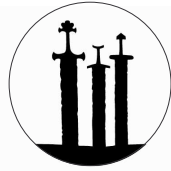


Lars Petter Myhre, Gunnar Henriksen, Grethe
Kjeilen-Eilertsen, Arnfinn Skadsheim,
Øyvind F Tvedten.

RKU Nordsjøen – Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

Rapport IRIS – 2006/113

www.irisresearch.no



IRIS

International Research Institute of Stavanger

International Research Institute of Stavanger AS. www.irisresearch.no

Lars Petter Myhre, Gunnar Henriksen,
Grethe Kjeilen-Eilertsen, Arnfinn Skadsheim, Øyvind F
Tvedten.

RKU Nordsjøen – Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

Rapport IRIS – 2006/113

Prosjektnummer: 7151743
Kvalitetssikrer: Jan Fredrik Børseth
Oppdragsgiver: OLF/Statoil

ISBN: 82-490-0450-7

www.irisresearch.no

Forord

Denne rapporten inngår som en del av “Regional konsekvensutredning for petroleumsvirksomheten i Nordsjøen” (RKU-Nordsjøen). RKU-Nordsjøen består av en rekke temarapporter som dokumenterer konsekvensene av den samlede nåværende og framtidige petroleumsaktiviteten på norsk sokkel sør for 62. breddegrad.

Hensikten med regionale konsekvensutredninger er primært å gi en bedre oversikt over konsekvensene av petroleumsaktiviteten på sokkelen enn det enkeltstående feltvise konsekvensutredninger gir. Den regionale konsekvensutredningen vil tjene som referansedokument for framtidige feltspesifikke konsekvensutredninger. I forbindelse med RKU-arbeidet er Nordsjøen delt inn i 4 delområder, hvorav tre har betydelig petroleumsaktivitet. I denne delutredningen er Nordsjøen delt inn i seks delområder for bedre å kunne gjennomføre regionale Environmental Impact Factor (EIF) vurderinger. Disse delområdene er:

Tampenområdet

Trollområdet

Osebergområdet

Frigg-Heimdalområdet

Sleipnerområdet

Ekofisk området

Takk til bidragsytere: Stor takk rettes til representantene fra oljeselskapene som har levert grunnlagsdata for produsert vann simuleringene, samt kontaktpersonen i Statoil som har bidratt med konstruktive innspill og vært svært behjelpelig med å tilgjengeliggjøre oversiktsdata.

Stavanger / 27. juni 2006



Lars Petter Myhre
prosjektleder



Jan Fredrik Børseth
Faglig kvalitetssikrer



Troels Jacobsen
Senterleder
(Marint Miljø)

Innhold

Forord	2
1 INNLEDNING	10
1.1 Organisering av utredningsarbeidet	10
1.2 Forholdet til feltspesifikke konsekvensutredninger	11
1.3 Regulære utslipp til sjø - konsekvenser.....	11
2 OPERASJONELLE UTSLIPP	12
2.1 Produsert vann.....	12
2.1.1 Produsert vann utslipp.....	12
2.1.2 Operatørens arbeid for å nå målet om nullutslipp til sjø.....	15
2.1.3 Produsert vann sammensetning.....	16
2.1.3.1 Naturlige komponenter	16
2.1.3.2 Tilsatte kjemikalier	16
2.1.4 Skjebnen til produsert vann.....	17
2.1.4.1 Fordamping.....	17
2.1.4.2 Sorpsjon og sedimentering	17
2.1.4.3 Biodegradering	18
2.1.4.4 Kjemisk nedbrytning	18
2.1.4.5 Biotilgjengelighet / bioakkumulering.....	18
2.2 Utslipp fra boring	20
2.2.1 Boreaktivitet i Nordsjøen	20
2.2.1.1 Leteboreaktivitet 1999-2006	20
2.2.1.2 Produksjonsboring på norsk sokkel.....	21
2.2.2 Utslipp fra boreoperasjoner.....	22
2.2.2.1 Spredning av borekaks og slam.....	23
2.2.2.2 Utslipp og spredning av kjemikalier fra boring.....	24
2.3 Andre operasjonelle utslipp.....	26
2.3.1 Fortrengningsvann.....	26
2.3.2 Drenasjevann.....	26
2.3.3 Kjølevann	27
2.3.4 Utslipp ved klargjøring av rørledninger	28
3 OPPDATERING AV KUNNSKAPSSTATUS	29
3.1 Kunnskapsstatus for produsert vann og andre operasjonelle utslipp	29
3.2 Kunnskapsstatus for boring.....	34
3.2.1 Partikulært materiale og assosierte biologiske effekter	34

3.2.2	Borevæsker og biologiske konsekvenser	35
3.3	Identifisering av kunnskapsbehov	36
4	BIOLOGISKE MILJØRESSURSER I NORDSJØEN	40
4.1	Relevante marine organismer	40
4.1.1	Marine evertebrater	40
4.1.2	Koraller, plankton og andre filtrerende organismer	41
4.1.3	Fisk (bunnlevende og pelagisk)	41
5	MILJØOVERVÅKNING	42
5.1	Tradisjonell regional overvåkning og nye tilnærminger	42
5.2	Resultater fra tradisjonell miljøovervåkning av sedimentene	43
5.2.1	Region I ”Ekofiskområdet”	43
5.2.2	Region II ”Sleipnerområdet”	44
5.2.3	Region III ”Osebergområdet”	45
5.2.4	Region IV ”Statfjordområdet”	46
5.3	Resultater fra de senere års overvåking i vannsøylen	47
6	MILJØEFFEKTER AV PRODUSERT VANN UTSLIPP	49
6.1	Generell vurdering av konsekvensene fra produsert vann og andre operasjonelle utslipp	49
6.1.1	Fiskebestandene	49
6.1.2	Alger og evertebrater	53
6.1.3	Konsekvenser av BTEX og alkylfenoler	53
7	MILJØEFFEKTER AV BOREUTSLIPP	56
7.1	Effekter av spredning av kaks og boreslam	56
7.1.1	Fysisk nedslamming – nærsone og lokale effekter	57
7.2	Miljøeffekter av borekaks, borevæske og borekjemikalier overfor biologiske ressurser	57
7.2.1	Effekter på bunnlevende organismer	58
7.2.2	Effekter på koraller, plankton og andre filtrerende organismer	58
7.2.3	Effekter på fisk	59
7.3	Oppsummering konsekvenser av boreutslipp	60
8	MILJØEFFEKTER AV ANDRE OPERASJONELLE UTSLIPP	61
8.1	Fortrenningsvann	61
8.2	Drenasjevann	61
8.3	Kjølevann	61

8.4	Utslipp ved klargjøring av rørledninger	62
9	MILJØRISIKOVURDERINGER BASERT PÅ EIF SIMULERINGER OG RESSURSKART	63
9.1	Forutsetninger og begrensninger ved bruk av EIF i risikovurdering	65
9.2	Grunnlag for beregningene.....	68
9.3	Resultater av EIF simuleringene for 2005.....	69
9.3.1	Tampen NV området.....	69
9.3.2	Oseberg området	69
9.3.3	Troll området.....	70
9.3.4	Frigg-Heimdal regionen	70
9.3.5	Sleipner regionen	71
9.3.6	Ekofisk regionen	71
9.3.7	Oppsummering av de regionale EIF verdiene.....	72
9.4	Utvikling mot 2011	73
9.5	Bidrag fra britisk og dansk sektor til norsk sektor.	75
9.5.1	Tampen NV området.....	76
9.5.2	Oseberg området	77
9.5.3	Frigg Heimdal regionen	78
9.5.4	Sleipner regionen	79
9.5.5	Ekofisk regionen	80
9.5.6	Oppsummering av miljørisikobidrag fra utenlandsk sektor til norsk sektor	81
9.6	Miljørisikovurdering	82
10	REFERANSER.....	87

Appendiks I: Utslipp av enkeltkomponenter pr installasjon i Nordsjøen, brukt i EIF beregningene

Sammendrag

Denne delutredningen omhandler mulige konsekvenser av regulære utslipp til sjø fra petroleumsindustrien på det marine økosystemet i Nordsjøen. Regulære utslipp er delt inn i utslipp til sjø av produsert vann og fortrenningsvann samt utslipp fra boreaktivitet.

Utslipp av produsert vann og fortrenningsvann

En nylig statusoppsummering på verdensbasis (OGP rapport nr. 364, 2005) konkluderer med at den raske fortynningen av produsert vann gir for korte eksponeringstider til å gi signifikante akutte effekter i organismer. Mange komponenter vil raskt felles ut eller, mht. spormetaller og stormolekylære PAH, vil disse raskt adsorberes til partikulært materiale. Komponentene har veldig lav iverende eller reell toksisitet. Risikovurderinger av alkylfenoler i produsert vann indikerte at det er ubetydelig risiko for reproduksjonseffekter på populasjonsnivå for torsk, sei og hyse. Feltovervåking har vist at produsert vann komponenter forekommer i de sjøområdene med mest utslipp av produsert vann, men negative miljøeffekter er ikke påvist. I Nordsjøen er det ikke målt økede nivå av forurensning fra produsert vann i fiskevev.

Nye modeller er blitt utviklet for å beskrive spredningen av produsert vann utslipp og enkelte forbedringer er oppnådd, men modellene er fortsatt begrenset med hensyn på modellering av opptak av forurensningsstoffer i organismer, og påfølgende effekter fra forurensning i organismene.

Det har så langt ikke vært mulig å påvise effekter på fiskens kvalitet for menneskelig konsum som følge av norsk petroleumsaktivitet inklusive produsert vann utslipp.

Vannsøyleovervåkingen er fortsatt under utvikling og forbedring og en av hovedutfordringene for øyeblikket synes å være relatert til kontrollen med at burutsatte organismer ”treffer” produsert vann utslippets influensområde til enhver tid. Det er generelt mer utfordrende å påvise effekter i vannsøylen enn i sedimentene, da organismene ikke er stedbundne, vannstrømmene varierer gjennom døgnet, slik at eksponeringsregimet endres, samt at mulig effekter ikke lar seg synliggjøre direkte ved bortfall av arter. Det er derfor ikke mulig i dag å kvantifisere konsekvenser på samme nivå som ved bruk av tradisjonelle metoder for miljøovervåking ved å se på endringer i bunndyrfauna.

Dagens grunnlag for å vurdere endringer av det pelagiske økosystem er basert på metodikk utviklet for fiskerinæringen. Endringer i bestandsdata for ulike fiskeslag kan vanskelig benyttes direkte til å vurdere konsekvenser av regulære utslipp fra petroleumsvirksomheten. Det pågår i dag en utvikling av en alternativ tilnærming ved å benytte data på biologiske effektparametere innsamlet ved vannsøyleovervåking og ressurovervåking av representative arter. Dette kan brukes til å estimere prognoser om økosystemets tilstand som videre danner grunnlag for en biologisk overvåking (PROOF Validation of methods and data for environmental risk assessment offshore).

For vannsøylen så må en i utgangspunktet regne med en økt risiko for miljøkonsekvenser som følge av at utslippene av produsert vann øker. Denne økte risikoen blir forsøkt redusert gjennom målrettede tiltak for å redusere økningen i utslippsmengde samt redusere mengden av de mest miljøfarlige komponentene enten ved rensing eller ved substitusjon.

Databasen med effektdata (Frost, 2002) som benyttes i miljørisikovurderinger med modellen DREAM (Dose-related Risk and Effect Assessment modell), er basert på tester med enkeltsubstanser i henhold til EUs retningslinjene i technical Guidance Document (TGD) (EC, 1996, 2003) Imidlertid er det utført en rekke kontrollerte laboratoriestudier med produsert vann de siste årene. I Biosea JIP (Sanni et al. 2005) ble tester gjort med oljer for å etterprøve risikoprediksjoner ut fra nevnte database. De målte biomarkører og andre effekter fra slike eksponeringer viste i flere tilfeller effekter ved lavere konsentrasjoner enn beregnet per substans ut fra databasen.

Skjebnen til de radioaktive isotopene fra produsert vann utslipp er ikke godt forstått. Det er usikkert hvor mye som følger kyststrømmen nordover i vannet og hva som sedimenteres mer lokalt nær plattformene. Det pågår studier gjennom Norges Forskningsråd (NFR) som undersøker nærmere disse forholdene.

Ifølge NFR sin utlysningstekst for nye prosjekter i 2006 omfatter delprogrammet 'Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten' (som er en direkte videreføring av programmet PROOF) følgende fem hovedområder: Effekter i vannsøylen, spesielle forskningsoppgaver i Arktis, kobling mellom forskning og overvåking, langtidseffekter av akutte utslipp, og pågående utslipp av borekaks. I forbindelse med produsert vann er det spesielt effekter i vannsøylen som her er relevant. Her er det behov for utvikling, testing og validering av relevante metoder, som for eksempel alkylfenol metabolitter. Det vil dessuten være behov for sensitivetsdata for et større spekter av marine arter. I tillegg mangler det i dag en metode for vekting av eksponeringstid ved forskjellige livsstadier og kunnskap omkring effekter av gjentatte lavdose eksponeringer.

- Oppsummert kan en si at nye modeller for spredning av produsert vann er blitt utviklet, men at disse fortsatt er tydelig begrenset med hensyn på modellering av biologiske effekter. Vannsøyleovervåking med biologiske effektparametre er etablert, men er fortsatt under utvikling. Hovedutfordringen for øyeblikket synes å være relatert til kontrollen med eksponering av burutsatte organismer. Selv om enkelte signaler på biologisk effekt er blitt detektert opptil 10 km fra utslippspunkt i BECPELAG må en totalt sett konkludere med at negative miljøeffekter av produsert vann utslipp så langt ikke er påvist på det pelagisk økosystemet i Nordsjøen. Det pågår i dag en videreutvikling hvor data på effektparametre innsamlet ved vannsøyleovervåking kobles til ressursovervåking av representative arter i det pelagiske økosystemet slik at det vil være lettere å vurdere reelle konsekvenser av utslippene. I tillegg er feltovervåkingen de siste årene supplert med kontrollerte laboratoriestudier med produsert vann og dette har bidratt med viktig kunnskap til vurderingen av metoder og parametre.

Miljøriskovurdering av produsert vann utslipp basert på EIF simuleringer

I alle de regionale EIF beregninger for Nordsjøen så skiller produksjonskjemikaliene seg ut, og av disse så er korrosjonshemmere klart den kjemikaliegruppen som bidrar mest til risiko i form av EIF. I tillegg har også de andre kjemikaliegruppene slik som H₂S fjernere, biosider og avleringshemmerne, store risikobidrag sammenliknet med de naturlige komponentene. Risikobidrag fra produksjonskjemikalier er feltspesifikk og variere mye fra felt til felt.

Av de naturlige komponentene så skiller alifatene og PAH forbindelsene seg ut som de som bidrar mest til risikobildet. Av PAH så er det i hovedsak de lette 2-3 rings forbindelsene som bidrar mest til risiko.

Utslippene av produsert vann i Nordsjøen vil i følge prognosene øke i fremtiden med en topp i utslippsmengde i år 2011. Den samlede EIF for Nordsjøen øker fra 1832 enheter i 2005 til 2181 i 2011 basert på simuleringer med kun naturlige komponenter. Dette er en økning på 20 % og skyldes utelukkende økningen i volum produsert vann.

Det er i hovedsak Tampen som øker mest, Frigg Heimdal området øker også noe. De andre områdene har tilnærmet lik EIF eller redusert EIF. I tallgrunnlaget som ligger til grunn for 2011 beregningene er det tatt høyde for implementering av renseteknologi, endring i utslipp av produsert vann som følge av økte utslipp og økt grad av reinjeksjon.

