avkom der.

Med dette som bakgrunn framstår det som viktig å forsøke å kvantifisere graden av romlig variasjon i overlevelse. Et oljeutslipp vil kunne påvirke en viss prosentandel av fiskelarvene avhengig av art. Denne prosentandelen kan imidlertid representere en mye større eller mindre del av de framtidige 1-årige fiskene. I prinsippet kan et tap på 5 % av fiskelarver i et gitt område i et gitt år bety et reelt tap på 0 til 100 % av ettårig fisk. Dette romlige aspektet kan inkluderes i modeller på et enklere eller et mer avansert nivå (Tabell 7-5). Man kan inkludere den romlige variasjonen implisitt ved å estimere den statistiske fordelingen av fremtidig overlevelse mellom ruter på f.eks. 10x10 km. En slik fordeling tilsier at de 5 % av rutene med lavest framtidig forventet dødelighet har en overlevelse som er X ganger høyere enn den gjennomsnittlig overlevelse. Et oljeutslipp som dreper 1 % av larvene kan da drepe larver med en lav eller høy forventet dødelighet, noe som øker eller minsker populasjonseffekten av dette på populasjonen. I en romlig implisitt modell tar man hensyn til dette ved å øke bredden på fordelingen av populasjonseffekten ved f.eks. alder 1. I en romlig eksplisitt modell vil en ikke bare estimere den statistiske fordelingen av overlevelsessannsynligheter, men den framtidige overlevelsessannsynligheten i ulike deler av larvetoget. Dette kan gjøres ved å rekonstruere driftbaner for overlevende individer bakover i tid noe som enkelt kan gjøres med en partikkelsporingsmodell (se Kap. 5.3). Ved å f.eks. rekonstruere driftbanene for yngel i august/september bakover til juni, kan man sammenligne dette med den observerte fordelingen av larver i juni, og dermed estimere hvordan det romlige mønsteret for overlevelsessannsynlighet

TEKNISK RAPPORT

for junilarver. Dette romlige mønsteret er ikke stabilt, men vil avhenge av eksterne faktorer (vær og vind) og økosystemtilstand (f.eks. mengde zooplankton). Dette er en klart mer ambisiøs, men det ville gjøre det mulig å gi mer presise anbefalinger til hvordan eventuelle oljeoperasjoner i området skal reguleres, fordi man ville kunne si mer eksakt hva som ville være konsekvensen av et utslipp til et visst tid/sted. Det ville også gi et bedre grunnlag for å avgjøre hvordan et eventuelt oljeutslipp skal bekjempes (f.eks. dispergering) og for å anslå skade i etterkant av et eventuelt oljeutslipp. Denne typen modellering har vært gjort tidligere, dog på mindre skala (Pepin m. fl. 2003). De ulike typene modeller, rangert etter kompleksitet, er skissert i Tabell 7-5.

Tabell 7-5 Tre nivåer å behandle romlig variasjon i modeller på.

Type	Beskrivelse	Prediksjon av populasjonseffekt av oljedødelighet
Romlig aggregert	Alle prosesser (dødelighet, vekst etc.) er oppsummert over hele bestandens utbredelse	Urealistisk lav variasjon i populasjonseffekten av et oljesøl
Romlig implisitt	Den romlige variasjonen i dødelighet estimeres og inkluderes i modellen, uten å modellere spesifikt hvor dødelighet er høy/lav i et gitt år	Mer realistisk variasjon i estimert populasjonseffekt ved oljesøl av en gitt størrelse, men kunnskap om tid/sted for oljesøl gir ikke mer presise prediksjoner
Romlig eksplisitt	Den romlige variasjonen i dødelighet estimeres og inkluderes i modellen, uten å modellere spesifikt hvor dødelighet er høy/lav i et gitt år	Mer realistisk variasjon i estimert populasjonseffekt ved oljesøl av en gitt størrelse. Kunnskap om tid/sted for oljesøl gir mer presise prediksjoner

7.5.2 Tetthetsavhengig naturlig dødelighet

Tetthetsavhengig naturlig dødelighet (TND) er et kjent fenomen i økologi. Utallige studier av alle slags grupper av dyr på land og i ferskvann har påvist at dødeligheten øker når tettheten (antall dyr per areal, eller per habitatenhet) øker. Analyse av toktdata av NA-torsk (Hjermann 2004a) tyder på at dødeligheten øker med økende tetthet av årsklassen opp til fisken er 6-7 år gammel: $\log(N(\text{år}, \text{alder}))$ øker med mindre enn 1 når $\log(N(\text{år}-1, \text{alder}-1))$ øker med 1. Tilsvarende resultater fant man for lodde i Barentshavet (Hjermann 2004b).

Populasjonsmodellen som ligger til grunn for VPA-analyser for å estimere populasjonsstørrelser på ulike alderstrinn antar vanligvis konstant naturlig mortalitet, med unntak av en kan legge til den estimerte alders- og årsspesifikke dødeligheten som skyldes kannibalisme. Modeller som baserer seg på VPA-estimer kan derfor normalt ikke inkludere tetthetsavhengighet.

Man skulle umiddelbart tro at det å inkludere TND vil gi mindre populasjonseffekt av oljedødelighet. Man kan f.eks. tenke seg at en oljedødelighet som fører til et tap av 10 % av en torskårsklasse kan reduseres til 5 % når fisken er f.eks. nådd gytestadiet ved alder 6. De resterende 5 % blir kompensert ved lavere dødelighet blant de 90 % som overlevde/unnslopp oljen. Dette er riktig når man betrakter TND på tidlige stadier, dvs. før alder 3 år (se kap. 8.5). Data tyder på man har en slik tetthetsavhengig dødelighet fra alder 2-3 måneder til 0-gruppestadiet (alder 4-5 måneder); dette er nærmere omtalt i kap. 8.5.1. Dersom naturlig dødelighet er tetthetsavhengig også etter alder 3 år, er situasjonen mer kompleks. De gjeldende estimatene av historiske bestandsstørrelser er estimert med VPA ut fra antagelsen om at naturlig dødelighet ikke er tetthetsavhengig etter alder 3. Dersom en skal inkludere TND i modellen, må

TEKNISK RAPPORT

derfor bestandsstørrelsene estimeres på nytt (ved VPA). Disse nye estimatene brukes så til å parametrisere modellen. Inkludering av TND øker forskjellen mellom styrken i årsklasser; forholdet mellom sterke og svake årsklasser blir ennå større. Dette er illustrert i Tabell 7-6. I sum vil TND (etter alder 3) redusere effekten av oljeindusert dødelighet på den enkelte kohort, men sterke kohorter vil utgjøre en større del av den totale bestanden, og skade på disse kohortene vil gi en større prosentvis bestandstap. Noen modellforsøk er utført der en først lager VPA-estimer med en gitt tetthetsavhengighet i dødeligheten, parametriserer en modell ved hjelp av disse estimatene, og deretter gjør simuleringer av effekten av oljepåført dødelighet (nærmere beskrevet i kapittel 8.5.2).

Tabell 7-6 Effekten av TND på VPA-estimer. VPA-estimer beregnes ut fra antall fiskede fisk i hver alder gjennom kohortens levetid og en antatt naturlig dødelighet (M). Her er det antatt to årsklasser, én stor årsklasse (1990) og en årsklasse som antas å ha 10 % av fangsttallene til den store. Om man antar at M er den samme for den store og den lille årsklassen, får man at antall fisk i den lille årsklassen er 10 % av antall fisk i den store, uansett alder. Antar man TND, dvs. at M er noe høyere i den store årsklassen, får man at det estimerte antall fisk er mer enn 10X i den store sammenlignet med den lille årsklassen, spesielt for tidlige livsstadier. M før alder 3 er basert på Sundby (1989), se også Fig. 8-12(a).

Alder	Antall fisket		Antar: samme M (ingen TND)				Antar: ulik M (TND)				
			M	Estimert antall		Forhold	M		Estimert antall		Forhold
	Stor kohort	Liten kohort		Stor kohort	Liten kohort		Stor kohort	Liten kohort	Stor kohort	Liten kohort	
105 dager			9	13423	1342,3	10	11	7	29249	619,0	47,2
150 dager			0,75	4425	442,5	10	0,9	0,6	7536	261,2	28,9
1 år			0,75	3447	344,7	10	0,9	0,6	5583	213,8	26,1
2 år			0,75	1628	162,8	10	0,9	0,6	2270	117,3	19,3
3 år	10,094	1,0094	0,2	769	76,9	10	0,25	0,15	923	64,4	14,3
4 år	59,444	5,9444	0,2	620	62,0	10	0,25	0,15	710	54,5	13,0
5 år	115,329	11,5329	0,2	454	45,4	10	0,25	0,15	500	41,4	12,1
6 år	100,509	10,0509	0,2	268	26,8	10	0,25	0,15	288	24,9	11,5
7 år	65,768	6,5768	0,2	128	12,8	10	0,25	0,15	135	12,1	11,2
8 år	26,354	2,6354	0,2	45	4,5	10	0,25	0,15	47	4,3	10,9
9 år	8,828	0,8828	0,2	13	1,3	10	0,25	0,15	14	1,3	10,7
10 år	1,647	0,1647	0,2	3	0,3	10	0,25	0,15	3	0,3	10,0

7.5.3 Klimaforhold og klimaendringer

Klimaet i Barentshavet tyder på at en har langtidssvinginger med en tidsskala på flere tiår. For den tiden vi har temperaturdata fra Kolasnittet (fra ca. 1900), har vi hatt kalde perioder ca. 1900-1920 og 1960-1980, og varme perioder ca. 1920-1950 og siden 1980. Klimamodellene for framtiden, inkludert en økning i konsentrasjonen av drivhusgasser, tyder på en videre økning av temperaturen i Barentshavet. Populasjonsdata fra "kuldeperioden" 1960-1980 er derfor av begrenset verdi. Man bør derfor være noe forsiktig med å bruke kunnskap og parameterestimer fra denne perioden. Videre er nye arter som kolmule og makrell på vei inn i Barentshavet, og ungsild kan komme til å spille en større økologisk rolle på bekostning av lodde. I en slikt

TEKNISK RAPPORT

scenario vil hele næringsnettet forandre seg, og det vil være vanskelig å ekstrapolere dagens kunnskap til denne økologiske situasjonen.

7.5.4 Artsinteraksjoner

Tre typer interaksjoner bør være med i enhver noenlunde realistisk modell for fiskestammene i Barentshavet: (1) predasjonseffekten av sild på loddelarver, av (2) effekten av lodde på torsk (økt kannibalisme hos torsk når det er lite lodde) og (3) predasjonseffekten av torsk på voksen lodde. Disse ivaretas av UiO- og HI-modellene. Det er likevel behov for en større forståelse; eksempelvis er det stor variasjon i hvor mye kannibalismen hos torsk øker når det er mangel på lodde. I framtiden kan viktigheten av ulike interaksjoner endre seg dersom en får en endret arts-sammensetning i Barentshavet pga. global oppvarming. I en slik situasjon kan bl.a. artenes adferd (migrasjoner og predasjonsadferd) endre seg. Fram til nå ser en f.eks. ikke noen målbar positiv effekt av sild på torskens overlevelse, selv om det i enkelte år er svært mye sild (Hjermann m. fl. 2007). Sammenlignet med lodde er det også lite effekt av sild på planktonmengde (Stige pers. med.). Dette kan endre seg i framtiden hvis silda blir mer dominerende.

8 METODISKE EKSEMPLER I FORHOLD TIL MILJØRISIKO PÅ FISK

I en analyse av miljørisiko på fisk er det svært mange parametere og prosesser som ligger til grunn for beregningen. Usikkerheten ved disse prosessene og parameterne er varierende og utslagene denne usikkerheten får for den endelige miljørisikoverdien er også høyst varierende. Noen sentrale elementer i beregningen av miljørisiko er:

- Valg av oljetype
- Utblåsningsrater og varigheter
- Beregning av konsentrasjoner i vannsøylen som grunnlag for eksponering
- Ressursfordeling som grunnlag for eksponering; herunder håndtering av variasjon i ressursfordeling både gjennom tidlige livsstadier og årsvariasjoner
- Dose-responsforhold som grunnlag for effektberegning
- Tidspunkt for eksponering (egg, larver, yngel)
- Selve eksponerings og effektberegningen
- Betydning av tapsandeler på larvestadiet i forhold til årsklasserekruttering
- Betydning av eksponert årsklasse relatert til gytebestand
- Tap av gytebestand som grunnlag for skadekategorisering

I det følgende er det gjort noen kvantitative forsøk på å beskrive betydningen av de valg som gjøres for noen av disse elementene. Det er fokusert på følgende eksempler:

1. Se på effekten av å benytte en dose-respons kurve basert på best tilgjengelig kunnskap (inkl. sikkerhetsfaktor) versus en mer konservativ terskelverdidbasert tilnærming.
2. Se på effekten av å inkludere vertikalfordeling i egg/larvedataene i forhold til eksponering
3. Se på romlig variasjon i overlevelse (dvs. beregning av tap av årsklasserekruttering som følge av tapsandeler av egg og larver).
4. Se på betydningen av bestandsprosjeksjoner i restitusjonsmodelleringen
5. Se på ulike parametere i restitusjonsmodellene
6. Se på hvordan skaden skal klassifiseres (skadekategorier vs. restitusjonstid)

8.1 Effekt av å benytte en dose-respons kurve for effektberegning

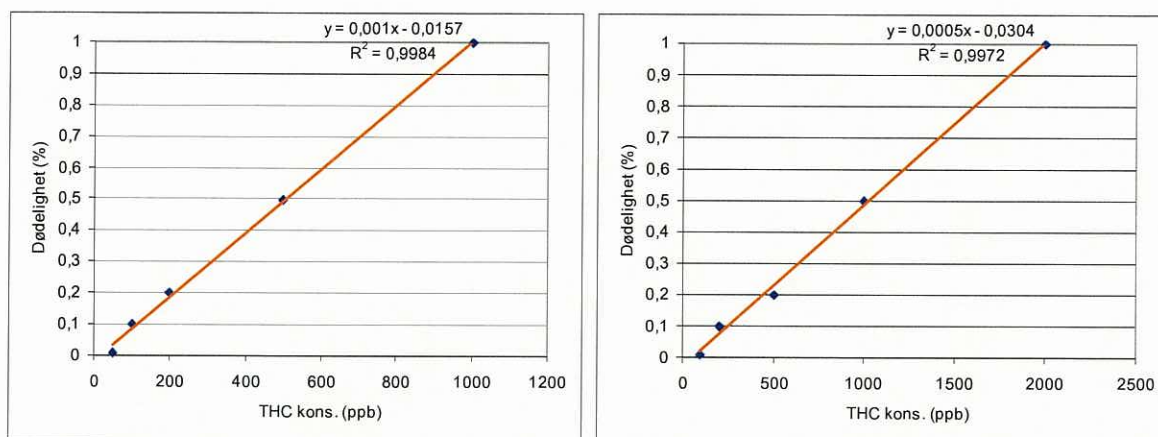
Tradisjonelt har det vært benyttet en konservativ tilnærming med å la samtlige fiskelarver som blir eksponert for konsentrasjoner over en terskelverdi (som representerer den konsentrasjon hvor man ikke forventer effekter på fisk) gå til grunne. Det har også bl.a. i RKU Norskehavet (SINTEF 2003) vært benyttet en terskelkonsentrasjon relatert til konsentrasjon og eksponeringstid (ppb-timer) som grunnlag for effektberegningene. Begge tilnærmelser er konservative da de kun baseres på terskelkonsentrasjon og ikke skiller videre på dose-respons som tradisjonelt gjøres i en effektnøkkel i MIRA.