Det er også gjennomført simuleringer inkludert estimatene for produksjonskjemikalier i 2011, selv om disse er svært usikre. Inklusivt produksjonskjemikalier så øker EIF fra 9481 til 11038 enheter, dette er en økning på 16%.

Simuleringene hvor produksjonskjemikaliene er inkludert har en mindre prosentvis økning enn simuleringene basert på naturlige komponenter (kun avhengig av produsert vann mengde). Dette tilsier at risikobidraget uttrykt som EIF fra produksjonskjemikalier vil bli redusert mot 2011. Årsaken til dette er at selskapene har en meget klar politikk mht. reduksjon i utslipp av produksjonskjemikalier samt substitusjonspolitikkk mht. de mest miljøfarlige kjemikaliene.

For å vurdere et eventuelt bidrag til risiko fra utenlandsk sektor er det utført regionsvise simuleringer av utslippene i norsk sektor (uten produksjonskjemikalier) samt de samme installasjonene inkludert utslipp på britisk og dansk side.

Simuleringene viser at med unntak av Murchinson vest for Tampen området, så er det ikke påvist at utenlandske utslipp i seg selv medfører en risiko uttrykt som EIF i norsk sektor. Men det er påvist en spredning av produsert vann over til norsk sektor i større eller mindre grad i alle regionene, med unntak av Troll regionen. Dette indikerer at vi ikke kan utelukke at utslipp av produsert vann fra utenlandske installasjoner øker bakgrunnskonsentrasjonen i norsk sektor og da særskilt i Tampen området.

Med bakgrunn i beregninger av risiko uttrykt som EIF er det vurdert hvorvidt konsekvensene av utslipp til sjø har økt siden forrige konsekvensutredning som baserte seg på utslippstall for 1996. Konklusjonen er at vi vanskelig kan sammenlikne EIF beregningene utført for 1996 data med 2005 da forutsetningene for beregningene er såvidt forskjellige. En vurdering av økning i risikopotensialet må derfor gjøres med

hensyn på endring av utslippsmengde og konsentrasjon av de enkelte komponentene, men en del konklusjoner de samme.

- Det er Nordsjøen Nord (dvs. Tampen/Troll/Oseberg) som står for de største utslippene av produsert vann og følgelig har dette område størst risiko uttrykt som EIF. Regionen Nordsjøen Nord har 93 % av den totale risiko uttrykt som EIF i beregningene for 2005. Dette er også et område hvor flere fiskeslag har gyteområder, slik at fiskeegg og -larver kan bli eksponert for produsert vann. I laboratorieforsøk er det påvist effekter på individnivå som tilsier at mulige konsekvenser ikke kan utelukkes. Disse effektene er vist ved eksponering til produsert vann med konsentrasjoner som representerer nærheten til utslippene. I den sammenheng er det viktig å påpeke at dette ikke er data fra reelle undersøkelser i Nordsjøen, men kun laboratorieforsøk.

Konsekvensvurdering av boreaktiviteter

Hovedproblemstillingen mht. konsekvenser fra boreaktivitet er utslipp av borevæske og borekaks. Disse utslippene har endret seg betydelig siden starten av oljeutvinningen på norsk sokkel. Det ble forbudt å slippe ut borekaks fra borer med oljebaserte borevæsker i 1992. Siden det har all borekaks med oljebasert borevæske blitt reinjisert eller fraktet til land. For utslipp av syntetiske borevæsker har det vært strenge reguleringer og fra 2005 er også denne typen utslipp forbudt på norsk sokkel. Videre er utslipp av borekjemikalier mer enn halvert de siste 15 årene som følge av endret borestrategi og fokus på mindre bruk av kjemikalier og substitusjon av miljøfarlige kjemikalier med mindre miljøfarlige kjemikalier.

En oppsummering av sediment undersøkelsene viser at det generelt har vært en nedgang av påvirket areal med hensyn til flere parametere. I regional konsekvens sammenheng gir vurderingen av endringene i bunndyrsfaunaen et representativt bilde av utviklingen av effekter på sedimentfauna som følge av petroleumsvirksomheten i Nordsjøen.

Det er hovedsakelig oljebasert slam som har hatt mest omfattende miljøpåvirkning og bortfallet av disse utslippene er nok hovedårsaken til at det påvirkede arealet i Nordsjøen er redusert.

I alle regionene er det en nedgang i påvirket areal, noe som henger sammen med at det også er funnet nedgang i areal med forhøyede THC og barium nivå. Dette tyder på at konsekvensene på bunnfaunaen er redusert de senere årene.

- Basert på de siste års miljøovervåkinger kan man forvente at det forurensede arealet i Nordsjøen ikke vil bli vesentlig større. Muligens kan man forvente en ytterligere reduksjon av areal med kategorien lett forstyrret fauna. Mens det forurensede arealet i nærheten til plattformene hvor det er påvist tydelig forstyrret fauna, muligens vil være av samme omfang.

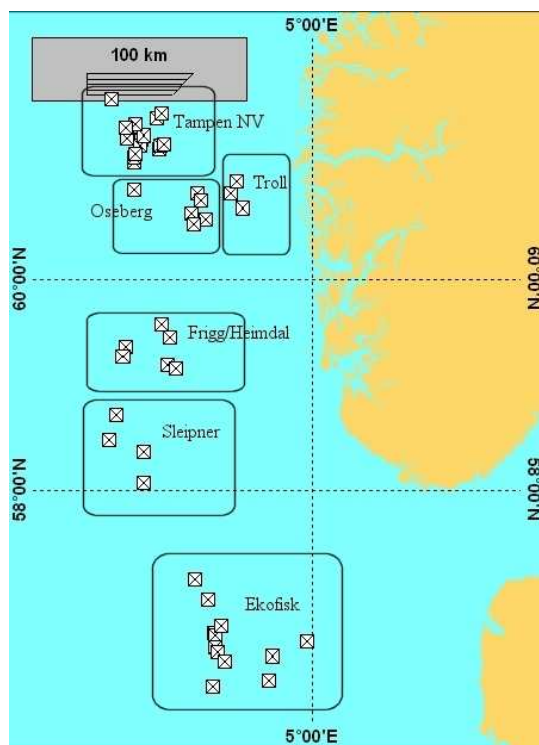
1 Innledning

Petroleumsloven krever at det for hvert nytt felt/funn som planlegges bygget ut, blir lagt frem en Plan for utbygging og drift (PUD). Denne planen skal inneholde en konsekvensutredning. Fra myndighetenes side har en ønsket at nye utbygginger ble vurdert i en større sammenheng, slik at det kommer klarere fram hvordan de totale konsekvensene av petroleumsvirksomheten endres. Det har også vært et ønske om å få til en mer effektiv og mindre ressurskrevende utredningsprosess. Dette var bakgrunnen for iverksettelsen av regionale konsekvensutredninger (RKU), basert på en gruppering av aktiviteten på sokkelen i regioner. For regionen Nordsjøen ble en slik utredning lagt frem og sluttbehandlet av Olje- og energidepartementet i 1999.

Aktivitetsnivået i Nordsjøen har endret seg siden grunnlaget for forrige RKU ble etablert i 1997/98. Det har skjedd betydelige endringer mht miljøteknologi, utslipp fra virksomheten samt nye funn og utbyggingsprosjekter, slik at utslippsprognosene har endret seg. Det er gjennomført flere undersøkelser av vannsøylen og sediment samt at verktøyene for å simulere effekter av utslipp til sjø har blitt betydelig forbedret. På den bakgrunn har en sett behov for å oppdatere konsekvensutredningen fra 1999.

1.1 Organisering av utredningsarbeidet

I utredningsarbeidet er Nordsjøen delt inn i 4 delområder, men på grunnlag av regionale EIF beregninger ble det vurdert som mer hensiktsmessig å dele Nordsjøen inn i 6 delområder i denne delutredningen.



Figur 1.1 Kart over Nordsjøen med utslippspunkt for produsert vann samt navn på delområdene

Aktiviteten innen et delområde vil i de fleste tilfeller kunne medføre konsekvenser utover delområdet grenser. Influensområdene vil altså til en viss grad overlappe hverandre. Graden av overlapping vil variere med hvilket tema som fokuseres. For regulære utslipp til sjø (produsert vann), vil influensområdet hovedsakelig omfatte det delområdet hvor aktiviteten finner sted, samt deler av naboområdene.

1.2 Forholdet til feltspesifikke konsekvensutredninger

Den regionale konsekvensutredningen skal sammen med de feltspesifikke utredningene dekke de krav som lovverket setter til konsekvensutredninger ved utbygginger på kontinentalsokkelen. Dette betyr at man ved utarbeidelse av framtidige feltvise konsekvensutredninger i stor grad vil basere seg på konklusjoner og dokumentasjon fra den regionale utredningen. De feltspesifikke konsekvensutredningene forutsettes å være mer konkrete og detaljerte med hensyn til utbyggingsløsninger og teknologiske løsninger. Når det gjelder miljømessige konsekvenser utenfor nærsone til installasjonen vil det bli henvist til den regionale konsekvensutredningen, såfremt utbyggingen skjer innenfor de rammer for utslipp osv som den regionale konsekvensutredningen er basert på. I enkelte tilfeller vil den regionale utredningen helt kunne erstatte en feltspesifikk utredning.

1.3 Regulære utslipp til sjø - konsekvenser

Utslipp til sjø reguleres av myndighetene med hjemmel i Forurensningsloven samt offshore HMS forskriftene. Videre har industrien og myndighetene formulert en rekke miljømål.

De overordnede politiske føringene er sammen med oljeselskapenes egne holdninger til arbeidet med utslipp til sjø fra petroleumsindustrien er bl.a. omtalt i Stortingsmelding 58 (1996-97).

Denne rapporten er en oppdatering av den første RKU-Nordsjøen som behandler konsekvensene av alle regulære utslipp til sjø i norsk sektor av Nordsjøen (sør for 62. breddegrad) under ett. Rapporten vil være nyttig bl.a. som et grunnlag for:

- utarbeidelse av forenklete feltspesifikke konsekvensutredninger
- gjennomføring av overvåkingsundersøkelser i vannsøylen
- vurdering av de regionale effektene av ulike miljøtiltak
- implementering av kostnadseffektive miljøtiltak

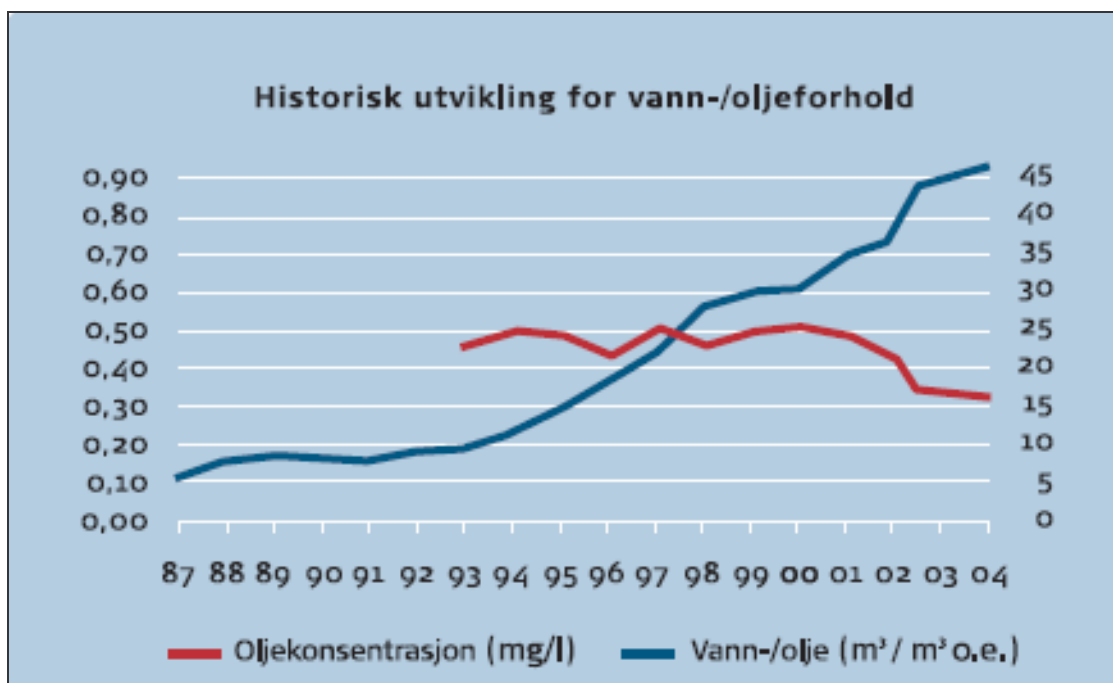
Datagrunnlag:

Produsert vannutslipp: RNB-data for 2005 og 2011 basert på innrapportering til RNB 2006, Environmental Web (EW)-databasen mht kjemikalieutslipp, UKOOA samt operatørselskaper på dansk sektor for utenlandske data.

2 Operasjonelle utslipp

2.1 Produsert vann

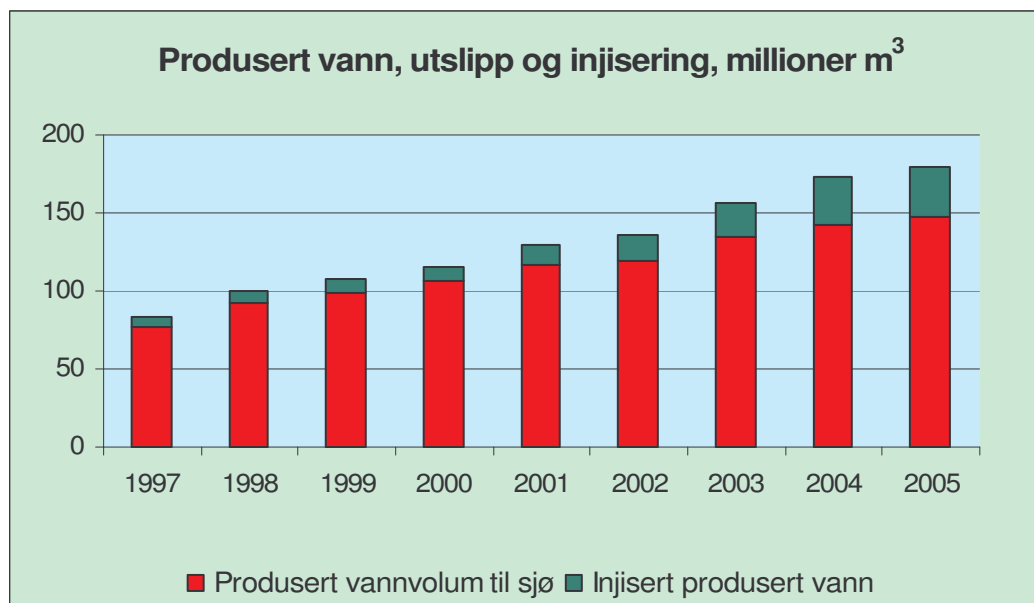
Det produseres og slippes ut store mengder produsert vann på norsk sokkel, og særlig i Nordsjøen. Mengden produsert vann øker etter som feltene modnes. Vannet inneholder olje fra reservoaret (naturlige komponenter), metaller (formasjonsvann) samt rester av produksjonskjemikalier. Vannet finnes naturlig nede i reservoaret og økningen i vannproduksjon som følge av modning av feltet skyldes et stadig økende vannkutt (dvs. det produseres forholdsvis mer og mer vann, og mindre olje fra reservoaret). Dette er illustrert i figur 2.1, hentet fra OLFs miljørapport 2004.



Figur 2.1. historisk utvikling i forholdet mellom mengde vann og olje produsert samt oljeinnhold i produsert vann på norsk sokkel (OLF, 2004)

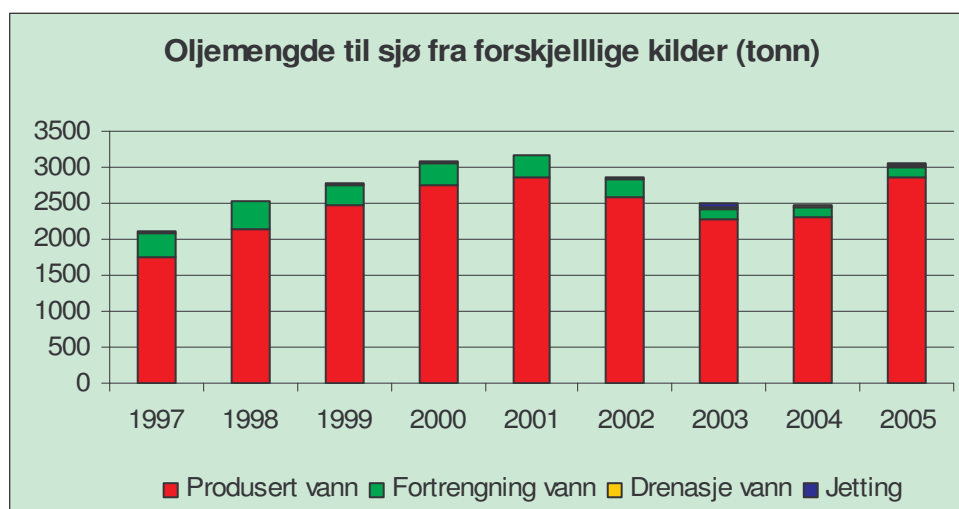
2.1.1 Produsert vann utslipp

Utslipp av produsert vann økte fra 2003 til 2004 med 6%, mens produksjonen av produsert vann økte med 11% (OLF, 2005). Differansen mellom økt utslipp og økt produksjon viser til en økning i mengden produsert vann som ble reinjisert. Dette er illustrert i figur 2.2.



Figur 2.2. Uvikling i mengden produsert vann til utslipp og til reinjeksjon på norsk sokkel (OLF, 2005).

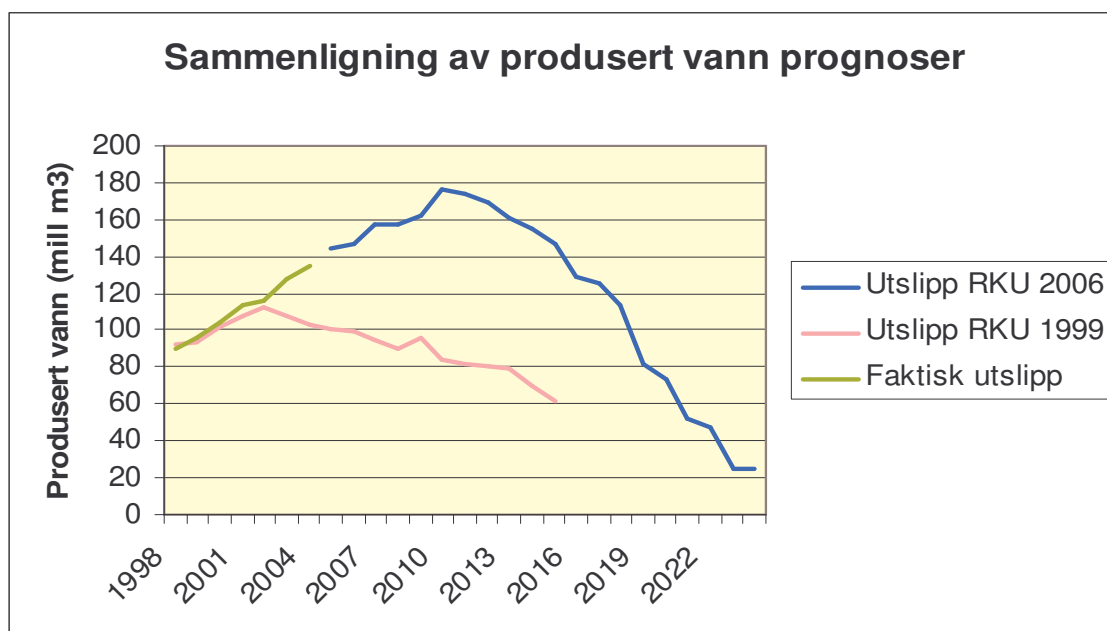
Av totalt utslipp av olje til sjø fra petroleumsvirksomheten siden 2000 er ca 90-95% knyttet til utslipp av produsert vann. 2003 var et unntak, da et større uhellsutslipp sto for ca. 25% av det totale utslippet (OLF, 2005). Mengde olje sluppet ut hadde en topp i 2001 med i overkant av 3000 tonn olje, og lå i 2004 på ca. 2500 tonn.



Figur 2.3. Historisk utvikling for oljeutslipp til sjø fra ulike kilder. Med Jetting menes spyling av separator tanker med Jet-stråle.

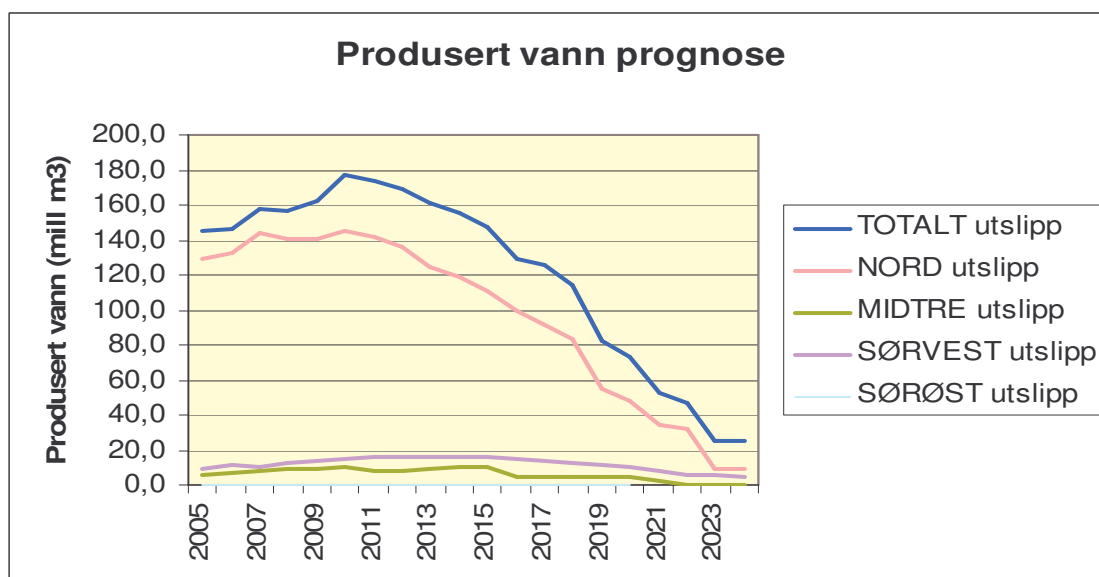
Gjennomsnittlig konsentrasjon av olje i produsert vann som slippes ut sank fra 16,9 til 16,1 mg/l fra 2003 til 2004. Reduksjonen skyldes hovedsaklig optimalisering av renseteknologi på installasjonene (OLF, 2005).

I RKU for Nordsjøen (1999) var prognosene for produksjon og utslipp av produsert vann i Nordsjøen i samsvar med faktiske utslipp til og med 2003. Fra 2004 har utslippene vært mye høyere enn prognostisert i 1999 (figur 2.4).



Figur 2.4. Sammenligning av prognoser for produsert vann utslipp for Nordsjøen, basert på 1999 og 2006 data.

Hvis man ser på fordelingen mellom ulike del-regioner (figur 2.5) som her baserer seg på RKU'en sin inndeling av Nordsjøen i 4 delområder, ser man at region Nord (Tampen/Troll og Oseberg) står for mesteparten av utslippene, i størrelsesorden 80-90% av de totale utslippene i Nordsjøen.



Figur 2.5. Prognoser for produsert vann utslipp for Nordsjøen, fordelt på delområder. Tallene er basert på innrapportering til RNB 2006.

2.1.2 Operatørenes arbeid for å nå målet om nullutslipp til sjø

Målsetningen om nullutslipp på norsk sokkel ble etablert i Stortingsmelding om miljøvernpolitikk for bærekraftig utvikling (St. meld.nr.58 1996-97) og ytterligere spesifisert i rikets miljøtilstand (St.meld.nr.25 2002-03). Det er fra operatørenes side valgt ulike strategier for å oppnå målene. En fullstendig oversikt over de ulike operatørenes valg av tiltak er gitt i SFT-Rapport TA1996/2003.

Det er flere ulike tiltak som er iverksatt eller som er planlagt iverksatt.

- Injeksjon/reinjeksjon av produsert vann, helt eller delvis. Dette blir reknet som det mest effektive tiltaket for å redusere utslipp av olje og kjemiske stoffer via produsert vann. Man kan enten ha reinjeksjon for trykkstøtte eller injeksjon i en egnet formasjon (Aquiferen Utsira). Det er ikke alltid mulig å injisere/reinjisere, samt at det er perioder hvor et injeksjons/reinjeksjonsanlegg er ute av drift. Da må det være tilgjengelig andre renseanordninger for å unngå driftsstans.
- Redusere bruk av miljøfarlige produksjonskjemikalier: Det er flere fremgangsmåter for å redusere utslipp av potensielt farlige kjemikalier. Substitusjon med mindre farlige kjemikalier, gjenbruk, optimalisering av prosessene og bedre teknologi med hensyn til dosering, og innblanding.
- Renseteknologi: Teknologi basert på hydroykloner, sentrifuger og flotasjon fjerner dispergert olje i vann. Alle installasjoner som har utslipp av vann har installert en eller flere av disse teknologiene for å opprettholde kravet på 40 mg/l olje i vann. Oljekonsentrasjonen i vann er imidlertid mye lavere enn grenseverdien, i 2004 var den gjennomsnittelige oljekonsentrasjonen i utslippene på 16,1 mg/l. Dette er en betydelig nedgang fra tidligere år, noe som skyldes implementering av mer effektive renseteknologi.

Renseteknikkene fjerner i liten grad oppløste oljekomponenter. Disse er miljøfarlige og bidrar i stor grad til miljørisikoen. Det er derfor fokus på å forbedre renseteknologien ytterligere.

Noen av de mest anerkjente renseteknologimetodene blir kort beskrevet nedenfor.

- C-Tour baserer seg på ekstraksjon med kondensat, renser dispergert olje og løste aromatiske stoffer (PAH og fenoler). Har en effektivitet oppimot 80-90 %, men øker BTEX nivået noe som følge av kondensattilsetningen.
- EPCON, basert på et mekanisk ”softsyklon” trinn og flotasjonsenhet. Renser dispergert olje og partikler, med filtreringsenhet også løste komponenter (PAH og tyngre fenoler)
- MPPE (Macro Porous Polymer Extraction), baserer seg på væske-væske ekstraksjon og dampstripping. Renser oppimot 90 % av løste komponenter og 20 – 30 % av dispergert olje.

- CETCO, Crude sep-Vertikal compact enhet med filterteknologi. Renser dispergert olje partikler og noe oppløst organisk materiale samt PAH og fenoler, samt reduseres tungmetall innholdet.
- Pect-F & Mares tail, baserer seg på dråpevekst teknologi vha fibermateriale. Renser 20 -40 % dispergert olje.

For en fullstendig oversikt over hva som er planlagt på de ulike felt henviser vi til operatørens arbeid for å nå målet om nullutslipp til sjø TA-1996/2003. Det vil i 2006/2007 gjennomføres en oppsummering av hvilke tiltak som er gjennomført og resultatene som er oppnådd. Endelig rapportering av virkningen av implementerte tiltak for samtlige installasjoner på norsk sokkel i regi "Nullutslippsarbeidet" er planlagt i løpet av sommeren 2007.

2.1.3 Produsert vann sammensetning

Produsert vann består av mange komponenter med opprinnelse fra formasjonen (mineraler og tungmetaller) og fra råoljen (petroleumsrelaterte forbindelser). Produsert vann varierer mht innhold av dispergert olje som følge av produksjonsspesifikke forhold. Under produksjon blir det tilsatt en rekke produksjonskjemikalier som mer eller mindre følger produsert vann strømmen.

2.1.3.1 Naturlige komponenter

Det tases rutinemessig kjemiske analyser av et bredt spekter av organiske og uorganiske forbindelser, men for enkelthetsskyld og til bruk i EIF simuleringer blir de vanligvis gruppert som vist i tabell 2.1. De petroleumsrelaterte forbindelsene kan endres ved drifttekniske inngrep eventuelt rensetekniske inngrep, mens mineraler og tungmetaller som kommer fra formasjonen vanskelig kan reguleres med mindre det settes inn rens tiltak.

2.1.3.2 Tilsatte kjemikalier

Produksjonskjemikaliene deles inn i gruppene som vist i tabell 2.1. Det er store variasjoner i bruk av produksjonskjemikalier alt etter hvilke problemer som skal løses. Navnet til kjemikaliegruppene sier mye om hvilket virkeområde de har.

Korrosjonshemmere brukes til å redusere korrosjon i prosessutstyr, biosider til å forhindre biologisk aktivitet o.s.v. Kjemikaliene har i ulik grad utilsiktede effekter, flere av kjemikaliene har et relativt høyt toksisk potensial og i EIF simuleringene blir dette synliggjort. Erfaringsmessig så bidrar kjemikaliene til 0 – 80 % av det totale risikobidraget til EIF. Dette skyldes delvis at det foreligger generelt kun informasjon om akutt toksisitet. Dette resulterer i bruk av høye sikkerhetsfaktorer ved beregning av grenseverdier (PNEC) for de tilsatte kjemikaliene, og for flere installasjoner dominerer med hensyn til bidrag til EIF.

Tabell 2.1. Oversikt over inndelingen av stoffgruppene i produsert vann. Dette er de samme grupperingene som brukes i simuleringene for EIF.

Naturlige komponenter	Produksjonskjemikalier
BTEX	Korrosjonshemmere
Sum Naftalen	Biosider
2-3 ring PAH	Avleiringshemmere
4-ring+ PAH	Emulsjonsbrytere
Fenol C0-C3	H2S fjernere
Fenol C4-C5	Skumdempere
Fenol C6-C9	Hydrathemmere
Alifatiske hydrokarboner (dispergert olje)	Flokkulanter
Bly	Andre kjemikalier
Sink	
Nikkel	
Kadmium	
Kobber	
Kvikksølv	

2.1.4 Skjebnen til produsert vann

Skjebnen til oljekomponenter i det marine miljø bestemmes ut fra en rekke mekanismer. De viktigste forholdene kan oppsummeres til:

- Fordamping
- Fortynning
- Absorpsjon/sedimentering
- Biologisk nedbrytning
- Kjemisk nedbrytning
- Vannløslighet av oljekomponenter

2.1.4.1 Fordamping

Fordamping er en viktig faktor i diskusjonen omkring levetiden til flyktige oljekomponenter i det marine miljø. Fordamping er spesielt viktig i forbindelse med akutte overflateutslipp, men kan også være viktig i utslipp av produsert vann der plumen har en utbredelse som gir kontakt med atmosfæren. I praksis vil fordamping være en viktig prosess i tilfeller der det produserte vannet har en betydelig oppdrift og går rett opp mot overflaten, slik det er observert for flere felt i Nordsjøen. De ulike oljekomponentene har ulike flyktighet. De lette komponentene slik som BTEX er svært flyktige mens de tyngre aromatene er lite flyktige. .