Et regneeksempel er foretatt for å se på hvilken grad av konservatisme dette kan medføre. Analysen er basert på et oljeutslipp fra et felt midt på Haltenbanken med en oljetype med tetthet på 848 kg/m^3 og en utslippsrate på $4800 \text{ Sm}^3/\text{d}$ med varighet 7 døgn. Utslippet kan derved sies å representere et noenlunde stort utslipp med en moderat tung oljetype og vil gi en god indikasjon

TEKNISK RAPPORT

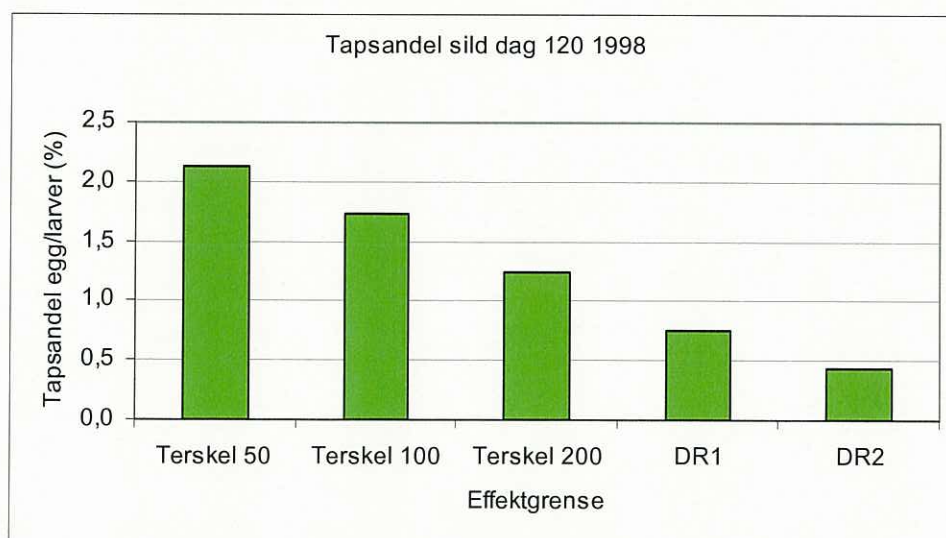
på risikopotensialet for fiskeegg og larver som driver gjennom området. Det er videre valgt ut det år og det tidssteg som ga størst overlapp med larveforekomstene (døgn 120 i 1998) av sild.

Tapsandeler ble beregnet med 3 ulike terskelkonsentrasjoner på hhv. 50, 100 og 200 ppb, samt for 2 ulike dose-respons kurver/nøkler (skissert under i Figur 8-1).



Figur 8-1 Eksempler på dose-respons kurver (DR1 til venstre og DR2 til høyre) som grunnlag for beregning av tapsandeler av fiskeegg- og larver.

Dose-respons kurve 1 (DR 1) starter angir et lineært forhold med 1 % dødelighet ved 50 ppb og 100 % dødelighet ved 1 ppm. Kurve 2 (DR 2) angir et lineært forhold med 1 % dødelighet ved 100 ppb og 100 % dødelighet ved 2 ppm.



Figur 8-2 Beregnede tapsandeler på sildelarver (årsklasse 1998 døgn 120) ved bruk av ulike terskelkonsentrasjoner (i ppb) og dose-respons kurver (DR1 og 2).

Beregnete tapsandeler er vist i Figur 8-2, og viser tapsandeler som går fra 2,1 % ved bruk av 50 ppb som terskelkonsentrasjon og ned til 0,4 % ved bruk av dose-responskurve 2. Dette er en

TEKNISK RAPPORT

faktor 5 i forskjell på beregnet tapsandel og ville i dette tilfellet ha medført en vesentlig endring i analysen ved at det ikke ville bli beregnet videre miljørisiko ved tapsandeler under 1 % (da det generelt i slike analyser ansees at en ikke har gode nok restitusjonsmodeller til å se på restitusjon ved tap av mindre enn 1 % av gytebestanden).

8.2 Effekt av vertikalfordeling

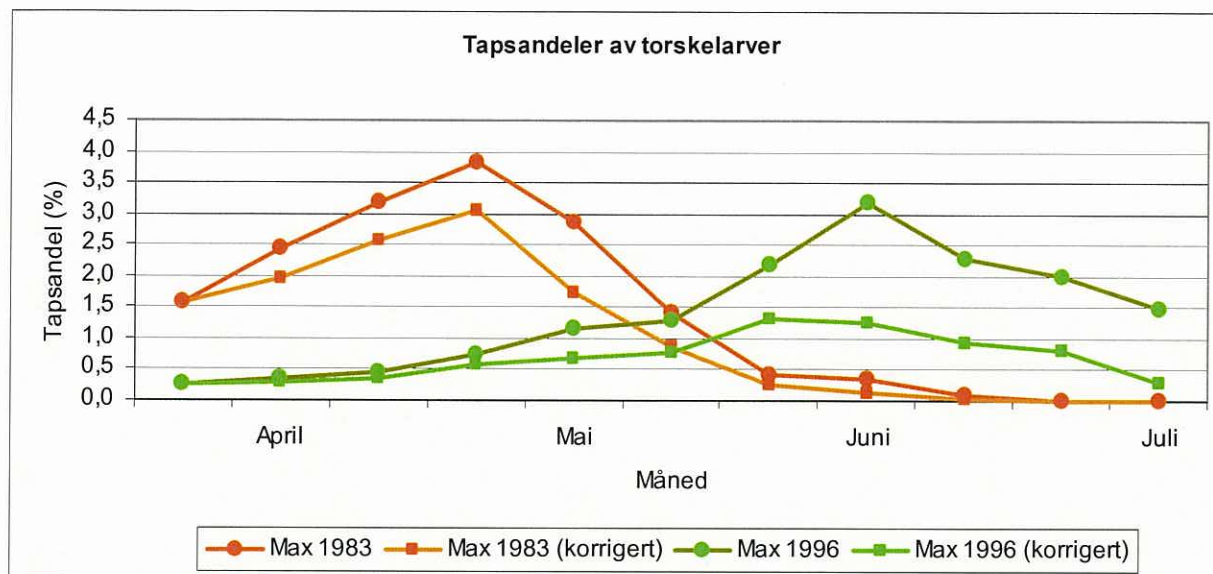
For å kunne beregne en effekt på fiskegg og –larver så kreves en eksponering. Basert på de modeller man har og den kunnskap som finnes om oljespredning i vannsøylen vil oljekonsentrasjonene raskt avta med dyp og de høyeste konsentrasjonene er som regel å finne i de øvre meterne av vannsøylen. En rimelig antagelse for de utslipp man ønsker å estimere miljørisikoen ved, for eksempel fra en utblåsning med en rate på noen tusen m³/d over noen døgn, er å anta at de er i de øverste 10 meterne av vannsøylen at eksponeringen kan være stor nok til å kunne gi effekter. Det er derfor av avgjørende betydning for mulig eksponering at fiskegg og –larver befinner seg i disse øverste delen av vannsøylen over en viss periode for å kunne bli eksponert. Generell kunnskap på dette området er at for sild, som gyter på bunnen, så vil eggene først etter klekking drive med havstrømmene. For torsk, som gyter pelagisk, vil eggene umiddelbart posisjonere seg vertikalt etter tyngden i forhold til vannet. Etter hvert som larvene blir større øker egenbevegelsen, samtidig med at det observeres at larvene i all hovedsak står lavere i vannsøylen. Det vil derfor være en avtagende risiko for eksponering i takt med økende alder på larvene.

Et regneeksempel er foretatt med utgangspunkt i en avtagende andel av torskelarver som kan bli eksponert i de øvre 10 meter av vannsøylen (Tabell 8-1). Dette vil ivareta antagelsen om at larvene vil finne seg i mindre og mindre andel av tiden i den øverste del av vannsøylen.

Tabell 8-1 Estimert sannsynlighet for tilstedeværelse av torskelarver i de øverste 10 meter av vannsøylen.

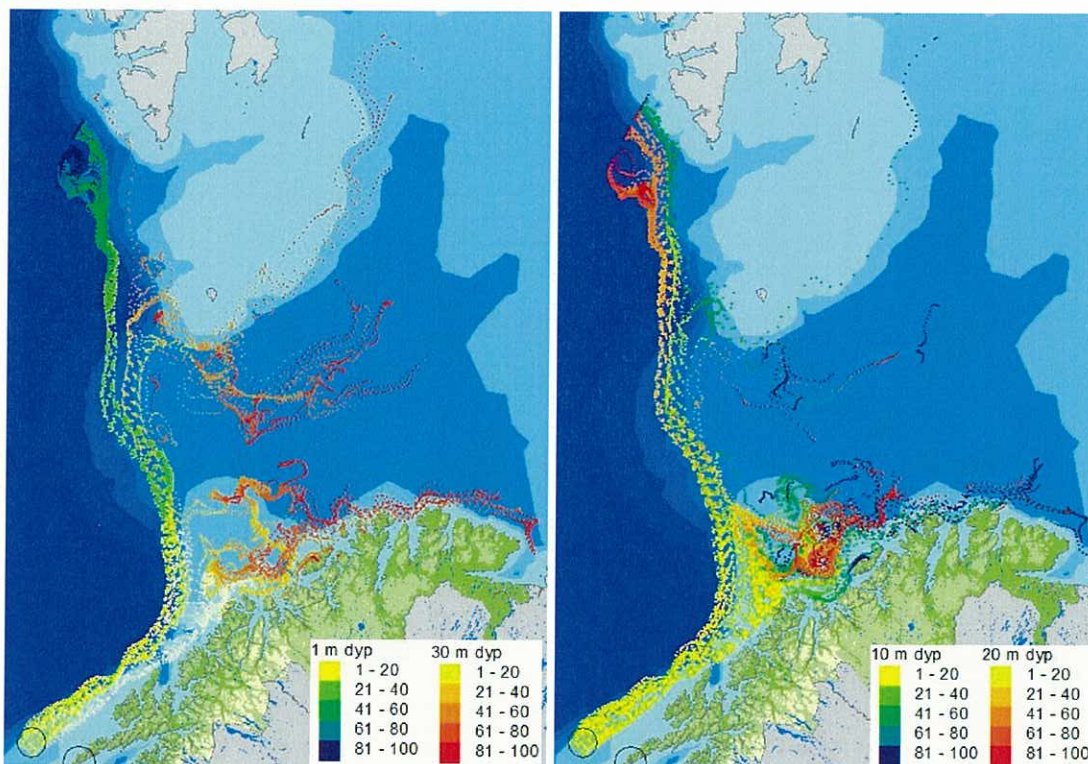
Mars	April	Mai	Juni	Juli	August	September
100 %	80 %	60 %	40 %	20 %	10 %	5 %

Tapsandeler under forutsetning av at alle larver blir eksponert er vist i Figur 8-3 og viser en maksimal tapsandel på inntil 4 % tidlig i perioden (data fra 1983) og inntil 3,2 % senere i perioden (data fra 1996). Tilsvarende tapsandel basert på avtagende eksponeringssannsynlighet pga. vertikalfordeling indikerer naturlig nok en 20-80 % reduksjon i beregnet tapsandel (avhengig av periode) og gir trolig et mer representativt bilde av mulige tapsandeler enn antagelsen om at alle larver uansett periode vil bli eksponert i de øvre 10 meter av vannsøylen. En slik fordeling innebærer også at det vil være svært vanskelig å kunne eksponere vesentlige mengder av larver i perioder noen måneder etter gyting.

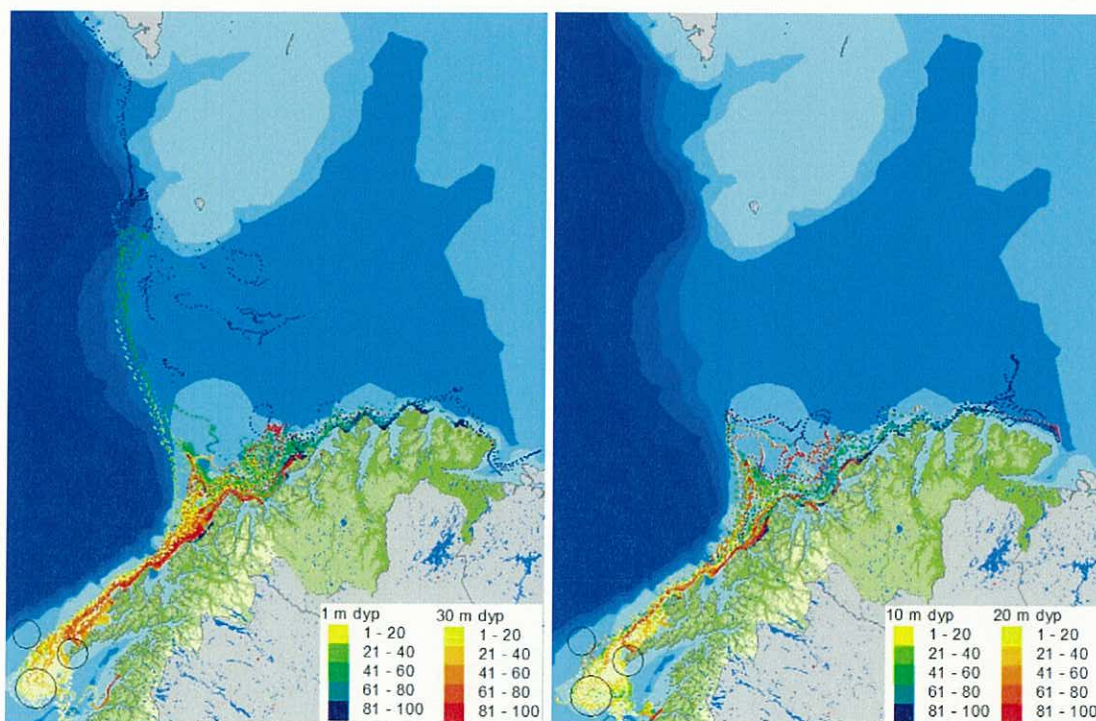


Figur 8-3 Beregnede maksimale tapsandeler av torskelarver som følge av et overflateutslipp av olje fra et felt i Norskehavet. Beregninger er vist med og uten korreksjon for vertikalfordeling av larvene.