2.1.4.2 Sorpsjon og sedimentering

Absorpsjon og adsorpsjon (felles kalt sorpsjon) og sedimentering er prosesser som er viktige for den videre skjebnen til både oljekomponenter og uorganiske komponenter i det marine miljø. Dispergert olje fra produsert vann har et potensial for sorpsjon til tilgjengelige overflater i vannmassene, spesielt mikroorganismer, men også uorganiske partikler i grunne områder med høy turbulens. Prosessene er begrenset av to faktorer:

Mengden naturlig suspendert materiale i vannmassene, innhold av partikler i produsert vann og adsorpsjonsegenskapene til de individuelle komponentene i utslippet har betydning for skjebnen til produsert vann komponentene etter utslipp i resipienten. Overflateaktive komponenter og rester av produksjonskjemikalier i det produserte vannet har egenskaper som gjør at de lett vil kunne adsorberes til suspendert materiale i vannsøylen. Suspendert materiale er gjenstand for transport og sedimentering i akkumulasjonsområder i influensområdet. Det er sannsynlig at de mest persistente komponentene (inklusive både persistente organiske komponenter, uløselige salter og komplekser) følger det suspenderte materialet til sedimentering, men det er vanskelig å estimere dette bidraget sett i forhold til den totale sedimentering i disse områdene (Skadsheim 2002).

2.1.4.3 Biodegradering

Biodegradering (= biologisk nedbrytning) er i et massebalanseperspektiv den viktigste prosessen for omdanning av oljekomponenter i det marine miljø. Prosessen pågår både i vannmassene, på suspendert materiale i vannmassene og i sedimentet. Aerobe prosesser dominerer i vannsøylen, mens både aerobe og anaerobe prosesser kan forekomme i sedimentet. Biodegraderingsraten er avhengig av molekylenes kjemiske struktur og deres biotilgjengelighet (vannløselighet). F.eks. har lavmolekylære karboksylsyrer en betydelig raskere omsetning enn tunge aromatiske hydrokarboner (som for eksempel større PAH). Biodegraderingsraten til vannløselige oljekomponenter er høyere enn for oljekomponenter i dispergert olje. Biodegraderingsraten i vannsøylen er avhengig av en rekke faktorer som konsentrasjon av oljekomponenter, temperatur, tilgjengelighet av næringsstoffer og alternative substrater. En fullstendig degradering av oljekomponenter til CO₂ og vann er en mer tidkrevende prosess hvor de første transformasjonene av enkelte komponenter kan gi opphav til mer biotilgjengelige og mer giftige metabolitter (for eksempel omdannelse av benzen til fenol, som deretter nedbrytes videre).

2.1.4.4 Kjemisk nedbrytning

Kjemiske reaksjoner vil i hovedsak påvirke de uorganiske komponentene i det produserte vannet, og de vanligste reaksjonene inkluderer hydrolyse, oksidasjon, kompleksdannelse, i tillegg til utfelling av tungtløselige hydroksider og salter. Noen organiske komponenter kan bli påvirket, og dette gjelder i hovedsak rester av enkelte produksjonskjemikalier som kan gjennomgå hydrolyse.

2.1.4.5 Biotilgjengelighet / bioakkumulering

Biotilgjengelighet kan defineres som den delen av utslippskomponentene som kan tas opp av organismer. En av de største potensielle miljøeffektene fra utslipp av produsert vann er muligheten for bioakkumulering (opptak i organismer) og biomagnifisering (opptak gjennom næringskjeden) av oljekomponenter. Studier har vist at opptak og akkumulering av organiske forbindelser i marint fytoplankton i hovedsak er kontrollert av utveksling mellom vann og organisme (OLF, 1998). Dette betyr at diffusjon sannsynligvis er den viktigste transportprosessen for opptak av organiske forbindelser i disse organismene. For zooplankton vil det være en overgang fra diffusjon til

absorpsjon med økende størrelse og bygningskompleksitet. Fisk og filtrerende organismer absorberer organiske komponenter direkte fra vannet (hovedsakelig gjennom gjellene og gjennom fôr (Moe *et al.* 1994, Jovanovich og Marion 1987, Axiac *et al.* 1988, Narbonne *et al.* 1992).

Bioakkumulering er i et visst omfang korrelert til parameteren oktanol/vannfordelingskoeffisienten ($\log K_{OW}$), og en rekke spesifikke korrelasjoner for forskjellige organismer er utarbeidet (Jørgensen 1990, Hemond & Fechner 1994, Frost *et al.*, 1998).

For en mer utførlig beskrivelse av biotilgjengelighet og bioakkumulering vises det til delutredningen for Norskehavet 2002 (Skadsheim 2002).

2.2 Utslipp fra boring

I dette kapittelet er utslipp fra lete- og produksjonsboring i Nordsjøen vurdert. Nordsjøen er et modent område, som har hatt boreaktivitet i snart 40 år, og der det fortsatt pågår både produksjons- og leteboring.

2.2.1 Boreaktivitet i Nordsjøen

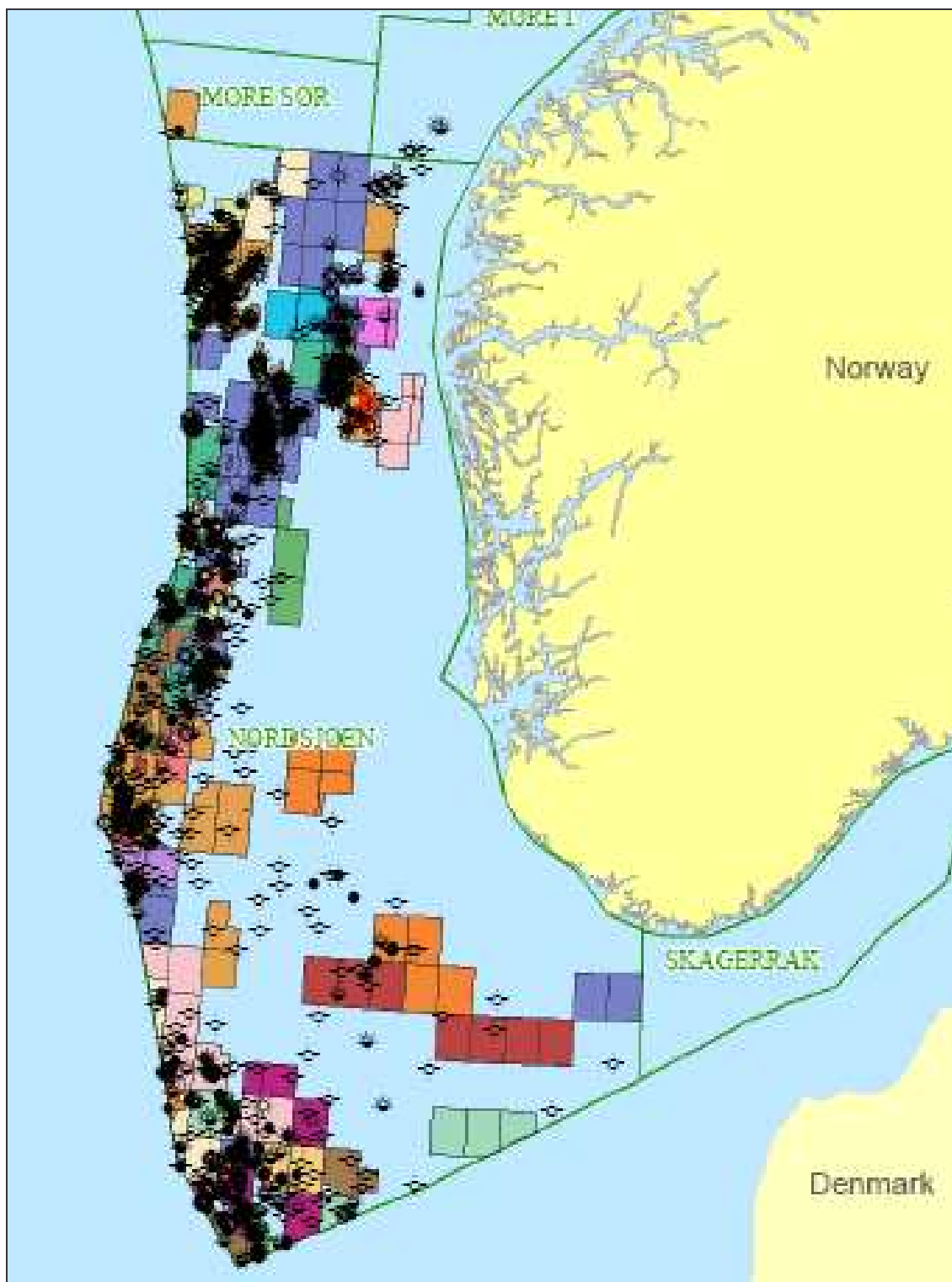
2.2.1.1 Leteboreaktivitet 1999-2006

Leteboringsaktiviteten (undersøkelses- og avgrensingsbrønner, ref. ODs definisjon) på norsk sokkel har de siste årene vært lavere enn planlagt, først og fremst som et resultat av manglende boreriggkapasitet. Så langt i 2006 har boring av 5 brønner startet, mens 3 brønner startet i slutten av 2005 er/blir avsluttet i 2006 (2 er avsluttet per 6. februar). Av disse ligger 6 i Nordsjøen (tre i Sleipner-regionen, to i området rundt Gyda og Ula og en sør for Yme).

Tilsvarende tall for 2005 er at boring av 14 brønner ble startet i 2005 (13 brønner avsluttet). Av disse ligger bare 3 i Nordsjøen (to i Tampen-regionen og en rundt Gyda/Ula). I 2004 var det størst leteaktivitet i Nordsjøen (11 av totalt 15 brønner avsluttet i 2004). Ingen av brønnene var i Ekofisk-området, men spredde seg ellers fra Sleipner området i sør til Tampenområdet i nord. Av totalt 26 letebrønner avsluttet i 2003 lå 18 i Nordsjøen. Bortsett fra en brønn i Ekofisk-området spredde øvrige brønner seg fra Sleipner til Tampen som i 2004, med størst aktivitet rundt Heimdalområdet. Fordelingen var lignende også i 2002, med 17 brønner av totalt 28 i Nordsjøen. Antall letebrønner er summert opp i tabell 2.2. Figur 2.6. viser total leteboreaktivitet i Nordsjøen siden boring startet. I RKU arbeidet for Nordsjøen legges det til grunn at det skal gjennomføres om lag 20 leteboringer pr år fremover.

Tabell 2.2. Antall avsluttede letebrønner på norsk sokkel og i Nordsjøen fra 1999 til nå (hentet fra ODs hjemmesider; www.npd.no/expdrill/Tabell_letebronner).

År	# letebrønner totalt	# letebrønner i Nordsjøen
2006 (tom. 6 feb.)	2	1
2005	13	3
2004	15	11
2003	26	18
2002	28	17
2001	34	18
2000	24	10
1999	29	16



Figur 2.6. Oversikt over letebrønner i Nordsjøen siden oppstart av petroleumsaktiviteten. Kart hentet fra NPDs hjemmesider.

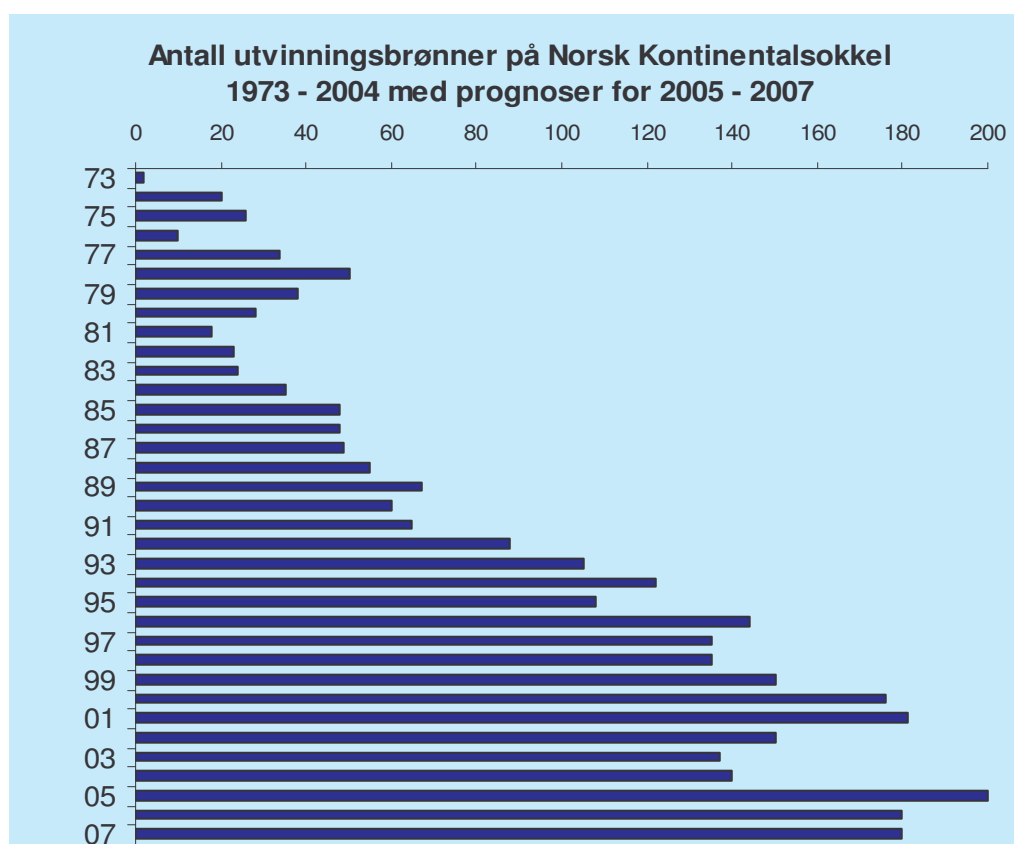
2.2.1.2 Produksjonsboring på norsk sokkel

Fra oppstart av petroleumsutvinningen på norsk sokkel og frem til ca. 2001 økte antallet produksjonsbrønner jevnt, til ca. 185 brønner i 2001 (Fakta, Norsk Sokkel 2002). I 2002 ble det boret ca. 150 utvinningsbrønner, 137 brønner i 2003, og ca 140 i 2004.

Prognoser fremsatt i 2004 tilsa boring av ca. 200 brønner i 2005, og ca 180 brønner i henholdsvis 2006 og 2007. Fordeling av produksjonsboring i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet de siste år er ikke tatt med, men frem tom. 2002 var 1974 av totalt 2171 produksjonsbrønner lokalisert i Nordsjøen, og i 2003 befant 122 av totalt 137 produksjonsbrønner boret seg i Nordsjøen. Det er følgelig en stor overvekt av produksjonsboring i Nordsjøen i forhold til Norskehavet og Nordområdene.

Det antas at på lengre sikt vil produksjonsboreaktiviteten i Nordsjøen være nedadgående mens den øker i Norskehavet og Nordområdene. Informasjon er hentet fra OD, OLF og SFTs hjemmesider.

En oversikt over produksjonsbrønner (utvinningsbrønner) på norsk sokkel tom. 2004 er gitt i figur 2.7 med prognoser for 2005 til 2007. Figuren viser total aktivitet av produksjonsboring på norsk sokkel siden boring startet.



Figur 2.7. Produksjonsbrønner på norsk sokkel fra 1973 til 2002 (fra NPD's FAKTA 2002).

2.2.2 Utslipp fra boreoperasjoner

Utslipp til sjø fra boring består hovedsakelig av borekaks (utboret steinmasse) og boreslam. Mengden borekaks per brønn varierer avhengig av lengde og diameter på brønnen. Avgreningsbrønner vil normalt gi mindre masse enn andre brønner. I en studie for OLF (Kjeilen et al., 2001) ble det oppgitt et gjennomsnittlig utslipp av kaks og boreslam på 2000 tonn/brønn (3500m^3). Boreslammet utgjør som regel mer en halvparten av den totale mengden.

Hovedkomponenten i boreslammet er baritt som er det vanligste vektstoffet i slammet. Det er estimert et utslipp av baritt på 10605 tonn i 2004 og 12 036 tonn baritt i 2005 (EW databasen) i Nordsjøen.

I tillegg til borekaks og slam er det også betydelige utslipp av andre kjemikalier som blir brukt for å optimalisere boreprosessen. Formålet ved bruk av kjemikalier er blant annet å (OLF rapport, Kjeilen et al., 1996):

- Skape et hydrostatisk mottrykk i brønnen til trykket i formasjonen
- Føre borekaksen ut av borehullet
- Smøre borestrengen
- Kjøle ned og rense borekronen
- Stabilisere borehullet

I tillegg til selve boreprosessen er det også behov for kjemikalier knyttet til komplettering, sementering og stimulering av brønnen samt beredskapskjemikalier. Disse kjemikaliene kan også bli sluppet ut på samme måte som borestrømmen.

De øverste delene av brønnene blir boret med vannbasert borevæske, mens de dypere seksjonene enten blir boret med vannbasert, oljebaserte eller syntetiske borevæsker (www.miljostatus.no). De største massene som går til utslipp kommer fra de øverste seksjonene av brønnen da disse har størst diameter (slippes ut ved bunn, som omtalt nedenfor).

Borekaks med vannbasert borevæske tillates vanligvis sluppet ut, mens kaks fra boring med oljebasert borevæske må injiseres i berggrunnen eller tas til land for rensing. Det har vært forbudt å slippe ut borekaks med rester av oljebasert borevæske siden 1992. Også for borekaks med vedheng av syntetisk borevæske er det strenge restriksjoner for utslipp. For utslipp av borekaks med vedheng av denne typen borevæske har det til og med 2004 blitt gitt utslippstillatelser for noen brønner. Fra og med 2005 er også denne type utslipp forbudt på norsk sokkel (www.miljostatus.no).

I de videre vurderingene av effekter av boreutslipp i Nordsjøen er det fokusert på pågående og fremtidige utslipp, og kun i liten grad på de historiske utslippene. Det er derfor i hovedsak vannbaserte borevæsker som er vurdert.

2.2.2.1 Spredning av borekaks og slam

Borekaks vil spre seg utover sjøbunnen i varierende tykkelse avhengig av størrelsen på partiklene som slippes ut, strømhastigheten i vannmassene, utslippsdyp og dybden der utslippet skjer. Avhengig av forholdene vil det kunne dannes kakshauger rundt utslippspunktet, eller det kan dannes et mer diffust lag over større områder. Dette er også avhengig av hvor mye som slippes ut på et gitt sted. I de tilfeller der det bores en rekke brønner fra faste installasjoner med et fastsatt utslippspunkt er det mer sannsynlig at en kakshaug vil dannes.

Ved boreoperasjoner vil normalt utslippet ved boring av de to øverste boreseksjonene slippes direkte til sjøbunnen. På grunn av utslippets egenvekt vil massene sedimentere i

umiddelbar nærhet av utslippsstedet. Dette vil føre til ansamlinger av kaks/borevæske på sjøbunnen innenfor i størrelsesorden 100 m fra borelokaliteten.

For eksempel vil omtrent 45% kaks fra en typisk letebrønn bli deponert i nærområdet til brønnen ved at kaks fra de øverste seksjonene slippes direkte ut til sjøbunnen.

Historiske utslipp fra boreoperasjoner har resultert i kakshauger rundt en rekke plattformer. Dette skyldes både utslipp fra boring av en rekke brønner fra samme posisjon, men også at det har blitt brukt og sluppet ut en betydelig andel av oljebaserte og syntetiske borevæsker, som har en bindende egenskap på borekaksen og slammet.

Som nevnt utgjør kaks fra brønnen samt baritt og til dels bentonitt (hovedkomponenter i boreslammet) de komponentene som finnes i størst mengde i boreutslipp. Borekaks og baritt inneholder begge partikler av varierende partikkelstørrelse, der baritten har den største andelen av de minste partiklene (Frost og Rye 2002). De minste partiklene har liten synkehastighet og kan derfor føres langt av sted med vannstrømmen. Fra spredningsberegninger gjort i Norskehavet (Frost og Rye 2002), er det klart at de minste partiklene i boreutslippet kan spres og sedimentere i et stort område, dvs. at på et regionalt nivå er det overlapp mellom deponeringsområder fra forskjellige områder. Mengden partikler som deponeres langt fra utslippspunktet er imidlertid så lav at det ikke dannes et "lag" med partikler på sjøbunnen, men enkeltpartikler sedimenterer isolert. Beregningene viser imidlertid at partikulært materiale fra boreutslippet spres over store områder.

Tilsvarende beregninger er ikke gjort for Nordsjøen. Særlig i sørlige deler av Nordsjøen er vanddybden mindre enn i Norskehavet, og dette kan ha innvirkning på hvor langt partiklene vil føres med vannstrømmen før de sedimenterer ut. På den andre siden vil bølgeaktivitet og strømforhold kunne føre til økt resuspensjon, og dermed økt spredning av partiklene.

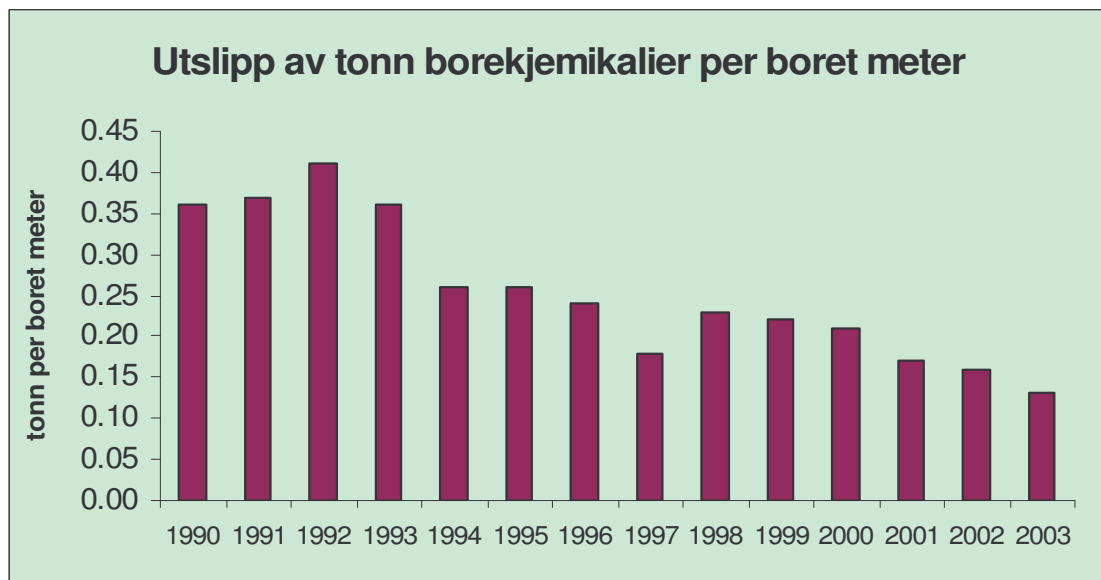
2.2.2.2 Utslipp og spredning av kjemikalier fra boring

Mengden kjemikalier som slippes ut ved boring har vist en synkende trend de siste 15 år. Dette henger sammen med et økt fokus på miljø, der både reduksjon i utslipp og utbygging til mer miljøvennlige kjemikalier. Det fokuseres også mye på forbedret teknologi som kan redusere utslippsmengdene betydelig (gjenbruk av borevæske etc). Enkelte felt reinjiserer alt slam og kaks etter at topphullet er boret. Figur 2.8 viser utviklingen i mengde borekjemikalier sluppet ut per meter boret i perioden 1990 til 2003.

I tillegg til kaks og barytt tilsettes en rekke kjemikalier til boreslammet, som i sum utgjør borevæsken. Mange av komponentene blir omdannet under boring før de slippes ut til sjø (vannbasert borevæske). Det meste av de kjemikalier som benyttes er relativt ufarlige for resipienten, mens enkelte kan ha uønskede miljøegenskaper.

Type kjemikalier som settes til boreslammet inkluderer bl.a viskositetsøkende forbindelse, emulsjonsdannere, smøremidler, fukttemiddel, korrosjonshemmere, surfaktanter, detergenter, kaustisk soda, salter og organiske polymerer (Kjeilen et al., 2001). En detaljert liste over vanlige tilsetninger til borevæsker og bruksområder er

presentert i Kjeilen et al. (1999). Type komponenter som inngår er bl.a: baritt, kalsiumkarbonat, bentonitt, lignitt, polymerer (f.eks modifisert stivelse, cellulose), fettsyrer, derivater av imidazole, aminer, amider, lignosulfonat, alkoholer og lignende co-polymerer, brine (salt-løsninger), kaustisk soda, lime, KCl, glykol, polyglycol, polyglycerol, polyacrylamider, ester med flere.



Figur 2.8. Utvikling i utslipp av borekjemikalier (inkl. boreslam). Kilde Environmental Web/OD.

Beregning av mulig influensområde for påvirkning av kjemikalier basert på vannbasert borevæske (Norskehavet) er gjort under forutsetning av at kjemikaliene løser seg i sjøvannet (vannløselige kjemikalier) og dermed følger undervannsplumen i stedet for å binde seg til kaksen og synke ned på sjøbunnen. Beregningene viser at de aller fleste av de kjemikalier som har uønskede miljøegenskaper opptrer i såpass små mengder at influensområdene rundt utslippene blir meget små (Frost og Rye 2002).

Selv om et kjemikalium er blitt klarert som et PLONOR kjemikalium av SFT (et kjemikalium som er akseptabelt ut fra miljøhensyn), vil utslipp av store mengder av kjemikaliet likevel kunne bidra til miljørisiko i et influensområde. Et eksempel på et slikt stoff er glykol (MEG, monoetylglykol), som bl.a brukes som antifrysemiddel. Glykol slippes ut i relativt store mengder (størrelsesorden 10 - 50 tonn) pr. brønn, men har en relativt høy PNEC-verdi, dvs. er lite giftig (19,2 mg/L). Glykol er forøvrig lite bioakkumulerbart (relativt høy vannløselighet). Spredningsberegninger for glykol (MEG) for Ormen Lange indikerer at innenfor en avstand på ca. 150 - 200 m fra utslippsstedet kan maksimale konsentrasjoner av glykol (MEG) nå opp i rundt 20 mg/L (Frost og Rye, 2002). Mulige effekter vil således være avgrenset til brønnens nærområde mens utslippet pågår.

2.3 Andre operasjonelle utslipp

Til andre operasjonelle utslipp hører fortreningsvann, drenasjevann, kjølevann samt utslipp av vann fra klargjøring av rørledninger.

2.3.1 Fortreningsvann

I Nordsjøen transporteres det meste av produsert olje og gass via kontinentale og interkontinentale rørledninger, for enkelte felt blant andre Gullfaks, Statfjord, og omkringliggende felt, transporteres oljen via bøyelasting til skip (OED, 2004).

Til Statfjord A, B og C samt Gullfaks A og C blir olje fra omkringliggende felt transporteres i rørledninger for videre prosessering og transport. Både på Statfjord og Gullfaks blir fortreningsvannet fra lagercellene sluppet til sjø. Mengden fortreningsvann til utslipp er vist i tabell 2.3.

Tabell 2.3. Mengde fortreningsvann til utslipp.

Installasjon	Fortreningsvann 2005 (m ³ /dag)	Fortreningsvann 2011* (m ³ /dag)
Statfjord A	24034	12833
Statfjord B	17408	10099
Statfjord C	25850	4884
Gullfaks A	28036	9572
Gullfaks C	17515	4354

* prognose

For alle installasjonene synker volumene årlig, med unntak av Gullfaks A som først øker til over 42 000 i 2006 før det synker igjen. Konsentrasjonen av olje i fortreningsvannet varierte fra 1,2 til 6,4 mg/l for disse installasjonene i 2004.

Ser man norsk sektor under ett, ble utslipp av fortreningsvann redusert med 6% fra 2003 til 2004. Mengden olje sluppet ut med fortreningsvannet økte imidlertid fra 146 til 148 tonn, noe som skyldes at konsentrasjonen av olje i utslippet økte fra 2,6 til 3 mg/l (OLF, 2005).

2.3.2 Drenasjevann

Drenasjevann stammer fra nedbør og vann anvendt til rengjøring og andre formål på plattformer og borerigger. Normalt skilles drenasjevannet i åpen og lukket drens. Hvor det åpne er kun regnvann fra ukontaminerte områder, mens vann fra mulig kontaminerte områder går til lukket drens. Drenasjevannet i det lukkede drenasjesystemet kan følgelig inneholde olje og boreslam alt etter om det er prosessering eller boring på installasjonen. Boreslam vanskeliggjør rensing på plattformen. Løsningen er da normalt transport til land for rensing. Uten boreslam kan drenasjevann samles opp i samletank (sloptank) på plattformen og renses (gravitasjonsbasert separasjon) før det slippes ut. sammen med kjølevann eller produsert vann.



Figur 2.9 Utslipp av drenasjevann på Norsk sektor. (Kilde OLF, 2005)

Mengden drenasjevann sluppet ut på norsk sektor var omlag 700 000 m³ i 2003 og 2004, mens mengden olje sank fra 13 tonn til 11 tonn (reduksjon på 15%). Mengden drenasjevann til injeksjon gikk ned i samme periode, og i 2004 ble 57 000 m³ injisert, mot nesten det dobbelte i 2003 (Figur 2.9).

2.3.3 Kjølevann

Forbruk og utslipp av kjølevann er ikke rapporteringspliktig, og vi har ikke fullstendig oversikt over omfang og mengder av kjølevannsutslipp i Nordsjøen. Det antas at de fleste installasjoner har utslipp av kjølevann. Mengde kjølevann for Gullfaks og Statfjord installasjonene er vist i tabell 2.4. Volumet antas å være nokså konstant i årene fremover.

Tabell 2.4. Mengde kjølevann for Gullfaks og Statfjord installasjonene.

Installasjon	Kjølevann 2005 m ³ /dag
Statfjord A	0
Statfjord B	20 000
Statfjord C	30 000
Gullfaks A	80 000
Gullfaks B	12 400
Gullfaks C	72 000

**Prognose*

For disse blir kjølevannet blandet med produsert vann strømmen før utslipp. På Ekofisk går kjølevannet i et eget rør for utslipp, 20 meter fra havoverflaten. Utslippsrøret ligger i en avstand på 18m fra utslippspunktet av produsert vann. Temperaturen på kjølevannet ved utslipp er her ca 30°C.

En del data og beregninger for kjølevannsutslipp er gjort for noen felter i Norskehavet (Skadsheim et al., 2002). Oppgitte temperaturer og utslippsdyp for hhv. Kristin og

Draugen i Norskehavet er 35°C og 14 m (Kristin) og 32°C og 30m (Draugen). Det må antas at forholdene beskrevet av Skadsheim et al. (2002) for Norskehavet vil gjelde også i Nordsjøen.

Det er to forhold knyttet til kjølevannsutslipp som er av betydning; mulige effekter pga kjølevannets forhøyede temperatur, og mulige effekter knyttet til utslipp av klor for å hindre begroing. Klorbruken varierer i omfang fra kontinuerlig tilsetning slik som på Ekofisk til periodevis dosering på totalt noen uker sommerstid. Klor settes til enten som natriumhypokloritt (NaOCl), eller ved bruk av et boble-klor anlegg som produserer klor ved elektrolyse av en kobbermetallelektrode.

2.3.4 Utslipp ved klargjøring av rørledninger

Det eksisterer en rekke rørledninger i Nordsjøen, og flere vil legges både knyttet til nye felt og sannsynligvis for eksport. Det finnes imidlertid ikke en fullstendig oversikt over mulige fremtidige rørledninger, og beskrivelsen under er derfor generell.