Et annet poeng er at eggens utgangsplassering i vannsøylen kan være avgjørende for hvor de havner og dette bør være med i en modellering av larvefordelingen. Noen eksempelkjøringer foretatt av HI kan eksemplifisere dette. En transportmodell for larvefordeling er kjørt med utgangspunkt i fire ulike startpunkt for larvedriften. Startidspunkt for samtlige kjøringer er 1. mars (1985) og i alt 81 partikler som representerer larver er sluppet fra hvert område, men i 4 ulike dyp hhv 1, 10, 20 og 30 meter. Partiklene følger disse faste dypene i hele driftperioden på 100 dager. Resultater med plott av drivbanene til partiklene er gitt i Figur 8-4 til Figur 8-7 og er fargekodet i forhold til antall dager siden partiklene ble sluppet samt med ulik fargeskala for ulike dyp (2 dyp plottes i hver figur).

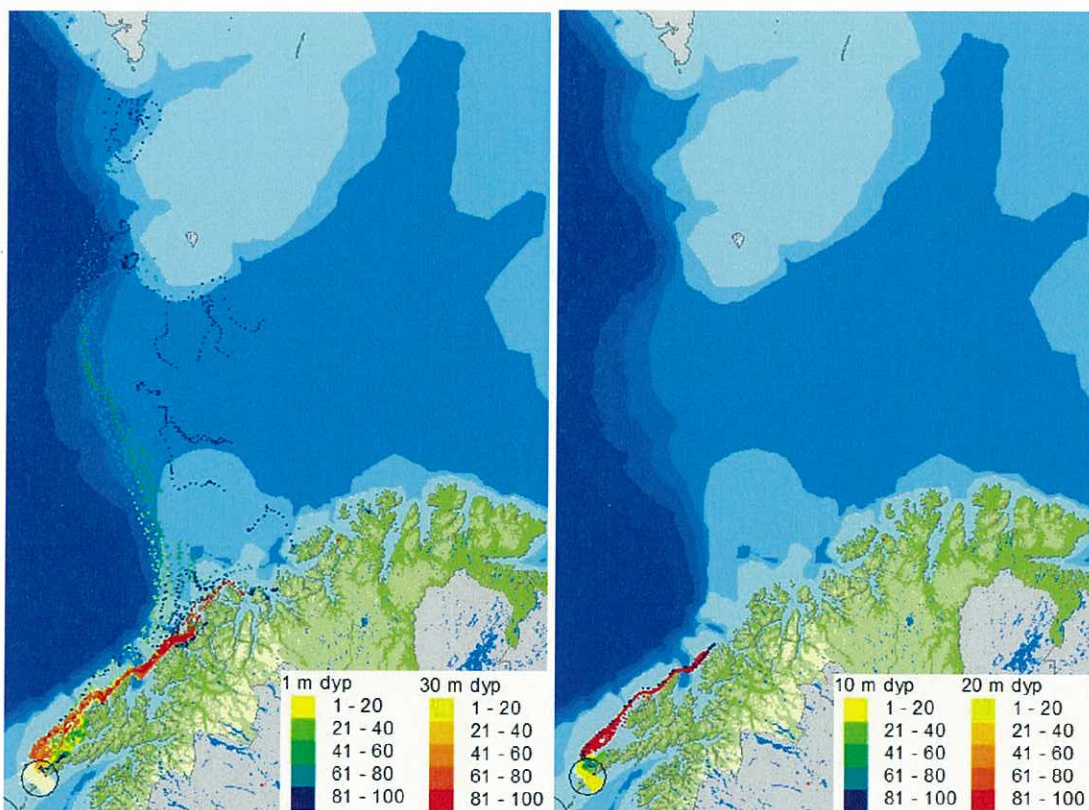


Figur 8-4 Drivbaner for larver ved ulike dyp fra utslippspunkt Moskenes (venstre sirkel). Fargekode angir antall dager.

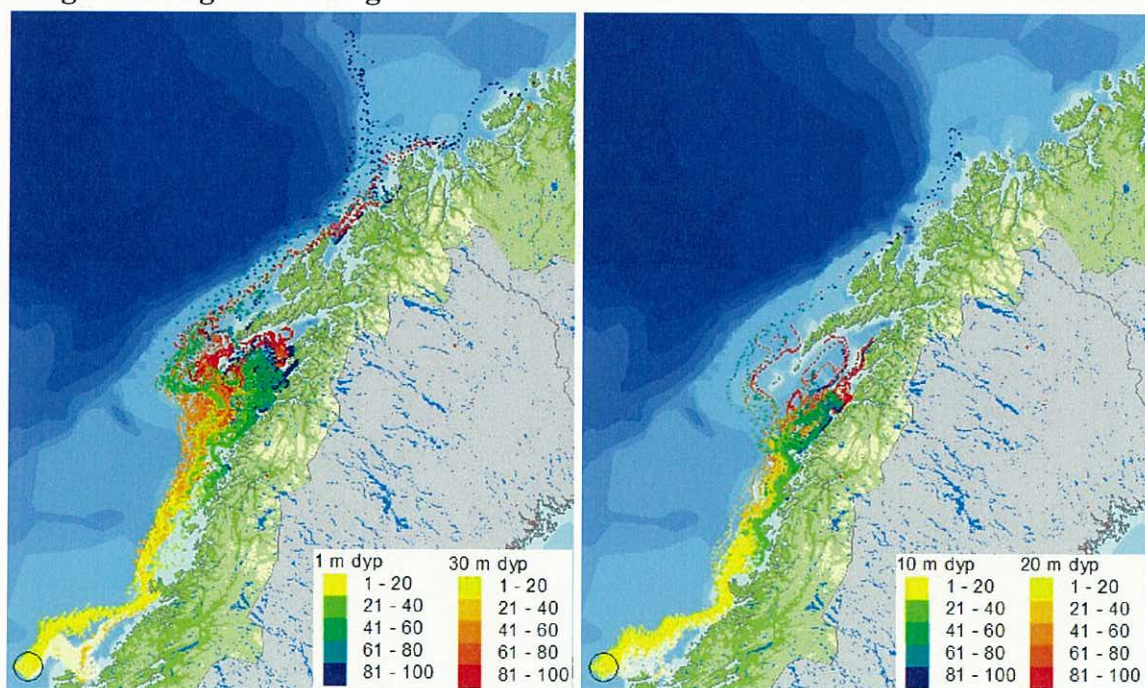


Figur 8-5 Drivbaner for larver ved ulike dyp fra utslippspunkt Røst (nederste sirkel). Fargekode angir antall dager.

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-6 Drivbaner for larver ved ulike dyp fra utslippspunkt inne i Vestfjorden. Fargekode angir antall dager.



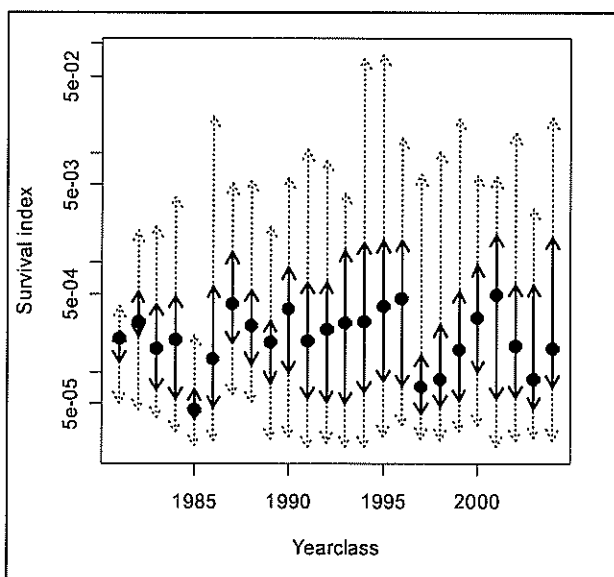
Figur 8-7 Drivbaner for larver ved ulike dyp fra utslippspunkt Haltenbanken sør. Fargekode angir antall dager.

TEKNISK RAPPORT

Resultatene fra simuleringene bekrefter at plassering i vannsøylen spiller en avgjørende rolle for hvor den enkelte larve havner. Det må påpekes at larvene i disse simuleringene er holdt konstant på et gitt dyp. Resultatene gir også mange interessante observasjoner, bl.a. så vil larver som står veldig høyt i vannsøylen (1 meters dyp) ute ved Moskenes kun drive nordover og følger Bjørnøyrenna mot vestsiden av Spitsbergen. Larver med økende dyp har imidlertid økende sjanse for å havne i Barentshavet (Figur 8-4). Ved et utslippspunkt mer kystnært ved Røst er dette mønsteret mindre utpreget da de fleste larvene vil drive inn i Barentshavet og kun en mindre andel av de larvene som ligger på 1 meters dyp vil følge Bjørnøyrenna nordover (Figur 8-5). Flyttes utslippspunktet inn i Vestfjorden (Figur 8-6) vil larvene følge svært kystnært og samtidig bruke mye lengre tid på å komme seg ut av Vestfjorden og nordover langs kysten. Ved utslippspunkt sør på Haltenbanken (Figur 8-7) følger larvene grovt sett det samme drivmønster nordover langs kysten, men med noe varierende drivhastigheter.

8.3 Romlig variasjon i overlevelse

I de vurderinger som har vært utført i miljørisikosammenheng har det lenge vært benyttet en antagelse om at tap av årsklasserekutteringen tilsvarer den tapsandel egg og larver som blir beregnet. Med utgangspunkt i den enorme naturlige dødeligheten ($> 99,9\%$) til gyteproduktene frem til det som utgjør årsklasserekutteringen har dette vært vurdert som et godt estimat på en forventningsverdi for reduksjon av årsklassen. Det tas dermed ikke hensyn til at enkelte områder til en gunstig tid og med gunstige ytre klimatiske forhold kan gi en økt sannsynlighet for overlevelse. Studier fra Cianelli m.fl (2007) indikerer at romlig variasjon kan utgjøre så mye som en faktor 1000 i forskjell i overlevelsesindeks (Figur 8-8), mens det innenfor et 50 % konfidensintervall kan utgjøre en faktor 10.

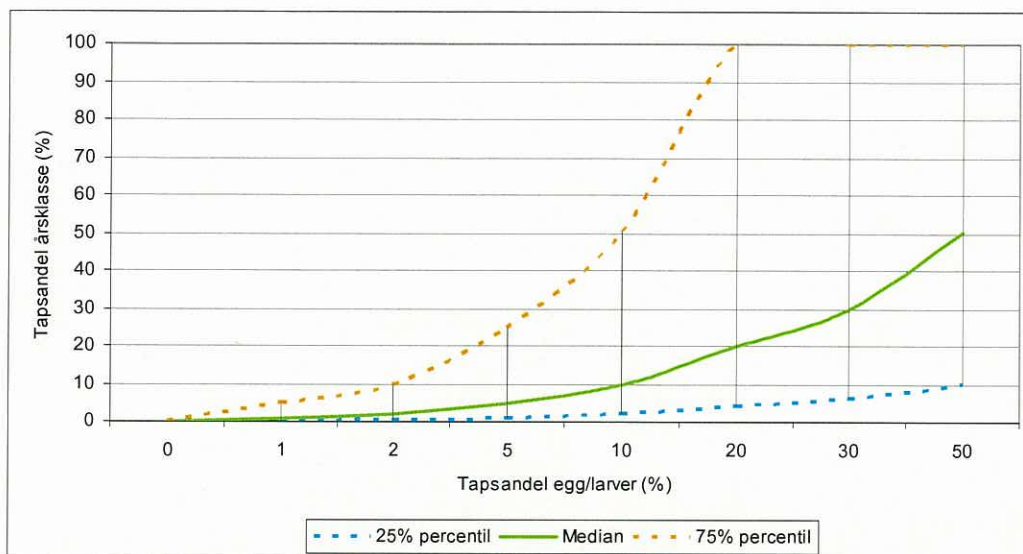


Figur 8-8 Variasjon i overlevelsesindeks fra 0-gruppetoktet i september til bunnfisktoktet i februar, for ulike årsklasser (data fra Cianelli m.fl. 2007). Sorte piler angir 50 % konfidensintervall (25 – 75 % persentil).

Figuren indikerer at dersom 1 % av det totale gyteproduktet av egg og larver dør som følge av et oljeutslipp så kan dette variere med en faktor 10 i faktisk tap av årsklasserekuttering avhengig

TEKNISK RAPPORT

av hvor og når denne andelen av larvene gikk til grunne og basert på hvilken overlevelse disse larvene faktisk ville ha. Dette er forsøkt eksemplifisert i Figur 8-9 innenfor et 25-75 % konfidensintervall. Det vil naturlig nok være forskjell på hvor stor denne faktoren vil være avhengig av når oljeeksponeringen inntreffer og jo senere i 0-gruppe stadiet jo mindre vil denne faktoren trolig være.



Figur 8-9 Eksemplifisering av sammenhengen mellom tapsandeler av egg/larver og en årsklasserekruttering.