Ved installering av nye rørledninger fylles disse normalt med sjøvann og tilsettes biosider og oksygenfjerner for å hindre begroing og fargestoff for lekkasjesporing. Tømming av ledninger skjer på eller ved plattformen for rør utenom transportledninger hvor tømmededet kan variere med påskjøting til eksisterende transportrør, nærliggende plattformer eller ilandføring. Utslippenes varighet er opptil ett døgn, hvilket gir anledning til betydelig fortløpende fortykning.

3 Oppdatering av kunnskapsstatus

3.1 Kunnskapsstatus for produsert vann og andre operasjonelle utslipp

I denne oppdateringen blir det lagt mest vekt på inkludere nye studier (rapporter og artikler) utgitt etter det som er beskrevet i Børseth et al. (2004) og med hovedfokus på nordatlantiske boreale forhold. Fokus er på studier som omfatter olje i vann eller *produsert vann* direkte. Bare utvalgte undersøkelser på enkeltkomponenter eller mindre grupper av komponenter er inkludert her.

I gjennomgangen har vi videre lagt oss på OSPAR sin tolkning av utfordringene (<http://www.environment.no>). For miljøstatus i Nordsjøen skrives det at selv om påvirkningstrykket fra menneskers aktivitet ikke rangeres på topp, for eksempel sammenliknet med klimaendringer, kan påvirkningene bli mer alvorlige i kombinasjoner med annet press på miljøet. Følgende fire forhold listes opp: Fiskerier, olje og PAH, tungmetaller og biologisk påvirkning ved introduksjon av nye arter. Fokus på produsert vann opprettholdes særlig under olje og PAH kategorien fordi produsert vann utslippene øker. OSPAR anbefaler for øvrig også at estimatene for olje og PAH avrenning fra land og elver bedres. OGP 2005 angir at ca 450 millioner tonn slippes ut i hele Nordsjøen pr. år. Orstein et al. (2005) angir ca 210 millioner tonn produsert vann pr. år for norsk sokkel. De oppgir et midlere oljeinnhold i produsert vann for norsk sektor på ca 16-21 mg olje/liter, mens fortreningsvann delen har ca 3 mg olje/liter (2004 data). De oppgir videre 2530 tonn olje utslipp i 2004 for hele norsk sektor med størst bidrag fra Nordsjøen.

Med *andre operasjonelle utslipp* forstås drenasjevann, fortreningsvann og kjølevann fra plattformene. Mengdene er små og er mindre relevante for regional påvirkning. *Fortreningsvann* vurderes i sammenheng med produsert vann da det inneholder rester av olje som er sammenlignbar med oljekomponentene i produsert vann.

Nye internasjonale rapporter

En generell rapport utarbeidet av IMO og GESAMP er til trykking, men utkast er ikke tilgjengelig. Den heter GESAMP Report and Studies No 75, on Estimates of Oil Entering the Marine Environment from Sea-Based Activities.

OGP rapport nr. 364 (2005) gir en siste statusoppsummering på verdensbasis utarbeidet av industrien. Litt av innhold og konklusjoner rekapituleres her. Av det årlige totale innholdet av olje i produsert vann på 17 millioner tonn går ca. 7 millioner tonn som utslipp til sjøen. Innholdet er meget variabelt mellom stedene. Mengden sporstoffer og naturlige radioaktive isotoper i utslippene utgjør en veldig liten andel av total tilførsel til sjø. Radioaktivitet utgjør en ubetydelig risiko for organismer i sjøen så vel som for folk. Sjømat totalt bidrar bare med 0,5% av dosen fra bakgrunnsstråling hos folk i EU. Produsert vann inneholder dispergerte og vannløste hydrokarboner, fettsyrer og fenoler. Utslippene fortynnes raskt til under grenseverdien for effekter (PNEC nivå).

Den raske fortynningen i resipienten gir for korte eksponeringstider til å gi signifikante effekter i organismer. Mange komponenter vil raskt felles ut eller, mht. spormetaller og stormolekylære PAH, vil disse raskt adsorberes til partikulært materiale. Komponentene har veldig lav iboende eller reell ("intrinsic") toksisitet. Miljøriskovurderinger av alkylfenoler i produsert vann indikerte at det er ubetydelig risiko for reproduksjonseffekter på populasjonsnivå for torsk, sei og hyse (referanse mangler – OLF studie). Feltovervåking har vist at produsert vann komponenter forekommer i de sjøområdene med flest installasjoner, men negative miljøeffekter er ikke påvist. I Nordsjøen er det ikke målt økede nivå av forurensning fra produsert vann i fiskevev.

Generell status på modeller og ny modellutvikling

Det har vært lagt ned betydelig innsats i å utvikle modeller for beregninger av miljøpåvirkning og –risiko de siste årene. Det beste eksemplet i Norge er DREAM, som danner modellgrunnlag for flere beslutningsstøtteverktøy for miljøstyring av regulære utslipp fra oljevirksomheten offshore.

Vha. DREAM kan det simuleres komplekse kvantitative "utslipps-", "fate" og "eksponerings-" scenarier for produsert vann og boreutslipp. Fra DREAM simuleringer kan det ekstraheres beregnede verdier som sammenstilles til å uttrykke miljøpåvirkningsfaktorer (Environmental Impact Factors; EIF). Disse brukes som beslutningsstøtte. EIF for produsert vann er i praktisk bruk for nullutslippsarbeidet i Nordsjøen, mens EIF for boreutslipp har vært under utvikling de siste fire årene, og ventes snart å være operativt. Fra SFT har det vært uttalt at dette er interessante og viktige verktøy som bifalles at industrien utvikler og tar i bruk, men det minnes om at en modell bare er ett av flere verktøy i beslutningsprosessene, og at de ikke må komme til erstatning for å utvikle bedre innsikt i å forstå miljøeffekter.

Miljøeffektene er i disse modellene uttrykt vha. PEC:PNEC, og biologiske effekter er representert ved toksisitetstester som har "fitness" (overlevelsesevne og formerings evne) som endepunkt. Dette er størrelser som vanskelig lar seg måle i felt, og det er derfor behov for andre parametere til validering. Det er et pågående arbeid i NFRs program for Langtidseffekter av utslipp fra petroleumssektoren offshore (PROOF) der en forsøker å bygge en bro mellom "fitness" målt i laboratoriet og biomarkører som kan måles i felt; for eksempel i oljeindustriens vannsøyleovervåking i Nordsjøen. PROOF prosjektet har tittel: "Validation of methods and data for environmental risk assessment offshore"; S. Sanni, PROOF 2003-2006).

DREAM/EIF representerer i dag sannsynligvis state-of-the-art når det gjelder modell- og beslutningsstøtteverktøy for oljeindustriens regulære utslipp. Imidlertid finnes andre modeller, eks. den britisk utviklede PROTEUS (Rymell et al. 2006), som også er i praktisk bruk av oljeindustrien idag. Noen andre nyere modeller med fokus på produsert vann nevnes: McFarlane (2005), Berry & Wells (2004), og dessuten inneholder utgave 23(10) av tidsskriftet Environmental Toxicology & Chemistry en samling av modellarbeider og dataregistreringer. Her belyses bl.a. utfordringene med å beskrive spredning og opptak av miljøgifter, og det gis en generell beskrivelse av miljømodeller i et fysisk-/kjemisk perspektiv.

Ny vitenskaplig litteratur som omhandler produsert vann

Armsworthy, Cranford & Lee (2005) har i sin bok sammenfattet EEM symposiet ("Environmental Effects Monitoring") symposiet holdt høsten 2004 hos Bedford Institute of Oceanography (Canada) og med fokus på olje og gass industrien til havs ("offshore"). Presentasjonene dekket hele verden, men med størst fokus på Nord-Atlanteren. En del omhandler boreutslipp, andre bakgrunnsdata og noen de begrensede produsert vann utslipp som karakteriserer utvinning i tidlig fase slik status er utenfor Nova Scotia. Boken inneholder flere modeller/beregningsformer til å beskrive og overvåke miljøeffekter både fra produsert vann og fra boring. Miljøriskomodeller og EIF som er omtalt ovenfor, er også belyst gjennom flere artikler trykket i boken.

Neffs (2002) bok gir en bred dekning av muligheter for opptak og effekter fra produsert vann utslipp. Hovedmengden av data er fra amerikanske farvann, men også australske data og noe fra Nordsjøen er inkludert. Vevskonsentrasjoner og toksisitetsverdier er gitt for en rekke metaller og hydrokarboner. Toksitet omfatter også fototoksitet, men lavere verdier er kommet til senere, se Larsen et al. (2005) nedenfor. Neffs estimater er i hovedsak basert på akutt- og standard kroniske tester, mens type biomarkør effekter er mindre berørt. De tolkninger Neff presenterer vil således ha mye av samme utgangspunkt som den effektdatabasen (Frost, 2002) som nå ligger til grunn for EIF beregningene/miljørisiko av produsert vann utslipp utført for norske installasjoner.

Norske rapporter og nye studier på produsert vann

Fiskens kvalitet - Haver et al. (2005) gikk gjennom vannsøyleovervåkingen på norsk sokkel med fokus på fisk og fiskens kvalitet for menneskelig konsum. De inkluderte alt som er gjort i Nordsjøen inklusive målinger i fisk fra oljefeltene og fra fisk som har stått i bur i de samme områdene. De beskriver at produsert vann dominerer helt med hensyn til utslippsmengde og at overvåkingen derfor søker å etterspore effekter av produsert vann. Videre: "Det er i løpet av 35 år med norsk petroleumsaktivitet ikke påvist effekter på fisk eller fiskens kvalitet som følge av petroleumsaktivitet." Effektbegrepet anvender de slik at det også dekker biomarkør responser. I de undersøkelsene Haver et al. (2005) refererte til, ble stoffopptak målt i magert fiskekjøtt ut fra et formål om kostholds-rådgeving. Vi påpeker at hydrokarboner konsentreres særlig i fettrikt vev. Uansett, omdanner fisk de fleste hydrokarboner så raskt at de forsvinner kort tid etter opptak. Dog kan metabolittene etterspores i gallen. Gallemetabolitter fra nedbrytning av PAH inngår allerede i vannsøyleovervåkingen. Det nye er nå at også metabolitter fra alkylfenoler kan måles i galle som indikasjon på eksponering for olje- og produsert vann (Ariese et al. 2005). Resultatene viser at alkylfenol metabolitter i laboratorie-eksponeringer detekteres etter et dose-respons forhold.

Vannsøyleovervåkingen - Felldata fra vannsøyleovervåkingen har enkelte begrensninger. Målinger på naturlig forekommende organismer i vannmassene fremkommer ved utplassering av blåskjell og fisk i bur nedstrøms utslippet i en periode på 4-6 uker. Det er imidlertid knyttet usikkerheter til plasseringen av burene; dvs. om burene "treffer" produsert vann utslippets influensområde samt variasjoner i eksponeringsgraden på grunn av at utslippsplumen utbredelse endres med vind og strømforhold i denne perioden.. Dette kompliserende forholdet ser ut til å ha vært medvirkende til at det med burutsett i vannsøyleovervåkingen for 2004 (Hylland et al.

2005) ikke ble funnet tegn til hydrokarboner i en antatt eksponeringsgradient. Det ble ikke funnet forhøyede hydrokarbonkonsentrasjoner eller endrede biomarkør responser (dvs. eksponerings- eller effektsignal) i et begrenset utvalg innfangede villfisk (sei) i denne undersøkelsen. I BECPELAG undersøkelsen omtalt tidligere (Skadsheim et al. 2002, Børseth et al. 2004), men som så langt ikke er publisert, viste derimot analyser av PAH metabolitter og biomarkører i fisk fra bur signifikante endringer som funksjon av avstand fra plattformen.

Hylland et al. (2006) sin rapport om biomarkører for anvendelse i overvåking har vært tilgjengelig i utkast form. Oversikten inkluderer gallemetabolitter, fase I og fase II enzymer, andre detoksifiserende enzymer, forskjellige enzymer og parametere for å måle oksydativt stress, hormonforstyrrelser og genskade biomarkører. Det vil altså i hovedsak si på de laveste nivå i effektkaskaden som omfatter endringer fra molekylært nivå og helt opp til populasjons- og samfunnsnivå. Rapporten oppsummerer naturlige forekommende verdier, ved hvilke betingelser utslag er målt for forskjellige biomarkører og gir vurderinger av de enkelte biomarkørene sin anvendelighet i overvåking.

Kontrollerte laboratorieeksponeringer med produsert vann hentet fra felt - De senere år er det gjennomført flere prosjekter hvor produsert vann er brukt i eksponeringsforsøk.

Ved Havforskningsinstituttet pågår det et prosjekt i NFR regi (PROOF programmet) som ser på effekter av produsert vann på flergenerasjoner av torsk. Resultatene fra dette prosjektet forventes å foreligge i 2007-08.

I 2004 ble det i samme programmet gjennomført eksponeringsforsøk med produsert vann fra Oseberg C på Torsk (Sundt, R, 2004). Dette var første gang et produsert vann er benyttet i en kontrollert effektstudie med fisk i tilnærmedesvis feltrealistiske eksponeringskonsentrasjoner og med en realistisk eksponeringsvei (dvs via vannfasen og ikke kontaminert for). Flere publiseringsmanuskripter med resultater fra dette forsøket er nå under ferdigstilling ved IRIS & Akvamiljø, og disse er ventet å bli submitted i løpet av 2006.

BioSea JIP programmet - Noen resultater fra Biosea JIP - Development of a Global Biomonitoring tool for the petroleum industry offshore (Sanni et al. 2005) er nå publisert. I dette forsknings-programmet ble evertebrater og fisk eksponert for ulike fortyninger av oljedråper i vann.

Evertebratene ble funnet å være mer sensitive enn fisk (juvenil torsk). Larsen et al. (2005) fant at voksne reker var påvirket målt ved lysosomal respons (signifikant forskjellige fra kontrollen) ved 4,5 ppb ($\mu\text{g}/\text{kg}$) olje i vann. Effekter i form av økede mengder CYP1A, mikronuclei og DNA addukter sammenliknet med kontrollfisk ble funnet hos ungtorsk (Skadsheim et al. 2005) ved ca 50-60 ppb (μg olje/kg vann) olje i vann. De to oljemengdene ble målt til respektivt ca. 0,3 og 11,3 μg sum PAH/kg vann og de angitte konsentrasjoner var de laveste som respektivt reker og torsk ble eksponert for. Det kan derfor ikke utelukkes at biomarkør responser kan forekomme ved lavere konsentrasjon enn angitt for begge arter.

Larsen et al. (2005) målte fototoksiske effekter i rekelarver ved at vann med løste hydrokarboner ble bestrålt med kunstig sollys. To vannkonsentrasjoner ble undersøkt:

0,3 og 0,03 µg sum PAH/kg vann. Resultater oppsummeres som signifikante forskjeller sammenliknet med kontrollen. Laveste konsentrasjon hydrokarboner introduserte økt metabolisme og beskyttelse mot oksydativt stress. Bestråling av det samme vannet før det kom i kar med rekellarver i resulterte i øket dødelighet, nedgang i RNA/DNA ratio og økning i oksydativt stress målt ved TOSC og MDA. Forklaringen ligger i at bestråling skaper reaktive radikaler fra PAH som selv bare fungerer som katalysatorer ved fotonoverføring. Bestråling av samme vann og med rekellarver i viste at effektene kom enda raskere. Dette skyldes at oppkonsentrerte PAH'er i vevet forsterker fototoksisitetsmekanismen ved mer radikaldannelse.