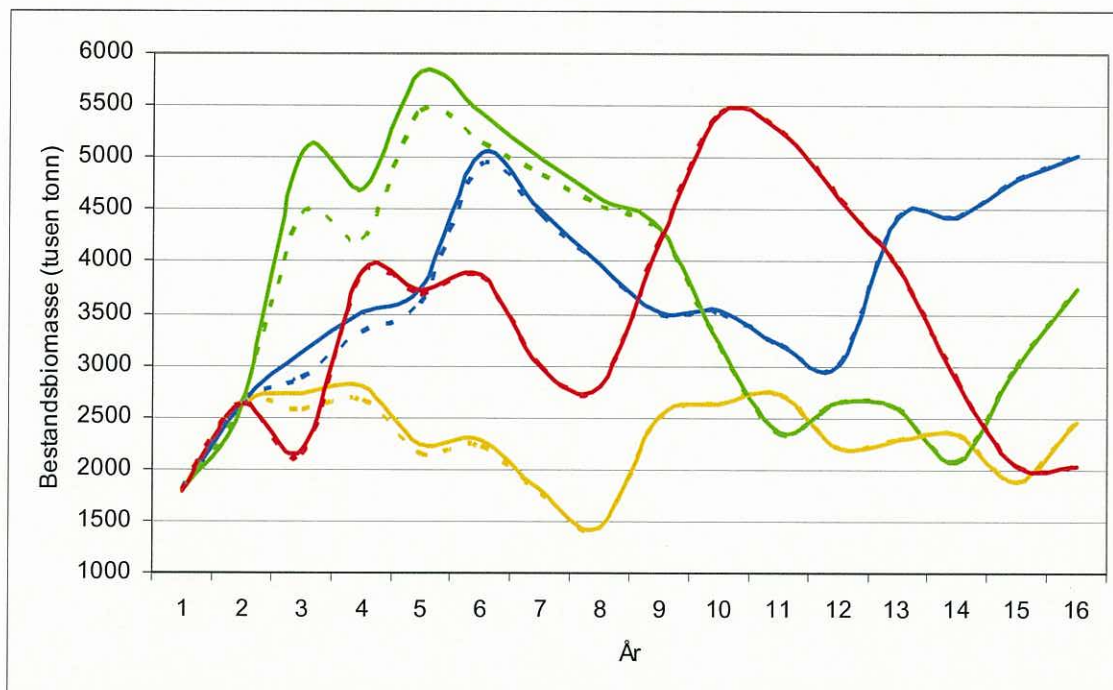
Eksempelet indikerer at en tapsandel på 5 % av egg/larver kan resultere i et tap av den endelige årsklasserekrutteringen fra 1 % inntil 25 % innenfor det angitte konfidensintervall. Bruk av en slike sammenhenger vil ivareta den observerte romlige variasjonen i overlevelse av larver på en bedre måte i risikoanalyser på fisk. Evt. kan man videre sammenstille sannsynligheten for ulike årsklassetap basert på tapsandeler egg/larver i en slags skadenøkkel som er vanlig i MIRA metoden (Tabell 8-2).

Tabell 8-2 Eksemplifisering på sannsynlighetsfordeling av tap i årsklasserekruttering som følge av tapsandeler av egg og larver (med utgangspunkt i Figur 8-9).

Tapsandel egg/larver	Tapsandel årsklasserekruttering								
	0 %	1 %	2 %	5 %	10 %	20 %	30 %	50 %	100 %
1 %	50 %	30 %	15 %	5 %					
2 %	10 %	20 %	40 %	20 %	10 %				
5 %		10 %	20 %	40 %	20 %	10 %			
10 %			10 %	20 %	40 %	15 %	10 %	5 %	
20 %				10 %	20 %	40 %	15 %	10 %	5 %
30 %				5 %	10 %	15 %	40 %	20 %	10 %
50 %					5 %	10 %	15 %	40 %	30 %

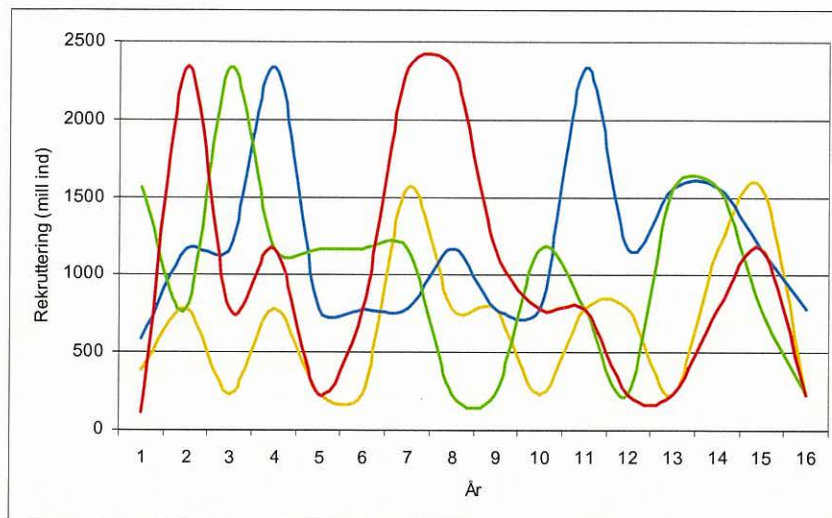
8.4 Bestandsprosjeksjoner

Viktigheten av å benytte modeller med ulike bestandsprosjeksjoner må understrekes spesielt for arter med stor variasjon fra år til år i rekruttering. Figur 8-10 viser eksempler på utvikling av gytebestandens biomasse med og uten oljebelastning som følge av 20 % reduksjon i årsklasserekruttering for ulike bestandsprosjeksjoner av torsk. Figurer viser stor variasjon i både skadeutslag og restitusjonstid mellom de ulike bestandsprosjeksjonene. Restitusjonstiden varierer mellom 1 år (rød projeksjon) opp til 9 år (grønn projeksjon).



Figur 8-10 Eksempler på utvikling av gytebestandens biomasse med (heltrukket linje) og uten (stiplet linje) oljebelastning (som følge av 20 % reduksjon i årsklasserekruttering) for ulike bestandsprosjeksjoner av torsk. Utslag på gytebestand finner sted 3 år etter tap i rekruttering. Ugland-modellen er benyttet i eksempelet.

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-11 Rekruttering for ulike bestandsprosjeksjoner av torsk (tilsvarende modellering som i Figur 8-10).

Forklaringer til denne variasjonen ligger i den variable rekrutteringen i det året som får en oljebelastning og i årene i etterkant (vist i Figur 8-11). I den røde bestandsprosjeksjonen utgjorde årsklassen med oljebelastning en svært liten årsklasse, mens det i det påfølgende året var en svært god rekruttering som bærer bestanden fremover i mange år. Dette gjør at skadeutslaget for gytebestanden blir lite med kun 2 % reduksjon i gytebestandens biomasse 1 år etter at årsklassen når gytemoden alder og restituert bestand året etter (Figur 8-10). I tilfellet med grønn bestandsprosjeksjon er årsklassen med oljeeksponering relativt stor med en relativt liten rekruttering i det påfølgende året. Dette gir et umiddelbart stort skadeutslag (12 % reduksjon av gytebestandens biomasse) med tanke på at dette var en viktig årsklasse for bestanden. Senere kommer flere sterke årsklasser og skadeutslaget betyr stadig mindre men det tar likevel hele 9 år før bestanden er fullt restituert (Figur 8-10).

8.5 Restitusjonsmodeller

8.5.1 Tetthetsavhengig naturlig dødelighet (TND) i første leveår

Sundby m. fl. (1989) estimerte dødelighet for NA-torsk ved hjelp av estimater for abundans på tre stadier:

- ved klekking av egg (ca. 20 dager etter gyting)
- "postlarver/early juveniles" (2-3 måneder etter klekking = ca. dag 90)
- og null-gruppe (4-5 måneder etter klekking = ca. dag 150).

Sundby plottet den instantane dødeligheten (M) for både dag 20-90 og 90-150 mot mengde postlarver og fant at dødeligheten for dag 20-90 sank med økende tetthet, mens dødeligheten for dag 90-150 sank med økende tetthet (reprodusert her som Figur 8-12a).

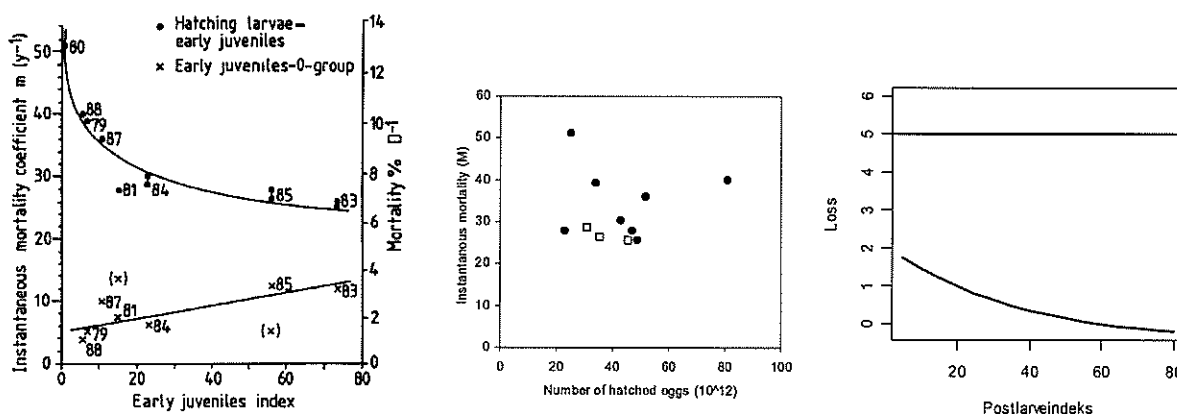
I Figur 8-12 (a) er dødeligheten plottet mot antall larver *etter* at dødeligheten har funnet sted; et plott av M mot antall før dødeligheten (mengde klekte egg) viser ingen sammenheng (Figur 8-12 b). Det er derfor ingen indikasjon på noen tetthetsavhengighet (invers eller normal) i

TEKNISK RAPPORT

dødeligheten på dette stadiet, noe som tyder på at den store variasjonen i dødelighet på dette stadiet bestemmes av miljøfaktorer, uavhengig av tetthet.

På stadiet fra dag 90 til 150 (fig. 8.12a) fant Sundby m. fl. (1989) en TND som følger formelen $M = 5.31 + 0.102 * \text{Postlarveindeks}$.

Sundby mener at postlarveindeksen er proporsjonal med virkelig antall postlarver. Dersom det er en årsak-virkning-sammenheng mellom antall og dødelighet betyr dette at en ekstra dødelighet (grunnet forurensing) i begynnelsen av dette stadiet (rundt dag 90, eller før dag 90 dersom dødeligheten før dag 90 er tetthetsuavhengig) vil føre til en reduksjon av den naturlige dødeligheten. En påført dødelighet på f.eks. 5 % på en stor årsklasse som 1983-årsklassen (postlarveindeks = 74.7) vil føre til at M (for den gjenværende fisken) synker med 0.38 ($74.7 * 0.102 * 0.05$). Den observerte dødeligheten for denne årsklassen var 12.1 på dette stadiet, eller en overlevelse over 60 dager (dag 90 til dag 150) på 13.7 %. Tapet 5% av larvene i starten av dette stadiet, vil overlevelsen av de 95 % overlevende øke til 14.6 %. Summen av de som overlever både oljeforurensingen (95%) og de påfølgende 60 dager vil altså være $0.95 * 14.6 \% = 13.9 \%$, altså ganske likt med de 13.7 % i en uperturbert situasjon. Dette tyder på at TND kan gi omtrent 100 % kompensasjon av påført dødelighet i løpet av dette stadiet. Kompenseringen vil være lavere for mindre årsklasser, men fremdeles vil det meste av den påførte dødeligheten kunne kompenseres (Figur 8-12 c). Det må tas forbehold om at den observerte TND kun er basert på korrelasjon, dvs. at det er usikkert om det er en årsak-virkning-sammenheng mellom antall og dødelighet. Det må uansett tas i betraktning at på disse tidlige levestadiene er det trolig stor romlig variasjon i naturlig mortalitet, jfr. kap. 8.4.



Figur 8-12 (a) NA-torsk: naturlig dødelighet dag 20-90 (øverste linje) og dag 90-150 (nederste linje), plottet mot abundans ved dag 90 (=postlarver = early juveniles).

Reprodusert fra Sundby m. fl. 1989. (b) Naturlig dødelighet dag 20-90 plottet mot abundans ved dag 90. Åpne firkanter er data basert på eggssurvey 1983-85, øvrige data er basert på egg estimert fra gyttebiomasse. Data hentet fra Sundby et al. 1989. (c) Kompensering av oljepåført dødelighet ved TND mellom dag 90 og 150 (postlarve til 0-gruppe), basert på sammenhengene i (a). Antatt et oljerelatert tap på 5 % (svart linje) i begynnelsen av stadiet, vil tapet ved dag 150 være 0-2 % (rød linje).

TEKNISK RAPPORT

8.5.2 Tetthetsavhengig naturlig dødelighet etter alder 3

Vi har gjort noen modellforsøk der vi sammenligner simuleringer med naturlig dødelighet $M=0.2$ med simuleringer der man antar TND ved at $M<0.2$ for kohorter under gjennomsnittstørrelse og $M>0.2$ for kohorter som er over gjennomsnittet. Utgangspunktet er Hjermann (2004b), som analyserte bl.a. tetthetsavhengighet basert på toktdata. Med utgangspunkt i formelen

$$\log(N_{\text{alder}, \text{år}}) = a + (1-b) \cdot \log(N_{\text{alder}-1, \text{år}-1}) + c \cdot F_{\text{år}-1} + c \cdot X1_{\text{år}-1} + d \cdot X2_{\text{år}-1} + \dots$$

der F = fiskedødelighet, $X1$, $X2$ etc. er miljøvariable, og a , b' ($b' = 1-b$), c , og d er parametre som bestemmes med lineær regresjon, fant en at b er signifikant >0 , generelt rundt 0.2 ($0.15-0.24$) for alder $a = 3-6$, med andre ord en signifikant tetthetsavhengig mortalitet. Dette kan delvis skyldes ulik fangbarhet for fisk av ulik størrelse. Vi vil vise forholdet mellom denne formelen og formelen som VPA baserer seg på, som er denne:

$$N_{\text{alder } a+1, \text{år } t+1} = N_{\text{alder } a, \text{år } t} \cdot \exp(-(M + F))$$

Vi antar at den naturlige dødeligheten M er tetthetsavhengig på denne måten:

$$M = m + n \cdot \log(N_{\text{alder } a, \text{år } t})$$

der n heretter vil kalles "stigningstallet". Vi setter denne inn i VPA-formelen

$$\log(N_{\text{alder } a+1, \text{år } t+1}) = \log(N_{\text{alder } a, \text{år } t}) - [m + n \cdot \log(N_{\text{alder } a, \text{år } t})] - F$$

$$\log(N_{\text{alder } a+1, \text{år } t+1}) = -m + (1-n) \cdot \log(N_{\text{alder } a, \text{år } t}) - F$$

Med andre ord, $n = b$.