Laboratiestudier støtter feltundersøkelser fordi eksponeringen kan kontrolleres. Eksponeringer av organismer er utført over lengre tidsrom enn det mange bevegelige organismer utsettes for i sjøen. Dette gir konservative estimater av effekter. Effektdata som ligger til grunn for grenseverdier for toksisitet (PNEC) benyttet i miljørisikovurderinger/EIF beregninger, er basert på tester med enkeltsubstanser basert på typiske effekt parametere som overlevelse, vekst og reproduksjon (både akutte og kroniske data). I Biosea JIP (Sanni et al. 2005) ble tester gjort med oljer for å etterprøve miljørisikoprediksjoner. De målte biomarkører og andre liknende effekter fra slike eksponeringer viste i flere tilfeller effekter ved lavere konsentrasjoner enn beregnet for enkelt substanser nevnt ovenfor..

Radioaktivitet - Undersøkelser av radioaktivitet fra produsert vann er gjennomført ved Statens Strålevern. Gåfvert & Færevik (2004) oppsummerte radioaktiviteten i produsert vann utslipp i norsk sektor. De hadde ikke adgang til data fra britisk sektor. ^{226}Ra & ^{228}Ra isotopene dominerer helt aktivitetsmålingene og de to isotopene er også de med lengst halveringstid. Tilførselene av ^{210}Pb og ^{210}Po er små. Målegrensen er rundt 1 Bq/liter og bakgrunnsverdi for ^{226}Ra er 1,5 – 5 mBq/liter for ^{226}Ra i Nordsjøen. Aktiviteten i produsert vann som slippes ut varierte fra 1 -16 Bq/liter for ^{226}Ra og 1 -21 Bq/liter for ^{228}Ra . Middelverdiene var 3,3 og 2,8 Bq/liter for ^{226}Ra og ^{228}Ra respektivt. De to plattformene som skilte seg mest ut med kombinasjon av høyest stråleaktivitet og store mengder produsert vann var Troll B og C. Situasjonen i dette området, Troll/Tampen, ble vurdert til at en dobling av bakgrunnsverdiene, et tillegg på 1 mBq/liter for ^{226}Ra , kan presenteres som et konservativt utslippsestimat.

Skjebnen til de radioaktive isotopene fra produsert vann utslipp er ikke godt forstått. Det er usikkert hvor mye som følger kyststrømmen nordover i vannet og hva som sedimenteres mer lokalt nær plattformene.

Sidhu (NFR PROOF program, foredrag, Solstrand 2005) og Sidhu (sammendrag av foredrag, Oil Field Chemistry Symposium, Geilo 2006) målte radioaktivitet i produsert vann fra Nordsjøen og vurderte biotilgjengelighet og doser til marine organismer. Ba og "scaling" inhibitorer ser ut til å kunne øke sedimenteringen av Ra isotopene og til å kunne medføre øket biotilgjengelighet for Ra. Så langt har sedimentundersøkelser vist at i Tampen-området er strålingen 1-10 Bq/kg sediment, mens den i Troll-området er 10-40 Bq/kg sediment. Hvordan utslipp fordeler seg og biotilgjengeligheten påvirkes studeres nå i regi av NFR.

URCM fraksjonen - Pågående forskning innen NFR PROOF programmet (<http://www.forskningsradet.no>) har indikert at det innen URCM (UnResolved Complex

Matter) polarfraksjonen i olje og produsert vann utslipp forekommer toksiske bidrag fra noen stoffer som er ved å bli beskrevet (A. Melbye, SINTEF, NFR PROOF program, fordrag, Solstrand 2005, se også prosjektoversikten til Haver et al. 2005). Det toksiske bidraget vil være fanget opp av tidligere tester med produsert vann og olje, men de nye funnene kan øke den mekanistiske forståelse av hvilke substanser som bidrar til hvilke toksiske effekter og hvordan avbøtende rensing kan utformes.

3.2 Kunnskapsstatus for boring

3.2.1 Partikulært materiale og assosierte biologiske effekter

Historisk sett har man antatt at partikler, som borekaks og vektmateriale (baritt etc.), i utgangspunktet ikke gir effekter på marine organismer. I den senere tid har imidlertid baritt fått økt oppmerksomhet som tilsetningsstoff da man har funnet at baritt kan ha virkning på organismer som filtrerer sjøvann. Analyser gjort på deponert kaksmateriale fra Ekofisk 2/4A og Beryl A plattformene i Nordsjøen viser videre at tungmetaller i baritten/kaksen kan være mer biotilgjengelige enn tidligere antatt, da det har vært en gjengs oppfatning at disse tungmetallene er inerte (Westerlund et al. 2001). Flere lab-studier viser også at forhøyede nivåer av baritt og bentonitt kan påvirke veksten til filtrerende organismer (Milligan et al., 2005, Bechmann et al., 2005).

Biotilgjengeligheten av bly i baritt er nylig vurdert med hovedfokus på kakshauger (Gray, J. 2006). Biotilgjengeligheten av bly fra baritt ble her antatt å være knyttet til porevanninnholdet mer enn innholdet i partikulært materiale i kakshauger. Rapporten omfatter ikke biotilgjengeligheten fra pågående utslipp av baritt, men ser hovedsakelig på prosesser i kakshauger.

Partikler med en størrelse mindre enn 0,002 mm antas å være mer biotilgjengelige enn større partikler. Baritt tilsatt som vektstoff til borevæsken, og som inneholder en stor andel små partikler, består av bariumsulfat ($BaSO_4$) samt lavere konsentrasjoner av tungmetaller bundet til barittpartiklene. En vesentlig mengde av den finfordelte baritten vil bli spredt i vannsøylen. Ved siden av å holde seg i vannsøylen, forventes denne fraksjonen også å være mest biotilgjengelig for filtrerende organismer, siden finfraksjonen også utgjør de minste partikkeldiameterene. Det er påvist effekter av baritt på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0,5 mg/l (ppm) i vannsøylen (Cranford et al. 1999). Influensområdet for konsentrasjoner ned mot dette nivå er beregnet til maksimalt ca. 15 km fra utslippsstedet under en boring (Frost og Rye 2002). Utslipet vil ha en tidsbegrenset varighet og det vil være av episodisk natur.

Med utgangspunkt i resultatene til Westerlund et al. (2001) og Cranford et al. (1999) har det blitt gjennomført studier på effekter av brukt boreslam med baritt, baritt og ilmenitt (alternativt vektstoff til baritt) på vannsøyleorganismer (fisk og plankton) og på filterspisende bivalver (Bechmann et al., 2005). I tillegg til fysiske effekter er det også sett på effekter av metaller assosiert med baritt/ilmenitt.

Forsøk er gjennomført som langtidseksponeringsforsøk med fraksjoner av boreslam-partikler i tre konsentrasjoner (0,5, 2 og ca. 20 mg/l). Torsk, kamskjell og blåskjell ble

eksponert, og viste alle effekter ved eksponering til boreslampartiklene. For kamskjell var effektene signifikante også ved den laveste konsentrasjonen testet (0,5 mg/l tørrvekt). Denne laveste konsentrasjonen er sammenlignbar med den konsentrasjonen Cranford et al. (1999) fant effekter i Kanadiske kamskjell. Den høyeste boreslamkonsentrasjonen testet i Bechmann's (2005) studier (10-50 mg/l tørrvekt) korresponderer til en partikkelkonsentrasjon 0-10 meter over havbunnen i en avstand av 500 meter fra et utslippspunkt.

I eksperimentene med brukt boreslam ble det bl.a. funnet økte nivåer av barium både i fordøyelseskjertler og i gjeller. Videre ble det påvist effekter som blant annet redusert filtreringsrate, økt nivå av DNA-trådbrudd, endret proteinmønster i blod, økt oksydativt stress (TOSC-metode), vevsskader, redusert lysosomal membran stabilitet. Tilsvarende ble det ved eksponering til baritt målt økt bariumnivå i gjellene til torsk samt økte nivå av både Ba, Cu, Zn, Cd og Pb i enten gjellene eller fordøyelseskjertelen til hhv. kamskjell og blåskjell. Dette ga tilsvarende effekter som ved eksponering til brukt slam, slik som endret proteinmønster, økt oksydativt stress, DNA-trådbrudd, vevsskader, redusert filtreringsrate og redusert vekst. Vevsskader og økte nivåer av sink i gjellene og leveren til torsk ble også målt etter eksponering til ilmenitt.

Disse eksperimentene viser at eksponering til boreutslipp kan gi effekter på individnivå, og at noen av effektene (slik som strukturelle vevsendringer) må antas å være av en mer kronisk type. Man vet imidlertid foreløpig lite om restitusjon etter slik eksponering (dette er bl.a. tema for videre undersøkelser). Vurderinger gjort basert på et risikovurderingsverktøy (ut ifra målinger og vurderinger av metallinnhold i biota og biotilgjengelighet av metaller fra baritt) antyder at akseptable grenseverdier for partikler i vektmaterialer (baritt, ilmenitt etc) i utslipp bør oppdateres (TNO, 2006).

3.2.2 Borevæsker og biologiske konsekvenser

Det er i dag i all hovedsak vannbaserte borevæsker som slippes ut i Nordsjøen ettersom myndighetene er restriktive på utslipp av syntetiske borevæsker. Det er imidlertid gjennomført noen nyere studier på syntetiske borevæsker, hovedsakelig i USA og Canada. Disse belyser noen av de samme problemstillingene som er omtalt over:

- Niu et al. (2005) har sett på transportegenskapene i vannmassene ved utslipp av borekaks med vedheng av syntetisk boreslam. De viste at de syntetiske borevæskene virker bindende på kakspartiklene sammenlignet med utslipp av vannbaserte borevæsker. Dette er helt i tråd med de antagelsene som er gjort tidligere, der syntetiske borevæsker er sammenlignet med oljebaserte borevæsker med hensyn til hvordan de fysisk oppfører seg i vannmassene (Kjeilen et al., 1999, 2001).
- Armsworthy et al. (2005) har sett på kroniske effekter av syntetiske borevæsker hos sea scallops (*Placopecten magellanicus*). De så bl.a. på hvordan vekstraten ble påvirket av en rekke forskjellige brukte syntetiske borevæsker, og gjorde også sammenligninger med eksponering til barittpartikler. Forfatterne konkluderte med, fra observasjoner av de ulike brukte boreslammene og finpartikulært materiale (baritt og clay), at det primært var finfraksjonen av

boreslammet som forårsaket effekter. Effekter ble sett på konstrasjoner i størrelsesorden 0,2 -1,5 mg/l. Dette samsvarer med konsentrasjonene som Cranford (1999) tidligere fant effekter ved eksponering til baritt.

Slike observasjoner som Arsmworthy et al. (2005) og Bechmann et al. (2005) har gjort er begge med å forklare hvorfor det i perioder er observert effekter på bentiske organismer ved større avstander fra et utslippspunkt enn det som kan forklares med målte nivåer av hydrokarboner og metaller, som observert av Olsgard og Gray (1995).

Ved feltstudier av fisk (American plaice) under boreoperasjoner med utslipp av vannbaserte og syntetiske borevæsker fra boring av seks brønner i 2000 og 2001 ble det ikke målt effekter (parametre som ble undersøkt inkluderte kondisjonsfaktor, synlige skader på overflate og organer, histopatologiske endringer i gjeller og lever, nivåer av oksygenase og blodcelle telling). Fisk samlet i nærområdet, en avstand på 1-3 km, ble sammenlignet med fisk fra et referanseområde 20 km borte (Mathieu et al., 2005).

Selv om det nå kun slippes ut vannbasert borevæske under boring på norsk sokkel, viser erfaringer at det også er til stede mindre konsentrasjoner av hydrokarboner i massene som deponeres på sjøbunnen. Dette kan ha flere årsaker. Det kan skyldes mindre utslipp av oljeholdig kaks (når det bores i oljeførende lag), eller det kan skyldes bruk av oljeholdige kjemikalier i borehullet når eksempelvis borestrengen har satt seg fast. Det kan også ha forekommet uhellsutslipp av hydrokarboner, og/eller ukontrollerte lekkasjer. Hydrokarbonene i utslippet vil kunne binde noe av den finfordelte barytten til kaks slik at noe av barytten synker ned i stedet for å spres i vannmassene. I den grad denne type oljeholdige utslipp kan skje, er det ikke antatt at THC konsentrasjonen vil nå et nivå som vil ha markante effekter på miljøet på en regional skala, siden det antas at olje assosiert til boreavfallsstrømmen i hovedsak vil deponeres i nærsonen eller lokalt rundt utslippsstedet.

3.3 Identifisering av kunnskapsbehov

Oversikt over forskningsbehov

Rapporten til Haver et al. (2005) gir en oppsummering av forskningsbehov basert på det som er framhevet i Norges Forskningsråd og da særlig innen PROOF programmet 'Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten' som nå videreføres som et av delprogrammene innefor det nye 'Havet og Kysten' programmet (2006-2015). Ved så omfattende utslipp som for produsert vann vil det alltid være vurderinger av hva som kan unngås av utslipp og hvordan utslipp kan renses. Videre hvilke kjemiske målinger av stoffmengder og hvilke målinger av biologiske effekter som bør gjennomføres i organismer, bestander, plante- og dyresamfunn for å kunne kvantifisere miljøpåvirkning, fremme teknologiutvikling, og gi de forskjellige aktørene et informasjonsgrunnlag til å beslutte hva som er politisk akseptabelt miljømessig og samfunnsøkonomisk. Ifølge NFR sin utlysningstekst for nye prosjekter i 2006 omfatter delprogrammet 'Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten' følgende fem hovedområder: Effekter i vannsøylen, spesielle forskningsoppgaver i Arktis, kobling mellom forskning og overvåking, langtidseffekter av akutte utslipp, og

pågående utslipp av borekaks. Deler av disse områdene som er relevant for denne RKU'en, vil bli nærmere gått inn på her.

Spredning og sedimentering av stoffer fra produsert vann

Med utgangspunkt i utredning fra Neff (2002) og de konsepter som er lagt til grunn for EIF modellen har vi følgende utfordring. Med produsert vann er det en stofftransport ut i sjøen av enkelte substanser med både toksiske egenskaper og høy biokonsentrasjonsfaktor. Høy biokonsentrasjonsfaktor betyr at de samme substansene raskt etter utslipp vil adsorbere og absorberes til løst og partikulært organisk materiale. Desto mer partikulært og desto større partiklene er, desto mer vil sedimenteres. Parallelt gir særlig overflateadsorpsjon økede muligheter for nedbrytning. Så langt har vi ingen undersøkelser som med sikkerhet viser at produsert vann utslipp har avstedkommet økede hydrokarbon- eller kjemikaliemengder i nærliggende sedimenter i norske farvann. Skyldes dette at de områder som har sedimenter med forhøyede verdier av hydrokarboner, kan ha fått dette fra boreutslipp eller fra erosjon av kakshauger som inneholder hydrokarboner? Eller er spredning, mikrobiell og annen nedbrytning så omfattende at lite eller intet av produsert vann utslippene når sedimentene? Funnene av økede mengder radium i Trollområdet i pågående studier R. Sidhu, (sammendrag av foredrag, Oil Field Chemistry Symposium, Geilo 2006) kan muligens være de første målinger som viser en transport fra produsert vann til bunnsedimentene. Men også her er det fortsatt usikkert om noe av bidraget kan skyldes avsatt borekaks pluss spredning fra kakshauger. Dessuten dreier det seg om ikke nedbrytbare metaller.

Hva kan etterspores fra produsert vann og/eller olje i fisk?