Det er utført tre forsøk med $n = 0$, $n = 0.1$ og $n = 0.2$. I hvert forsøk gikk vi gjennom følgende trinn:

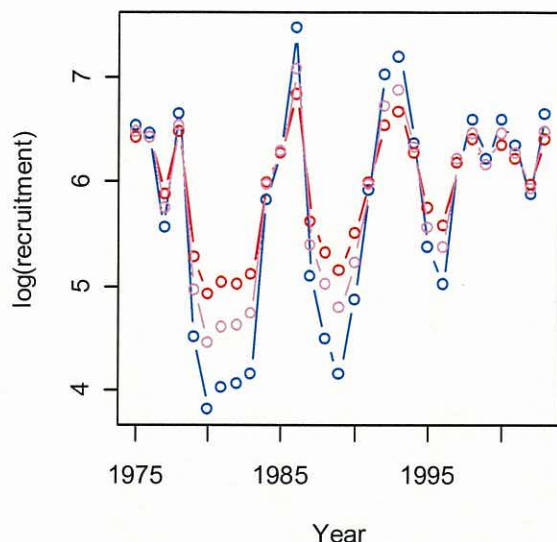
1. Basert på observerte kommersielle fangster, estimere en ny VPA-tidsserie med basis i et gitt stigningstall (n) i mortalitet. Pope's approksimasjon ble brukt. Interceptet m ble valgt slik at gjennomsnittlig M var på 0.2 i alle tilfellene.
2. Basert på data fra årsklassene 1972-2000, estimere parametrene for denne rekrutteringsfunksjonen fra Hjermann m. fl. (2007):

$$\log(N_{\text{cod age } 3, t}) = \log[F \cdot \text{SSB}_{\text{cod}, t-3} / (1 + g \cdot \text{SSB}_{\text{cod}, t-3})] + c \cdot \text{Temp}_{t-3} + d \cdot \log(\overline{BM}_{\text{can cod}} / \overline{ABM}_{\text{capelin}}^e)$$

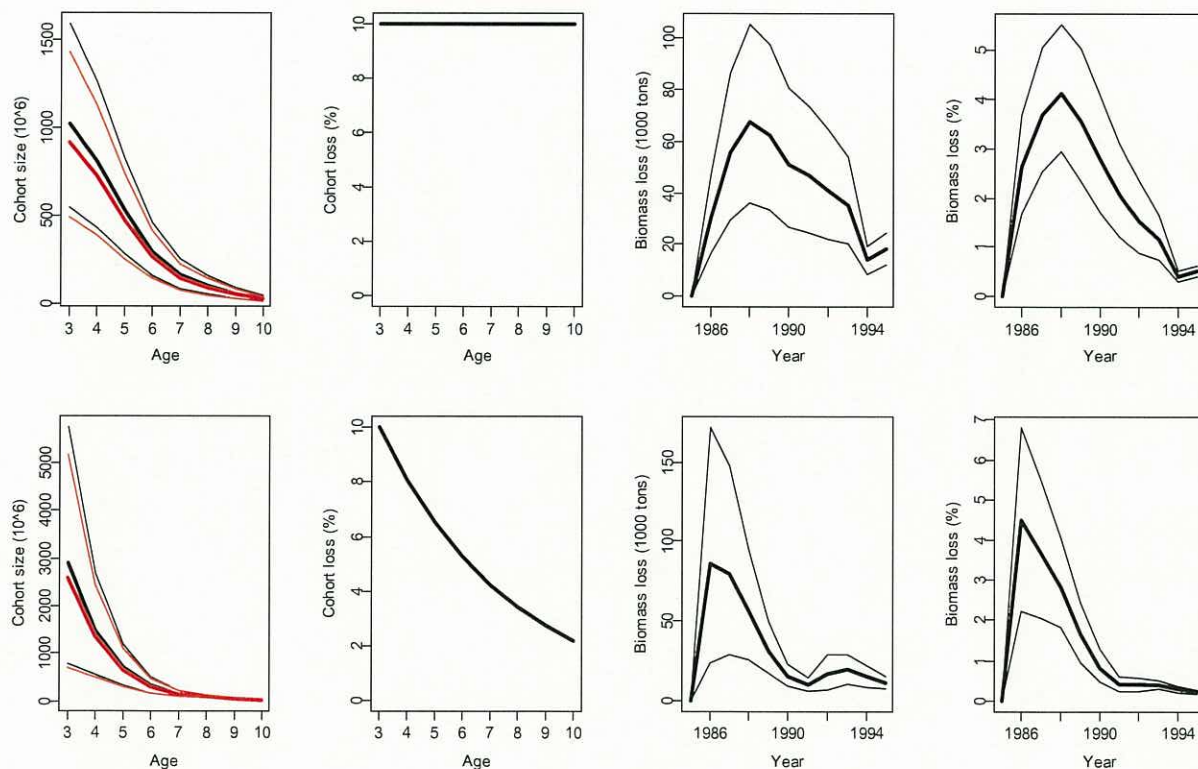
3. Simulere bestandsutvikling for årene 1975-2005 med og uten 10% oljedødelighet på larvestadiet i hvert av årene 1974-1985 (12 år). For hvert par simuleringer (med og uten oljedødelighet) ble det kjørt 100 replikater. Hvert par hadde identisk tidsrekke for støy i støyledet, noe som tilsvarer identiske verdier for ukjente variable som påvirker rekrutteringssuksessen.

Introduksjon av TND i VPA-estimeringen (trinn 1) gjorde at variasjonen i årsklassestyrke ble økt; en fikk høyere estimater for sterke årsklasser og lavere estimater for svake årsklasser (Figur 8-13).

TEKNISK RAPPORT



Figur 8-13 Effekt av TND på estimerer for antall NA-torsk ved alder 3 (dvs. årsklassestyrke). Stigningstall (n) for TND etter aler 3 år: $n = 0$ (rød), $n = 0.1$ (lilla) og $n = 0.2$ (blå). Merk at tallene er på naturlig log-skala (1 enhet = en faktor på 2.7) av enheter på millioner individer.



Figur 8-14 Effekt på populasjonssimulering av å anta TND etter alder 3. Det antas her et 10 % tap (ved alder 3) av en stor kohort (1983-årsklassen). De øverste grafene (a-d) viser en modell uten TND ($n = 0$), den nederste raden (e-h) med TND ($n = 0.2$). Tynne streker i grafene angir 10- og 90- persentiler. (a,e) Størrelse på årsklasse ved ulike aldre uten (svart)

TEKNISK RAPPORT

og med (rød) 10% oljedødelighet. (b,f) Prosentvis forskjell i kohortstørrelse mellom simuleringer med og uten oljetap, ved ulike aldre av kohorten. (c,g) Tap i fiskbar biomasse (alder 3+) over tid. (d,h) Prosentvis tap i fiskbar biomasse i ulike år.

Figur 8-14 viser hvordan dette virker inn på hvordan en stor årsklasse (her 1983-årsklassen) affekteres av et oljeutslipp. Estimater for størrelsen på kohorten ved alder 3 er vesentlig større med (Figur 8-14e) enn uten TND (Figur 8-14a). Så selv om TND gjør at effekten av tapet avtar etter hvert som kohorten blir eldre (Figur 8-14f), gjør det også at denne årsklassen utgjør en større del av bestanden, slik at det maksimale tapet av total biomasse blir noe større både i absolutte og relative termer (sammenlign Figur 8-14 c,d med g,h). Tapet kompenseres imidlertid raskere, noe som reduserer den kumulative effekten av oljetapet. En tilsvarende graf for en liten kohort ville vist at TND minsker det maksimale biomassetapet. TND gir altså større mellomårsvariasjon i hvor stor populasjonseffekten av oljedødelighet er. Legg også merke til at den naturlige variasjonen i årsklassestørrelse (tynne streker i Figur 8-14a,e) er stor i forhold til effekten av oljeutslipp (røde versus svarte linjer i samme grafer). Vi har her antatt at fiskedødeligheten F er den samme for samtlige simuleringer (både med og uten olje), noe som gir samme effekt av fiske på bestanden, men mindre biomasseuttak i fisket i tilfellene med oljesøl (siden total biomasse er mindre).

Tabell 8-3 viser sannsynlighetsfordelingen av prosentvis tap i biomasse i ulike år etter en oljeulykke, der tapet i en årsklasse er på 10% når årsklassen når alder 3. Uten TND i mortaliteten er det størst reduksjon i den fiskbare biomassen (alder 3+ år) 4-5 år etter ulykken; i de fleste (over 60 %) tilfellene er tapet da på 2-4%. Med TND finner maksimalt biomassetap sted 3-4 år etter ulykken (når kohorten kommer inn i fiskbar bestand) og tapet er over 4 % i 23 % av tilfellene, men også under 2% i 40% av tilfellene. Grunnen er at små årsklasser blir ennå mer ubetydelige dersom en antar TND, mens en større andel av den totale biomassen utgjøres av noen få store årsklasser. Når det gjelder gytebiomasse er tapet på minst 3% i 60% av tilfellene om en ikke antar TND, mens med TND blir tapet for en stor del kompensert før gytealder er oppnådd slik at tap av gytebiomasse er under 3 % i >97 % av tilfellene. Restitusjonstiden (her: <1 % tap i >90 % av tilfellene) for fiskbar biomasse er 9 år uten TND og 7 år med TND; tilsvarende restitusjonstid for gytebiomasse er 11 år uten TND og 9 år med TND. Det er ingen tendenser til at populasjonstap tas med til neste generasjon (tvert i mot er det tendenser til overkompensering etter ca. én generasjon).

TEKNISK RAPPORT

Tabell 8-3 Prosentvis tap av biomasse av fiskbar fisk (alder 3+, a og c) og gytebiomasse (b og d) i etterkant av et oljeutslipp som dreper 10 % av en årsklasse, målt på 3-årsstadiet. (a) og (b) populasjonsmodell uten TND etter alder 3 (b = 0, se kap. 8.5B), (b) populasjonsmodell med TND etter alder 3 (b = 0.2, omtrent som observert i Hjermann m. fl. 2004b). Tallene i venstre kolonne angir modellert tap, der f.eks. "2" angir et tap på 2.00-2.99%.

(a)		Antall år etter oljeutslipp																
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Tap av biomasse alder 3+ (%)	-2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	-1	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.2	0	0	0	0	0.6	0.4
	0	100	15.2	1.8	1.0	3.8	26.8	68.5	90.4	94.5	99.8	100	100	100	100	100	99.4	99.6
	1	0	49.8	23.0	17.5	30.8	41.8	24.1	7.5	5.3	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	2	0	25.8	37.3	35.7	35.2	21.0	6.2	1.7	0.2	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	3	0	7.8	25.4	27.5	20.3	8.0	1.2	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	4	0	1.5	9.2	12.3	7.3	2.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	5	0	0.0	2.9	5.1	2.6	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	6	0	0.0	0.3	0.9	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	7	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	8	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
	9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0
(b)		Antall år etter oljeutslipp																
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Tap av gytebiomasse (%)	-2	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	-1	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	3.8	91.7	8.8	0	0	0.0	0	0.8	9.3
	0	100	100	99.9	44.0	1.8	0.5	9.2	46.2	74.8	8.3	91.2	100	100	99.9	100	99.2	90.7
	1	0	0	0.1	43.6	11.2	8.2	33.0	34.3	14.0	0.0	0.0	0	0	0.1	0	0.0	0.0
	2	0	0	0.0	10.8	23.0	21.0	29.7	12.8	5.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	3	0	0	0.0	1.6	29.8	26.6	17.8	4.2	1.8	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	4	0	0	0.0	0.0	21.8	23.5	6.5	1.8	0.6	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	5	0	0	0.0	0.0	9.5	13.4	3.2	0.6	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	6	0	0	0.0	0.0	2.4	6.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	7	0	0	0.0	0.0	0.4	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	8	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
	9	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0	0.0	0.0
(c)		Antall år etter oljeutslipp																
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Tap av biomasse alder 3+ (%)	-2	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	-1	0	0	0.0	0.0	0.2	2.8	17.3	7.9	0	0	0.1	0.2	0.7	1.3	0.2	0	0
	0	100	16.1	13.1	21.1	52.5	90.1	82.7	92.1	100	100	99.9	99.8	99.3	98.7	99.8	100	100
	1	0	24.4	30.9	41.8	39.2	7.1	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	2	0	20.8	26.1	26.4	7.8	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	3	0	15.1	16.7	8.8	0.2	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	4	0	10.0	8.7	1.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	5	0	6.3	3.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	6	0	4.7	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	7	0	2.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	8	0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
	9	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
(d)		Antall år etter oljeutslipp																
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Tap av gytebiomasse (%)	-2	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	-1	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	8.9	28.2	62.1	0	0	0	0	0.1	1.8	0.2
	0	100	100	98.5	69.5	12.4	17.8	87.1	91.1	71.8	37.9	100	100	100	100	99.9	98.2	99.8
	1	0	0	1.5	27.0	56.9	68.6	12.8	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	2	0	0	0.0	3.5	28.2	13.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	3	0	0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	4	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	5	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	6	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	7	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	8	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0
	9	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0

TEKNISK RAPPORT

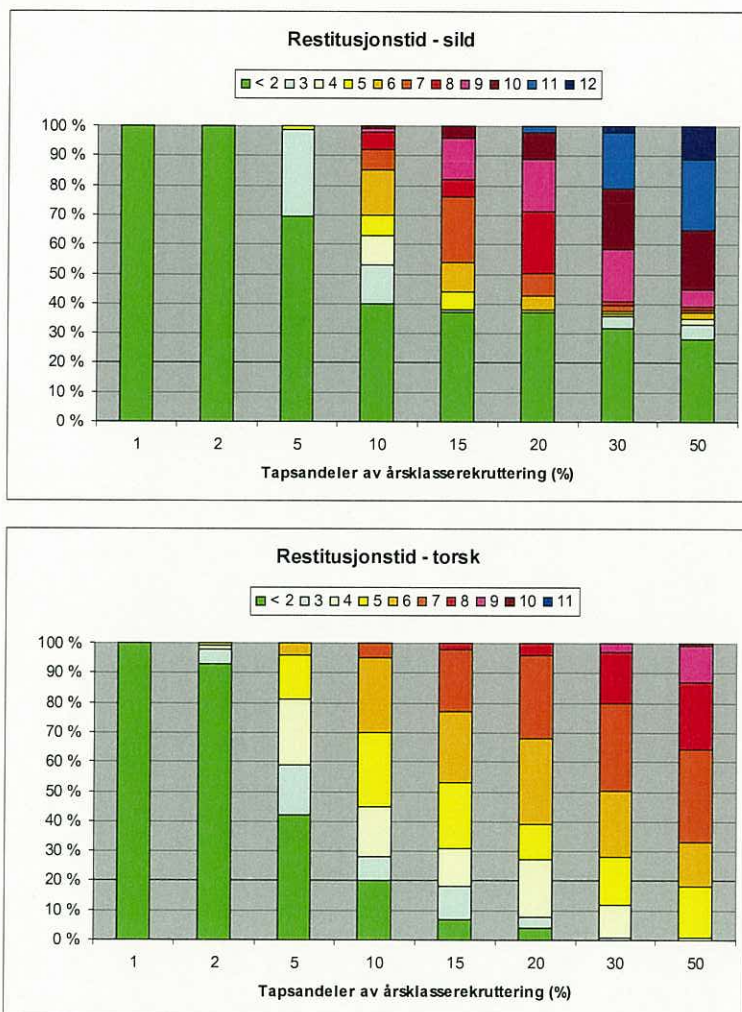
8.6 Skadeklassifisering

Siste ledd i miljørisikoen analysen innebærer en kategorisering av miljøskade til skadekategoriene mindre, moderat, betydelig og alvorlig miljøskade. I MIRA er dette analogt med restitusjonstid som er endepunktet for skadeberegningen for både habitater og bestander:

- Mindre miljøskade (1 mnd – 1 års restitusjonstid)
- Moderat miljøskade (1-3 års restitusjonstid)
- Betydelig miljøskade (3-10 års restitusjonstid)
- Alvorlig miljøskade (> 10 års restitusjonstid)

Selskapenes akseptkriterier for miljøskade er også definert innenfor disse skadekategoriene.

Med utgangspunkt i resultater fra ulike tapsandeler av årsklasserekruttering fra sild og torsk i Ugland-modellen (Figur 8-15) kan det avledes skadenøkler tilsvarende som for sjøfugl og sjøpattedyr i MIRA metoden (OLF 2007).



Figur 8-15 Fordeling av restitusjonstid beregnet på gytebestandens biomasse for ulike tapsandeler av årsklasserekruttering av sild og torsk.

TEKNISK RAPPORT

Tabell 8-4 Skadeklassifisering for gytebestand av sild basert på restitusjonstidsfordelinger ved ulike årsklassetap (Figur 8-15).

Reduksjon i årsklasserekruttering (%)	Konsekvenskategori miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre 1m –1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1	75	25	0	0
5	50	50	0	0
10	25	25	50	0
20	15	25	50	10
30	10	20	30	40

Tabell 8-4 gir en oppsummering av restitusjonstider for gytebestanden av sild basert på Ugland-modellen som grunnlag for å utlede en skadenøkkel etter samme mal som for sjøfugl og sjøpattedyr i MIRA (gitt i Tabell 8-5). En tilsvarende skadenøkkel for gytebestand av torsk er presentert i Tabell 8-6.

Tabell 8-5 Skadenøkkel for gytebestand av sild basert på restitusjonstidsfordelinger ved ulike årsklassetap (basert på Tabell 8-4).

Reduksjon i årsklasserekruttering (%)	Konsekvenskategori miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre 1m –1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5	60	40	0	0
5-10	35	40	25	0
10-20	20	25	50	5
20-30	10	25	40	25
>30	0	10	30	60

Tabell 8-6 Skadenøkkel for gytebestand av torsk basert på restitusjonstidsfordelinger ved ulike årsklassetap (basert på Figur 8 15).

Reduksjon i årsklasserekruttering (%)	Konsekvenskategori miljøskade (restitusjonstid i år)			
	Mindre 1m –1 år	Moderat 1-3 år	Betydelig 3-10 år	Alvorlig >10 år
1-5	45	35	20	0
5-10	15	30	55	0
10-20	5	15	80	0
20-30	0	5	90	5
>30	0	0	90	10

Det er i utarbeidelsen av EIF reist noen spørsmål ved om restitusjonstid er et godt endepunkt for skadeberegningen og man har der forsøkt å definere miljøskade som kombinasjonen av skadens omfang og varighet (restitusjonstid). Det kan synes som om dette kan være et vel gå godt

TEKNISK RAPPORT

grunnlag for å definere miljøskade, blant annet ser man at restitusjonsmodellen for torsk (Ugland modellen) ikke gir lengre restitusjonstider enn 11 år. Problemstillingen gjelder imidlertid ikke bare fiskebestander men mer generelt som endepunkt for hele skadebetraktning også når det gjelder sjøfugl og sjøpattedyr og strandsamfunn. Dette bør være gjenstand for videre vurderinger av metodene ved en eventuell samkjøring mellom EIF og MIRA metodikk.

9 KONKLUSJON OG ANBEFALINGER

Det er svært mange elementer som inngår i et forsøk på å kunne kvantifisere effekter samt å kunne regne risiko for skade på fiskebestander som følge av et oljeutslipp. Denne rapporten tar for seg disse elementene og forsøker å belyse viktigheten av ulike parametere i beregningen og kvantifiseringen av en evt. skade. Helt sentralt i enhver slik vurdering står muligheten eller sannsynligheten for å kunne bli eksponert for oljekonsentrasjoner som kan gi en effekt. Allerede her møter man de fleste problemstillinger man står ovenfor i et forsøk på å gjøre kvantitative beregninger. Man skal modellere oljens skjebne i vannsøylen best mulig slik at det er mulig å kombinere dette med ressursfordelinger for å kunne gjøre vurderinger av eksponering. Moe m. fl (1998) sammenfattete hovedkomponentene i følgende prinsippsskisse som fortsatt utgjør den vesentlige tilnærmingen til problemstillingen:

- Påvirkningsfaktorens utbredelse, mengdeforhold og giftighet/skadepotensiale (horisontalt, vertikalt og over tid)
- Ressursens utbredelse inkl. andeler av gyteprodukter innenfor avgrensede områder, dyp og tidsvinduer
- Ressursens sårbarhet for den gitte påvirkningsfaktoren

Et hovedprinsipp i hele risikovurderingen bør være at det er samsvar mellom den nøyaktighet og det nivå man forsøker å modellere når det gjelder eksponering og den detaljgrad og usikkerhet som er knyttet til de enkelte parametere i skadevurderingen bl.a. ressursfordelingen.

Som et neste hovedprinsipp bør usikkerheten i størst mulig grad inkluderes i beregningene istedenfor å tillegges som ytterligere sikkerhetsfaktorer. Dette betyr at det for eksempel anbefales å benytte en dose-respons funksjon istedenfor en terskelverdi for effektgrense, samt at det beregnes på mange datasett både i eksponeringsvurderingene samt i vurderingen av hvilken betydning dette har for restitusjon av bestanden. Ved å benytte *best tilgjengelig* informasjon og inkludere sannsynlighetsfordelinger som ivaretar usikkerheten vil også risikovurderingen gi *best tilgjengelig* resultat. Også for parametere hvor usikkerheten er veldig stor kan dette prinsippet forsvares med at en velger en konservativ sannsynlighetsfordeling.

Mer spesifikt er det foreslått følgende prinsipper og anbefalinger i forhold til miljørisikovurderinger på fisk:

Vedr. eksponering

- eksponeringsberegninger kan enten ta sikte på å gi detaljert beskrivelse av komponentsammensetningen i vannfasen over tid, eller de kan basere seg på en mer overordnet beskrivelse av oljekonsentrasjoner i de øverste vannmasser, dvs. at det ikke skilles mellom dispergert olje og løste oljekomponenter. Effektvurderingene for fisk må nødvendigvis baseres på samme detaljeringsnivå som det er tilgjengelig eksponeringsdata for.
- for akuttutslipp av olje er det vanskelig å beregne reelle eksponeringskonsentrasjoner i vannsøylen, da kinetikken for fasefordelingen av komponenter mellom olje og vann er avhengig av oljetype og lokale forhold (bl.a. temperatur). Av den grunn kan modeller kun gi en grov

TEKNISK RAPPORT

tilnærming til eksponeringskonsentrasjoner for enkeltkomponenter i vannsøylen under et oljeflak.

- det er problematisk å relatere effektnivå til grad av eksponering dersom totalkonsentrasjoner av partikulær olje benyttes som inngangsdata for eksponering, mens det på effektsiden benyttes en grenseverdi basert på målte konsentrasjoner i vann (THC). Dette innebærer at å basere en miljørisikovurdering på en sammenlikning av totalkonsentrasjoner av olje på eksponeringssiden og målte konsentrasjoner på effektsiden er svært konservativt
- følsomhet for eksponering av oljesøl avhenger av vandringsmønster/ atferd, klekkemønster, tidspunkt og tidsforløp ved viktige prosesser som gyting, klekking, utvikling, metamorfose og matforbruk. Slik sett vil bruk av toxdata for mest følsomme art blant et utvalg testorganismer representere en grov forenkling. Fortrinnsvis bør artsspesifikke data brukes, men slike data mangler i mange tilfeller.
- numeriske modeller må benyttes for å gi en romlig og tidsoppløselig fordeling av fiskeegg og larver og vertikalfordeling bør hensyntas i eksponeringsberegningen enten under selve modelleringen (samtidig modellering) eller som en egen komponent i resultatene.
- Den horisontale oppløsningen i disse modellene bør undersøkes nærmere og tilpasses nivået i resterende metodikk for eksempel "godt-nok" for å anvendes sammen med oljedriftsresultater på 10x10 km rutenett

Vedr. skadeberegning

- skade på fiskeegg og -larver bør uttrykkes som funksjon av konsentrasjon heller enn som en grenseverdi samt at slike dose-respons funksjoner blir oljetypeavhengige
- de mest giftige lette oljetyper vil ha et startpunkt for effekter på fisk på minimum 100 ppb
- mer data må på plass i forhold til giftighet, og at noen forhold rundt forutsetninger (bl.a. endring i giftighet over tid) må avklares før man kan enes om en konkret grenseverdi
- det bør også satses på å utvikle bedre dose-respons-data for langtidseffekter som kan påvirke bestanden på lang sikt (inkludert biomarkørstudier). En bør ikke bare basere risikovurderingen på narkotiske effekter, selv om akutte effekter er narkotiske effekter
- romlig variasjon i overlevelse av egg- og larver bør hensyntas i risikovurderingen (jf eksempel i kap 8.3) i form av en sannsynlighetsfordeling for tapsandeler av årsklasserekrutteringen. Det bør videre vurderes relevansen av å beregne effekter på sene larvestadier da toksisitetsgrensene bare er representative for de første 2-3 uker etter klekking. Dette bør uansett diskuteres i resultatene.

Vedr. restitusjon

- viktigheten av å benytte modeller med ulike bestandsprojeksjoner må understrekes spesielt for arter med stor variasjon fra år til år i rekruttering
- restitusjonsmodeller bør også ivareta tetthetsavhengig dødelighet i estimeringen

10 REFERANSER

- Barron MG, Carls MG, Short JW, Rice SD, Heintz RA, Rau M, Di Giulio R. 2005. Assessment of the phototoxicity of weathered Alaska North Slope crude oil to juvenile pink salmon. *Chemosphere* 60: 105-110.
- Barron MG, Carls MG, Short JW, Rice SD. 2003. Photoenhanced toxicity of aqueous phase and chemically dispersed weathered Alaska North Slope crude oil to Pacific herring eggs and larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22:650-660.
- Barron MG, Little EE, Calfee RD, Diamond S. 2000. Quantifying solar spectral irradiance in aquatic habitats for the assessment of photoenhanced toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19:920-925.
- Barron MG, Podrabsky T, Ogle S, Ricker RW. 1999. Do aromatic hydrocarbons determine petroleum toxicity to aquatic organisms? *Aquatic Toxicology* 46:253-268.
- Brakstad 2001. Biodegradation of Jotun and Balder oils. SINTEF rapport nr. STF 66
- Brown ED, Baker TT, Hose JE, Kocan RM, Marty GD, McGurk MD, Norcross BL, Short J. 1996. Injury to the early life history stages of Pacific herring in Prince William Sound after the Exxon Valdez oil spill. *American Fisheries Society Symposium* 18:448-462.
- Brude, O.W., Ugland, K.I. & Moe, K.A. Olje-Fisk – Anskueliggjøring av miljørisiko i forbindelse med Borekampanjen i Barentshavet 2000-2001. Alpha Miljørådgivning rapport nr 1057-1. 2000.
- Calfee RD, Little EE, Cleveland L, Barron MG. 1999. Photoenhanced toxicity of a weathered oil to *Ceriodaphnia dubia* reproduction. *Environmental Science and Pollution Research* 6:207-212.
- Carls MG, Marty GD, Hose JE. 2002. Synthesis of the toxicological impacts of the Exxon Valdez oil spill on Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 59:153-172.
- Carls, M.G., Rice, S.D. and Hose, J.E., 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part 1. Low level exposure during incubation causes malformations, genetic damage and mortality in larval Pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:481-493.
- Ciannelli L, Dingsør GE, Bogstad B, Ottersen G, Chan KS, Gjøsæter H, Stiansen JE, Stenseth NC 2007. Spatial anatomy of species survival: effects of predation and climate-driven environmental variability. *Ecology* 88: 635-646.
- Clark, J.R., G.E. Bragin, R.J. Febbo and D.J. Letinski. 2001. Toxicity of physically and chemically dispersed oils under continuous and environmentally realistic exposure conditions: Applicability to dispersant use decisions in spill response planning. Pp. 1249–1255 in *Proceedings of the 2001 International Oil Spill Conference*, Tampa, Florida. American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- CONCAWE 2001: Environmental classification of petroleum substances – summary data and rationale. CONCAWE rapport nr. 01/54. <http://www.concawe.be/Html/Reports.htm>
- Couillard CM, Lee K, Legare B, King TL. Effect of dispersant on the composition of the water accommodated fraction of crude oil and its toxicity to larval fish. *Environmental Toxicology*

TEKNISK RAPPORT

and Chemistry 24:1496-1504.

Di Toro, D.M., J.A. McGrath, D.J. Hansen, 2000: "Technical Basis for Narcotic Chemicals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Criteria. I. Water and Tissue." Environ Toxicol. Chem. 19: 1951-1970.

Delvinge, Sweeney, 1988, Natural Dispersion of oil. Oil & Chemical Pollution 4 (1988) 281-310.

Dingsør, G.E. 2005. Estimating abundance indices from the international 0-group fish survey in the Barents Sea. Fish Res. **72**: 205-218.

Dingsør, G.E., Ciannelli, L., Chan, K.S., Ottersen, G., and Stenseth, N.C. 2007. Density dependence and density independence during the early life stages of four marine fish stocks. Ecology **88**: 625-634.

DNV 1994. Oil drift simulations OILTRAJ. DNV report no. 93-2060. Det Norsk Veritas Research.

Ellertsen, B., Fossum, P., Solemdal, P., and Sundby, S. 1989. Releation between temperature and survival of eggs and first-feeding larvae of North-East cod (*Gadus morhua* L.). Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer **191**: 209-219.

Engedahl, H., Ådlandsvik, B. and Martinsen, E.A. (1998). Production of monthly climatological archives for the Nordic Seas, J.of Mar.Syst. **14**:1-26.

EC. 2003. European Commission - Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. (2. ed.)

<http://ecb.jrc.it/Technical-Guidance-Document/>

Ezer, T., Arango, H. and Shchepetkin, A.F. (2002). Developments in terrain-following ocean models: intercomparison of numerical aspects. Ocean Modeling, **4**(3-4):249-267.

Forbes VE, Calow P. 2002. Species sensitivity distributions revisited: A critical appraisal. Human and Ecological Risk assessment, **8**: 473-492.

Fossheim, M., Zhou, M., Tande, K. S., Pedersen, O.-P., Zhu, Y. and Edvardsen, A. 2005. Interactions between biological and environmental structures along the coast of northern Norway. Marine Ecology Progress Series **300**: 147-158.

Fossheim, M., Tande, K. S., Semenova, T. and Timonin, A. 2006. Capelin larvae (*Mallotus villosus*) and community structure of zooplankton off the coast of northern Norway. Journal of Plankton Research **28**: 585-595.

Fossum P, Øiestad V. 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk I møte med trusselen fra petroleumsvirksomhet. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets egg- og larveprogram – HELP (1985-1991).

Fossum, P., and Moksness, E. 1993. A study of spring- and autumn-spawned herring (*Clupea harengus* L.) larvae in the Norwegian Coastal Current during spring 1990. Fisheries Oceanography, **2**: 73–81.

Fossum, P., Gjosaeter, H., and Ingvaldsen, R. 2002. Spesielle økologiske forhold i Barentshavet høsten 2001 – hva hendte? Havets Miljø **2002**: 67-70.

French-McCay, D. P. 2002: Development and application of an oil toxicity and exposure model, OILTOXEX. Environ Toxicol Chem **21**:2080-2094

Frøysa, K.G., Bogstad, B., and Skagen, D.W. 2002. Fleksibest - an age-length structure fish

TEKNISK RAPPORT

stock assessment model. Fish Res. 55: 87-101.

Gallego, A., Cargill, L.H., Heath, M.R., Hay, S.J. & Knutsen, T., 1995. An assessment of the immediate effect of the Braer oil-spill on the growth of herring larvae using otolith microstructure analysis. Marine Pollution Bulletin, Vol. 30, No. 8: 536-542.

Gjøsæter, H. and Bogstad, B. 1998. Effects of the presence of herring (*Clupea harengus*) on the stock-recruitment relationship of Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*). Fish Res. 38: 57-71.

Grimm, V. and Railsback, S. (2005). Individual based modeling and ecology. Princeton University Press. Princeton, NJ.

Hamre, J. 1994. Biodiversity and Exploitation of the Main Fish Stocks in the Norwegian - Barents Sea Ecosystem. Biodivers. Conserv. 3: 473-492.

Heath, M., Brander, K., Munk, P. and Rankine, P. (1991). Vertical distribution of autumn spawned larval herring (*Clupea harengus* L.) in the North Sea, Continental Shelf Research, 11(12):1425-1452

Heintz RA, Rice SD, Wertheimer AC, Bradshaw RF, Thrower FP, Joyce JE, Short JW. 2000. Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon after exposure to crude oil during embryonic development. Marine Ecology Progress series 208:205-216.

Heintz RA, Short JW, Rice SD. 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part II. Increased mortality of pink salmon (*Onchorhynchus gorbuscha*) incubating downstream from weathered Exxon Valdez crude oil. Environmental Toxicology and Chemistry 18: 494-503

Helle, K. and Pennington, M. 1999. The relation of the spatial distribution of early juvenile cod (*Gadus morhua* L.) in the Barents Sea to zooplankton density and water flux during the period 1978-1984. ICES J. Mar. Sci. 56: 15-27.

Helle, K., Bogstad, J., Marshall, C.T., Michalsen, K., Ottersen, G., and Pennington, M. 2000. An evaluation of recruitment indices for Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua* L.). Fish Res. 48: 55-67.

Hellström, T. & Døving, K.B., 1983. Perception of diesel oil by cod (*Gadus morhua* L.). Aquat. Toxicol., 4: 303-315.

Hjermann, D.O., Bogstad, B., Eikeset, A.M., Ottersen, G., Gjosaeter, H., and Stenseth, N.C. 2007. Food web dynamics affect Northeast Arctic cod recruitment. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 274: 661-669.

Hjermann, D.O., Ottersen, G., and Stenseth, N.C. 2004a. Competition among fishermen and fish causes the collapse of Barents Sea capelin. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 101: 11679-11684

Hjermann, D.Ø., Stenseth, N.C., and Ottersen, G. 2004b. The population dynamics of northeast Arctic cod through two decades: an analysis based on survey data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61: 1747-1755.

Hokstad JN, Daling PS, Buffagni M, Johnsen S. 1998. Chemical and ecotoxicological characterisation of oil-water systems; input to modelling. Paper presented at the "Environmental Modelling & Software" seminar at Lillehammer, 1998.

IPIECA (1997) Biological impacts of oil pollution: fisheries. International Petroleum Industry Environment Protection Association, London, UK. Rep Ser 8.

Johansen Ø. 2006. EIF acute 2005 – SINTEF contribution. SINTEF Report dated 17.01.06, 18 pp

Johansen, G.O., Skogen, M.D., Godø, O.R. and Torkelsen, T. (2007). Predicting recruitment of 0-group gadoids in the Barents Sea - critical interaction between models and observations.

TEKNISK RAPPORT

ICES C.M. 2007/B:07, 20pp.

Johnsen S, Frost TK, Hjelsvold M, Røe Utvik TI. 2000. The environmental impact Factor – a proposed tool for produced water impact reduction, management and regulation. SPE paper 61178, presented at the SPE Conference in Stavanger, June 26-28 2000.

Johnsen HG, Nordtug T & Nilsen H. 2005. Calculation of PNEC values for the water column applied in environmental risk management for accidental discharges. Statoil rapport C.FOU.DE.B02.

Kalnay, E., Kanamitsu, M., Kistler, R., Collins, W., Deaven, D., Gandin, L., Iredell, M., Saha, S., White, G., Woollen, J., Zhu, Y., Leetmaa, A., Reynold, R., Chelliah, M., Ebisuzaki, W., Higgins, W., Janowiak, J., Mo, K.C., Roplewski, C., Wang, J., Jenne, R., & Joseph, D. 1996. The Ncep/Ncar 40-Year Reanalysis Project. 77(3), 437–471.

Kjesbu, O.S. 1994. Time of Start of Spawning in Atlantic Cod (*Gadus-Morhua*) Females in Relation to Vitellogenic Oocyte Diameter, Temperature, Fish Length and Condition. J. Fish Biol. 45: 719-735.

Kjesbu, O.S. and Witthames, P.R. 2007. Evolutionary pressure on reproductive strategies in flatfish and groundfish: Relevant concepts and methodological advancements. J. Sea Res. 58: 23-34.

Lindstrøm U, Smout S, Howell D & Bogstad B (2007). Modelling multispecies interactions in the Barents Sea ecosystem with special emphasis on minke whales, cod, herring and capelin. Manuscript.

Little EE, Cleveland L, Hurtubise R, Barron MG. 2000. Assessment of the photoenhanced toxicity of a weathered petroleum to the tidewater silverside. Environmental Toxicology and Chemistry 19:926-932.

Litvak, M.K. and Leggett, W.C. 1992. Age and Size-Selective Predation on Larval Fishes - the Bigger- Is-Better Hypothesis Revisited. Mar. Ecol.-Prog. Ser. 81: 13-24.

Marshall, C.T., Yaragina, N.A., Lambert, Y., and Kjesbu, O.S. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. Nature 402: 288-290.

Marty GC, Short JW, Dambach DM, Willits NH, Heintz RA, Rice SD, Stegeman JJ, Hinton DE. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and Cytochrome P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil contaminated gravel during development. Canadian Journal of Zoology 75:989-1007.

McCarty L, G. Osburn, A. Smith, D. Dixon, 1992: Toxicokinetic modeling of mixtures of organic chemicals. Environmental Toxicology and Chemistry 11:1037–1047

McCarty, L., D. Mackay. 1993: Enhancing Ecotoxicological Modeling and Assessment. Environmental Science and Technology 9: 1719 – 1728

McGrath JA, Parkerton TE, Hellweger FL, DiToro DM. 2005. Validation of the narcosis target lipid model for petroleum products: Gasoline as a case study. Environmental Toxicology and Chemistry 24: 2382-2394.

Melle W, Serigstad B, Ellertsen B. 2001. Environmental risk of deep water oil drilling – a preliminary analysis. Rapport 01/2001. Havforskningsinstituttet.

Meier, S., Andersen, T.E., Norberg, B., Thorsen, A., Taranger, G.L., Kjesbu, O.S., Dale, R., Morton, H.C., Klungsøyr, J. & Svoldal, A., 2007. Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Aquatic Toxicology 81(2): 207-218.

Moe, K.A, Serigstad, B. & Brude, O.W. Olje-fisk; en reduksjonistisk tilnærming til skade- og

TEKNISK RAPPORT

- risikoberegninger ved bruk av GIS. Alpha Miljørådgivning rapport nr 1012-98-1. 1998.
- Moe, K.A, Ugland, K.I. & Brude, O.W. Fisk & Olje. Et integrert konsept for skade- og risikoberegninger. Alpha Miljørådgivning rapport nr 1028-1. 2000.
- Mukhina NV, Marshall CT & Yaragina NA 2003. Tracking the signal in year-class strength of Northeast Arctic cod through multiple survey estimates of egg, larval and juvenile abundance. *Journal of Sea Research* 50: 57– 75.
- Nilsen HT, Nordtug T, Johansen Ø. 2005: Threshold value and exposure-to-risk functions for oil components in the water column to be used for risk assessment and acute discharges (EIF acute). Statoil Report C.FOU.DE.B02.
- Norcross, B.L., Hose, J.E., Frandsen, M. & Brown, E.D., 1996. Distribution, abundance, morphological condition, and cytogenic abnormalities of larval herring in Prince William Sound, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2376-2387.
- NRCNA. 2005. Oil Spill Dispersants - Efficacy and Effects. National Research Council of the National Academies. The National Academic Press. Washington DC (www.nap.edu)
- Nøttestad, L. 1998. Extensive gas bubble release in Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*) during predator avoidance. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 1133-1140.
- OLF, 2007. Metode for miljørettet risikoanalyse (MIRA) revisjon 2007. Rapport nr. 2007-0063.
- Ottersen, G. and Loeng, H. 2000. Covariability in early growth and year-class strength of Barents Sea cod, haddock, and herring: the environmental link. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 339-348.
- Ottersen, G., Hjermann, D.O., and Stenseth, N.C. 2006. Changes in spawning stock structure strengthen the link between climate and recruitment in a heavily fished cod (*Gadus morhua*) stock. *Fish Oceanogr.* 15: 230-243.
- Pelletier M.C., R.M. Burgess, K.T. Ho, A. Kuhn, R.A. McKinney & S.A. Ryba (1997). Phototoxicity of individual polycyclic aromatic hydrocarbons and petroleum to marine invertebrates larvae and juveniles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(10): 2190-2199
- Pepin, P., Orr, D. & Anderson, J. 1997. Time to hatch and larval size in relation to temperature and egg size in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 (Suppl. 1), 2–10.
- Ramachandran SD, Hodson PV, Khan CW, Lee K. 2004. Oil dispersant increases PAH uptake by fish exposed to crude oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 300-308.
- Reed, M., Johansen, Ø., Brandvik, P.J., Daling, P., Lewis, A., Fiocco, R. Mackay, D., Prentki, A., REVIEW Oil Spill Modeling towards the Close of the 20th Century: Overview of the State of the Art. *Spill Science & Technology Bulletin*, Vol. 5, No. 1, pp3
- Rice, S.D. 1985. Effects of oil on fish. In Engelhart, F.R. (ed.). *Petroleum effects in the Arctic Environment*. Elsevier Appl. Sci., London and New York.
- Rifai, N., Gillette, M.A. & Carr, S.A., 2006. Protein biomarker discovery and validation: the long and uncertain path to clinical utility. *Nat. Biotechnology* 24(8): 971-983.
- Rolland, RM. , 2000. Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. *Fish and fisheries* 1: 41-72.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F., 1992. Økosystem barentshavet. Norwegian Research Program for Marine Arctic Ecology. ISBN 82-90565-17-8.
- Scholten, MCT, Schobben HPM, Karman CC, Jak RG, van het Groenewoud. 1993. De

TEKNISK RAPPORT

berekening van het maximaal toelaatbare risico-niveau van olie componenten in water en sediment. TNO report R93/87.

Serigstad, B. *m.fl.* 2001. Bioteststudier av ulike typer råolje og oljerelaterte kjemikalier på fiskeegg og larver under realistiske eksponeringsbetingelser. Teknisk rapport, Havforskningsinstituttet.

SHCHEPETKIN, A.F., & MCWILLIAMS, J.C. 2003. A method for computing horizontal pressure-gradient force in an oceanic model with a nonaligned vertical coordinate. *J. Geophys. Res.*, **108**(C3). DOI 10.1029/2001JC001047.

SHCHEPETKIN, A.F., & MCWILLIAMS, J.C. 2005. The Regional Ocean Modeling System: A split-explicit, free-surface, topography following coordinates ocean model, *Ocean Modeling*, **9**, 347-404.

SINTEF 2006, Kristin Lettolje, SINTEF rapport STF80MK A06221

SINTEF 2007, Effect of dispersed oil – status of knowledge, criteria for establishment of threshold values and recommendations for further experimental studies. SINTEF report SINTEF A3036. 24.10.2007.

Skreslet, S., Borja, A., Bugliaro, L., Hansen, G., Meerkotter, R., Olsen, K., and Verdebout, J. 2005. Some effects of ultraviolet radiation and climate on the reproduction of *Calanus finmarchicus* (Copepoda) and year class formation in Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua*). *ICES J. Mar. Sci.* **62**: 1293-1300.

Solbakken, J.E., Tilseth, S. & Palmork, K.H., 1984. Uptake and elimination of aromatic hydrocarbons and a chlorinated biphenyl in eggs and larvae of cod *Gadhus morhua*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **16**: 297-301.

Solemdal, P., Fonn, M., Johannessen, M., Korsbrekke, K., Salthaug, A., and Makhotin, V. 2003. Naturlig eggdødelighet og dårlig miljøtilpasning på larvestadiet – svakheter hos den minste gytefisk. *Havets Miljø* **2003**: 86-91.

Stenevik, E.K., Skogen, M.D., Sundby, S. and Boyer, D. (2003). The effect of vertical and horizontal distribution on retention of sardine (*Sardinops sagax*) larvae in the northern Benguela - observations and modeling. *Fisheries Oceanography*, **12**(3): 185-200

Sundby, S. 1983. A one-dimensional model for the vertical distribution of pelagic fish eggs in the mixed layer. *Deep-Sea Research*, **30** (6A): 645-661.

Sundby, S. 1991. Factors affecting the vertical distribution of eggs. *ICES mar. Sci. Symp.*, **192**: 33-38.

Sundby, S. 2000. Recruitment of Atlantic cod stocks in relation to temperature and advection of copepod populations. *Sarsia* **85**: 277-298.

Sundby, S. and Fossum, P. 1990. Feeding Conditions of Arcto-Norwegian Cod Larvae Compared with the Rothschild-Osborn Theory on Small-Scale Turbulence and Plankton Contact Rates. *J. Plankton Res.* **12**: 1153-1162.

Suthers, I.M. and Sundby, S. 1993. Dispersal and Growth of Pelagic Juvenile Arcto-Norwegian Cod (*Gadus-Morhua*), Inferred from Otolith Microstructure and Water Temperature. *ICES J. Mar. Sci.* **50**: 261-270.

Sverdrup L, Kelley A, Vik EA. 2000. Environmental classification of petroleum substances: Evaluation of test principles and CONCAWEs classification proposal for crude oils and gasolines. Aquateam report no. 00-004, Aquateam, Oslo, Norway.

Sætre, R. 1999. Features of the central Norwegian shelf circulation. *Cont. Shelf Res.* **19**: 1809-1831.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1981. Excretion of aromatic hydrocarbons and their metabolites by freshwater and seawater Dolly Varden char. In "Biological monitoring of marine pollutants", F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg & W.B. Vernberg (eds.). Academic Press, New

TEKNISK RAPPORT

York.

Thomas, R.E. & Rice, S.D., 1982. Metabolism and clearance of phenolic and mono-, di- and polynuclear aromatic hydrocarbons by Dolly Varden char. In "Physiological mechanisms of marine pollutant toxicity", Academic Press, New York.

Thorne, R.E. & Thomas, G.L. in press. Herring and the "Exxon Valdez" oil spill: an investigation into historical data conflicts. ICES Journal of Marine Science (Advance Access published on December 3, 2007)

Tjelmeland, S. and Bogstad, B. 1998. MULTSPEC - a review of a multispecies modelling project for the Barents Sea. Fish Res. 37: 127-142.

Trippel, E.A. 1998. Egg size and viability and seasonal offspring production of young Atlantic cod. Trans. Am. Fish. Soc. 127: 339-359.

Utvik TIR. 1999. Chemical characterisation of produced water from four offshore oil production platforms in the North Sea. Chemosphere 39:2593-2606.

van der Meeren, T. and Jorstad, K.E. 2001. Growth and survival of Arcto-Norwegian and Norwegian coastal cod larvae (*Gadus morhua* L.) reared together in mesocosms under different light regimes. Aquaculture Research 32: 549-563.

Van der Oost, R., Beyer, J. & Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology 13(2): 57-149.

Varanasi, U., Uhler, M. & Stranahan, S.I., 1978. Uptake and release of naphthalene and its metabolites in skin and epidermal mucus of salmonids. Toxicol. Appl. Pharmacol., 44: 277-289.

Vikebø, F., Sundby, S., Ådlandsvik, B. and Fiksen, Ø. (2005). The combined effect of transport and temperature on distribution and growth of larvae and pelagic juveniles of Arcto-Norwegian cod. ICES J.Mar.Sci, 62(7):1375-1386.

Wells, P.G. & Percy, J.A., 1985. Effects of oil on Arctic Invertebrates. In "Petroleum effects in the Arctic environment. F.R. Engelhardt (ed.). Elsevier Applied Science Publishers, London.

Wernersson, A-S., 2003. Predicting petroleum phototoxicity. Ecotoxicology and Environmental Safety 54: 355-365.

Westernhagen, H.von, 1988. "Sublethal effects of pollutants on fish egg and larvae"; 253-346 in Fish physiology. W.S. Hoar & D.J. Randall (eds.). Volume XI,. Academic Press (London).

Wright, P.J., Galley, E., Gibb, I.M., and Neat, F.C. 2006. Fidelity of adult cod to spawning grounds in Scottish waters. Fish Res. 77: 148-158.

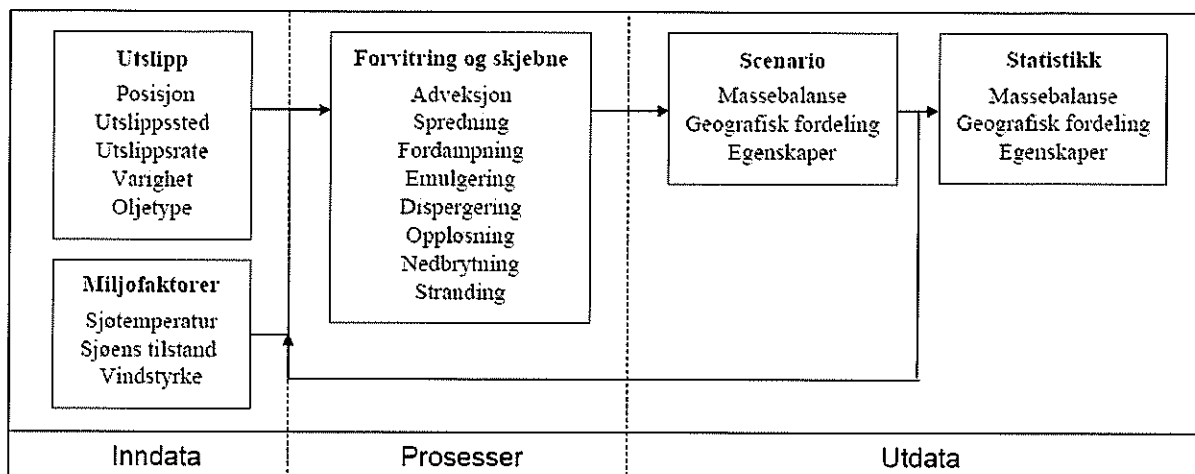
Ådlandsvik og Sundby (1994). Modelling the transport of cod larvae from the Lofoten area (1994). ICES mar. Sci. Symp. 198:379-392.

- o0o -

APPENDIX

A

OLJEDRIFTSMODELLER



Oversikt over forvitningsprosesser for olje på havet

Beskrivelse av OSCAR

Oljedriftsmodellen OSCAR er utviklet av SINTEF og beregner spredning og forvitring av hydrokarboner til havs ved et utslipp. Modellen benytter seg av algoritmer for overflatespredning, fordampning, naturlig dispergering og emulsjonsdannelse for å bestemme transport og oljens skjebne på overflaten.

OSCAR skiller mellom momentane og varige/fortløpende oljeutslipp. Momentane utslipp spres radielt, men varige utslipp spres lateralt (tverrstrømning). Forskjellene i spredning påvirker fordampning og naturlig dispergering.

Fordampningen baserer seg på en pseudo-komponent tilnærming, der komposisjonen for den ferske oljen er gitt av destillasjonskurven.

Emulsjonsdannelse beregnes med algoritmer for vannopptak og forandringer i oljeegenskaper, og er kalibrert med forvitringsstudier i laboratorium.

Innblanding/dispergering modelleres som en empirisk relasjon for graden av innblanding som en funksjon av olje type, tykkelsen på oljefilm, energien i bølgene og temperatur. Fordeling av dråpestørrelse er som en funksjon av de ovenstående parametrene samt inntrengningsdybde for oljedråper relatert til bølge høyde. Modellen er ikke gyldig for dispergering av ikke Newtoniske oljer/emulsjoner. Videre beregner OSCAR oppløsning av hydrokarboner fra nedblandede oljepartikler i vannsøylen og deres videre skjebne i vannmassene. De løste hydrokarbonene blir videre modellert som egne dråper/partikler med forskjellig nedbrytingstid/halveringstid enn den nedblandede oljepartikkelen.

Horisontal og vertikal transport, dispersjon av nedblandede og oppløste hydrokarboner i vannkolonnen blir simulert ved hjelp av statistiske prosedyrer. Vertikal turbulens er en funksjon av vindhastighet (bølgehøyde) og vanddybde. Deling mellom partikulært adsorbert og oppløst andel i vannet blir beregnet ut i fra førsteordens likevektsteori.

Forurensningsfraksjonen som blir adsorbert til partikulært materiale "settler seg" sammen med partiklene. Forurensning på sjøbunnen blir blandet inn i de underliggende sedimentene, og kan løses tilbake til vannet. Degradering i vann og sedimenter blir representert med en første ordens oppløsningsprosess.

Beskrivelse av DeepBlow

I SINTEFs DeepBlow modellen er selve plume-beregningene og beregningene av spredning av olje på havoverflaten integrert i en og samme simulering. Disse beregningene bygger i hovedsak på følgende forutsetninger:

- Gassboblene antas å ikke danne hydrat selv om de termodynamiske betingelsene for dette skulle være til stede.
- Løsning av gass i omliggende vann beregnes med formelen for "stive" (små) bobler.
- Størrelsen av oljedråper blir antatt ut fra utløpsbetingelsene (utblåsningshastighet, utblåsningsdiameter og gass-volumandelen i utslippet). Ved store gassvolumer (>95%) antas dråpene å bli dannet i brønnrøret før utløpet. Under andre strømningsforhold antas det at dråpene dannes i utblåsningsstrålen
- Dråpestørrelsesfordelingen antas å følge Rosin-Rammler fordelingen med en spredningseksponent på $2,5^{10}$
- Dersom plumen innlagres før den kommer til overflaten bestemmes spredningen av oljeområdet ut fra variasjonen i stighetid som følge av variasjon i dråpestørrelsen og tidsvariasjoner i strømmen i omgivelsene
- Dersom plumen kommer til overflaten bestemmes spredningen av oljen på grunnlag styrken på den radielle utstrømning i overflaten.
- I tillegg til disse mekanismene er spredning som følge av horisontal turbulent diffusjon i vannmassene inkludert i begge tilfeller.

Beskrivelse av OILTRAJ.

Oljedriftsmodellen OILTRAJ er utviklet av Det Norske Veritas (DNV) og er basert på algoritmer publisert i offentlig tilgjengelig vitenskapelig litteratur (DNV 1994). Modellen beregner treffsannsynligheter, massefaktorer (fordampet, nedblandet og gjenværende andel olje) samt drivtider.

OILTRAJ benytter strøm- og vinddata fra hindcast-databasen ved Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI). Denne inneholder månedsvise klimatologiske strømfelt og tidsserier for vind i utvalgte posisjoner for perioden 1955-1994.

For hver utslippshendelse utføres det 3600 simuleringer med inntil 5 utslippsvarigheter. Starttidspunktet for hver simulering blir trukket tilfeldig fra perioden 1955 til 1994. For hvert starttidspunkt slippes det ut "oljepartikler" med 1 times intervall gjennom hele utslippsperioden. Ut fra vind- og strømforhold, samt oljens fysiske og kjemiske egenskaper beregnes forflytning og masseendring av oljepartikkelen. Oljepartiklene blir fulgt i 30 døgn fra utslippstidspunktet. Forflytningen av oljepartiklene tar hensyn til bakgrunnsstrøm, vindgenerert strøm og jordrotasjon (Ekman drift), samt bølger (Stokes drift). Manglende beskrivelse og beregninger knyttet til drift av nedblandet olje i vannmassene og tilhørende manglende vurderinger av usikkerhet knyttet til relevansen av beregnede oljekonsentrasjoner gjør imidlertid prediksjonsverdien fra modellen usikre.

Masseendringen p.g.a. forvitring inkluderer effekter som fordamping, naturlig dispergering (nedblanding av olje i vannmassene) og emulgering av olje. Naturlig dispergering er

parametrisert som en funksjon av vindhastighet, oljetype og oljefilmtykkelse. Fordampingen er styrt av destillasjonskurven, oljetykkelsen, samt vindforholdene.

Masseendringen blir beregnet relativt til utsluppet masse, dvs. at hver partikkel starter med massefaktor lik 1. Når deler av oljen fordamper og blandes ned i vannmassene vil partiklenes massefaktorer for fordamping og nedblanding reduseres. Tilsvarende vil emulgering av oljen føre til en økning av massefaktoren. Massefaktoren angir således partikkelens aktuelle masse relativt til partikkelens masse ved utslippstidspunktet. På denne måten kan det lett beregnes nye resultater for endrede utslippsrater (forutsatt samme oljetype og utslippsvarighet) ved å tilordne en endret individuell masse til hver partikkel. I beregningene er partikler med liten masse tatt ut ("cut off"), dvs. det finnes en nedre grense som avgjør om små partikler skal telles med i de statistiske beregningene. I våre beregninger er denne grensen satt til 1 % av massen til flaket.

- oOo -