Vi kan ut fra den siste metodeutviklingen for gallemetabolitter antakelig skille eksponeringskildene fra hverandre. PAH metabolitter i galle kan indikere opptak av hydrokarboner fra olje eller produsert vann i sjøen. Alkylfenoler finnes ofte i langt større mengder i produsert vann enn i olje (Utvik 1999) og alkylfenol metabolitter vil oftest peke mot produsert vann som hydrokarbonkilde. Mange PAH- og alkylfenol-metabolittformer kan nå analyseres i fiskegalle (Ariese et al. 2005, G. Jonsson pers. med.). Kildediskriminering v.h.a. gallemetabolitt analyser etter "fingerprinting" konseptet kan antakelig skille pågående utslipp i Nordsjøen fra olje i sjøen som har annet opphavssted. For eksempel ved skipsforlis nær oljeinstallasjoner der ulykken medfører utslipp av bunkersolje eller tanklast. Videre utvikling og validering av disse nye metodene vil kunne gi oss viktige verktøy i framtidig overvåking og risikoevaluering.

Marine organismers toksiske sensitivitet

De marine økosystemene er mindre undersøkt, mer utilgjengelige og mer kostbare å undersøke enn de på land og i ferskvann. Utbredelsesgradienter for organismer er oftest mer diffuse og mange arter har vid utbredelse. Vid utbredelse kan være med på å redusere fare for skade ved punktutslipp, men vi vet for lite om bestands- eller populasjonsavgrensninger til å kunne påpeke eventuelle varige tap av arvemateriale. Sårbar livsstadier og temporære ansamlinger av særlig egg og larver på grunn av havstrømmer vil kunne medføre økt risiko for skade. Manglende kunnskap om mange marine organismers toksiske sensitivitet på rekkenivå (høyeste klassifisering av organismer systematisk) som for eksempel hos nesledyr, svamper og pigghuder, og få

eller ingen data hos slike organismer selv for enkle akutt toksisitetstester (se også Skadsheim et al. (2002), Børseth et al. (2004)) medfører et føre var behov i vurderinger av påvirkning fra utslipp. Det er fortsatt et faktum at mange dyrerekker utelukkende finnes i havet, mens hovedtyngden av toksisitetsdata stammer fra et begrenset antall ferskvanns- eller terrestriske arter.

Utslipp av næringssalter og organisk materiale, særlig fra produsert vann

Børseth et al. (2004) beskriver at vi ikke kjenner godt til konsekvensene av de betydelige mengdene med organisk materiale og enkelte næringssalter som slippes ut med produsert vann. Denne eutrofieringen kan stimulere bakterievekst som øker nedbrytningen av skadelige stoffer, eller økt algevekst som deretter kan gi økt bakterievekst og nedbrytning.

Eksponeringstid og livsstadium

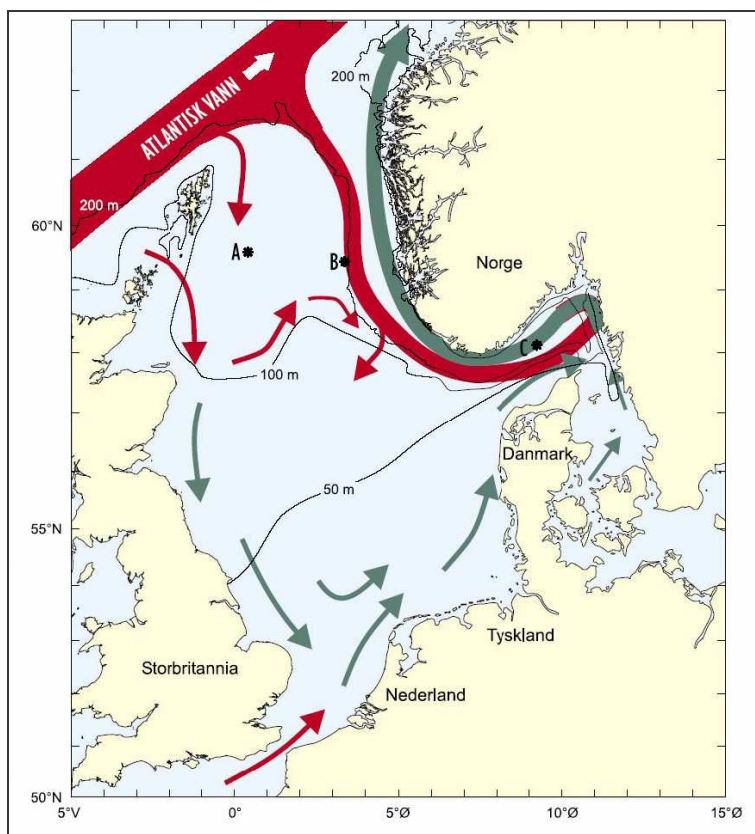
Det mangler i dag en metode for vektning av eksponeringstid ved forskjellige livsstadier, og i forhold til organismers størrelse og livslengde. Dette kan eksemplifiseres ved at små egg og larver som ut fra liten egenbevegelse og størrelse, har et stort overflate/volum forhold. Sammenliknet med større organismer gir dette rask likevekt mellom kropp og vann ved eksponering til kjemikalier. Egg og larver, pluss småplankton er oftest minst utviklet og med dårligst utviklede nedbrytningsegenskaper (Meador et al. 1995, Oost et al. 2003). Eksponering i for eksempel et produsert vann utslipp, kan medføre en større belastning og økt skadefare i en lengre del av en sårbar utviklingstid for egg, larver og små organismer i forhold til relasjonen mellom eksponeringstid og vanlig levetid for større organismer. Samvirke mellom enkelte organiske forbindelser medfører videre ofte upolar narkose (= generell nedsløving og forsinkelse av mange prosesser) for små og ufullstendig utviklede larver. Når egenbevegelsen nedsettes, øker sannsynligheten for å bli tatt av rovdyr, næringsopptak nedsettes og tetthetsendringer vil for lite bevegelige former kunne gi opphold i ugunstige vannlag.

Til havs er sjansen liten for å finne effekter av at egg og larver er eksponert sammenliknet med hva den er for større organismer. Hos voksne organismer kan effekter etterspores over lengre tidsrom og ved andre måleparametre. Forskjellige typer effekter vil kunne oppstå i forskjellige tidsskalaer på forskjellige levesteder (habitat) og dessuten på ulike biologiske organisasjonsnivå. Bevegelige dyr i vannmassene vil kunne bli utsatt for gjentatte eksponeringer oftest av begrenset varighet, men også på flere forskjellige steder, mens fastsittende organismers påvirkning vil bli dominert av eksponeringstiden mot et eller få utslipp og avstanden til disse. Oftest vil signalresponser etter kort tid lettest kunne observeres på intracellulært nivå eller ved atferd hos individer, mens effekter på populasjon eller samfunnsnivå først vil kunne etterspores etter et lengre tidsrom. Utvikling og tilpasning av nåværende overvåkningsstrategi og metodikk er nødvendig for å kunne ta hensyn til disse ulike faktorene.

Generelle transportmønstre av produsert vann

Mens den sentrale Nordsjøen er preget av svake strømmer og roterende strømmer, finner vi i den nordlige Nordsjøen sydlig grenseområde for en kobling der Golf-

strømmen går inn i Den norske kyststrømmen (se figur 3.1), før disse vannmassene fortsetter langs kysten til Norskehavet og Barentshavet.



Figur 3.1. De viktigste trekkene ved sirkulasjonsmønstre og dybdeforhold i Nordsjøen og Skagerrak. Røde piler: atlantisk vann. Grønne piler: kystvann. (etter Huse et al. 2006).

Disse vannmassene kan her betraktes som et slags porøst rør med en nordgående strømretning der hovedmønsteret brytes opp/ varieres med gyrer og sidestrømmer ut av røret og fysiske, kjemiske og biologiske forhold som går på tvers av hovedretningen i røret med hensyn til stofftransport som sedimentering og mulige perioder med vannmasser som inneholder komponenter fra industrielt utslipp. Unge og voksne stadier av evertebrater og fisk som har vandringer i strømretningen vil kunne oppleve gjentatte lavdose eksponeringer. Vi har generelt lite kunnskap om mulige effekter fra gjentatte lavdose eksponeringer for alle typer organismer.

4 Biologiske miljøressurser i Nordsjøen

4.1 Relevante marine organismer

Relevante biologiske ressurser i vannsøyale og på sjøbunnen i Nordsjøen, som vil kunne bli påvirket av utslipp fra boring og produksjon, inkluderer bl.a:

- Bunnlevende organismer (marine evertebrater)
- Koraller
- Fisk (fisk, egg, larver), og
- Plankton og andre filtrerende organismer

Noen biologiske ressurser er av kommersiell betydning og er således viktige i forhold til miljøeffekter. Andre ressursgrupper er av mindre kommersiell betydning, men finnes i store mengder og/eller har en viktig funksjon i økosystemet slik at mulige konsekvenser for disse artene kan få betydning for økosystemet totalt sett. I tillegg så er det truede arter/habitater som har fått spesiell fokus slik som korallrev (*Lophelia* sp.). I Nordsjøen er disse kun registrert på kontinentalskråningen.

Topografien på norsk sokkel i Nordsjøen varierer fra vanddyb på ca 60-70 m i sør til nærmere 400 m i nord-øst (Norskerenna), med noen lokale områder som er enda dypere. Troll-feltet er det feltet i Nordsjøen som befinner seg på det største vanddybet, på ca. 320 meter. Ekofiskområdet er det grunneste med ca 60-70 meters vanddyb. De øvrige områdene med petroleumsaktivitet i Nordsjøen ligger typisk på vanddyb fra ca. 100 til 200 meter.

En nærmere beskrivelse av fiskeressurser og sjøpattedyr i Nordsjøen er gitt i Huse et al. 2006 og Henriksen 2006. En kort beskrivelse av de øvrige ressursgruppene er presentert nedenfor.

4.1.1 Marine evertebrater

Mesteparten av overflatesedimentene på norsk sokkel i Nordsjøen kan karakteriseres som sand med varierende grad av silt/leire og innslag av grus og i enkelte tilfeller større steiner. På grunn av dette dominerer bløtbunnsfaunaen. Størst innslag av silt/leire finnes i de mest kystnære områdene, dvs. områdene med størst vanddyb (for eksempel Tampen-regionen), i Ekofiskområdet er bunnssubstratet hovedsakelig sand, mens det er større innslag av silt/leire i Oseberg-regionen.

Marine bløtbunnsfunn er normalt artsrike og likeartede over store områder. Endringer i disse samfunnene brukes derfor som indikatorer på miljøpåvirkning.

Andre organismetyper som skjell og krepsdyr forekommer også i regionen, men disse vil ha et mindre omfang i biomasse, og er følgelig ikke vurdert spesifikt i det følgende.

Det bør imidlertid nevnes at prøvetakingsmetodikken for bunndyrstudier som regel vil underestimere krepsdyrsfaunaen, og da særlig den stedvis rike faunaen som finnes i sedimentets overflatesjikt. Dette har medført at fra den tid metodikken for prøvetaking av bunnfaunaen ble standardisert for bruk i Nordsjøen har børstemark vært det dominerende faunaelementet for tolkning av mulige effekter fra industriell virksomhet (Skadsheim et al., 2002).

4.1.2 Koraller, plankton og andre filtrerende organismer

Korallrev dannet av *Lophelia pertusa* finnes i et relativt stort omfang i Norskehavet, og i et mindre omfang i Nordsjøen. Koraller er registrert på kontinentalskråningen langs hele kysten og Huse et al. (2006) viser til at det utover kontinentalskråningen ikke er noen registreringer i Nordsjøen og Skagerak.

The marine life information network for Britain and Ireland (MarLIN) (http://www.marlin.ac.uk/Bio_pages/Bio_Dist_COR.Lop.htm) viser til spredte registreringer i Nordsjøen også andre steder enn på kontinentalskråningen (Rogers 1999 & Roberts et. al. 2003).

Korallrevne finnes normalt i områder med betydelige strømmer, langs rygger og på morenehauger, på havdyp fra 200 - 400 m (Hovland og Thomsen 1997, Hovland *et al.* 1998, Mortensen *et al.* 1995, Fossum, Havforskningsinstituttet, personlig meddelelse 2002). Slike områder vil sannsynligvis ikke ha noen netto sedimentasjon. Rev som er opptil 30-35 m høye er funnet, med antatt alder opp til 8500 år (Hovland *et al.* 1998).

Revene dominerer i områder som har en svak helling, og på strømutsatte steder, forhold som sannsynligvis har en positiv innvirkning på transport og konsentrering av matpartikler (Mortensen *et al.* 2001). *Lophelia* er filtrerende organismer som har sitt næringsopptak fra vannmassene som strømmer forbi. Det er normalt en egen, variert, fauna assosiert med korallrevne, og denne er påvirket bl.a. av strømforholdene nær bunnen og turbulens (Mortensen *et al.* 1995). Den assosierte faunaen ser ut til å være mest knyttet til de delene av revet som er nærmest sjøbunnen (Mortensen *et al.* 1995). Det eksisterer indikasjoner på at dannelse og tilstedeværelse av ihvertfall noen *Lophelia*-rev har en sammenheng med utlekking av lette hydrokarboner fra sjøbunnen (Hovland og Thomsen, 1997, Hovland *et al.* 1998).

Dyre- og planteplankton vil finnes i store mengder i vannsøylen over hele regionen, og vil ha naturlig sesongmessig variasjon. Dyreplankton er hovedsakelig filterspisere, og følgelig vil denne gruppen være mest utsatt for partikulær påvirkning.

4.1.3 Fisk (bunnlevende og pelagisk)

Fiskefaunaen i regionen er betydelig og kommersielt viktig for fiskeriene, hovedgyteområder for flere ulike fiskeslag er lokalisert i Nordsjøen. Ressursene er nærmere omtalt i delutredningen miljø og ressursbeskrivelse av Nordsjøen, (Huse et al. 2006). I kapitlene om effekter fra hhv produsert vann og boring går denne utredningen nærmere inn på de ulike fiskeslagene

5 Miljøovervåkning

5.1 Tradisjonell regional overvåkning og nye tilnæringer

Tradisjonell overvåkning av sjøbunnen rundt petroleumfelt har i hovedsak fokusert på effekter av utslipp til sjøbunnen. I den senere tid er også fokus rettet på effekter i vannsøylen og overvåkingsprogram er utarbeidet for å belyse denne problemstillingen.

Miljøovervåkingen rundt installasjonene på norsk kontinentalsokkel har normalt vært knyttet til en fysisk og kjemisk beskrivelse av sedimenter og diversiteten til den bløtbunnsfauna som lever der. Koblingen mellom kjemi og biologi er sentral fordi det er forurensningens biologiske virkninger som er det vesentlige, og målet med miljøundersøkelsene har vært å overvåke tilstand og studere effekter på bunndyr for å sikre at petroleumsvirksomheten ikke medfører unødvendig skade på det marine miljø. En rekke egenskaper ved sedimentet rundt plattformene eller borelokalitetene blir undersøkt ved de regionale studiene. Det undersøkes kornstørrelsesfordelinger, totalt organisk materiale (TOM¹ i sediment), hydrokarboner (THC², NPD³, PAH⁴, dekaliner og olefiner), estere, etere, tilsetningsstoffer, metaller og bløtbunnsfauna.

Studier av bløtbunnsfauna har inngått i regelmessige miljøundersøkelser rundt installasjoner i Nordsjøen over flere ti-år. Den siste 10-årsperioden har dette blitt organisert som regionale undersøkelser der hver region har blitt undersøkt hvert tredje år. Innen hver region tas det prøver rundt hvert felt/installasjon langs med fire retninger ut fra senteret. Prøvene tas på faste steder og med faste avstander (100, 250, 500, 1000, + m) ut fra senter, lengst ut i retning nedstrøms installasjonen. I tillegg er det opprettet referansestasjoner for hvert felt og regionale referansestasjoner. Nordsjøen dekket av fire regioner, region I –Ekofisk, region II –Sleipner, region III –Oseberg og region IV –Statfjord.

Før produksjonsboringen starter er det i.h.t. krav fra SFT nødvendig å gjennomføre en grunnlagsundersøkelse for å bestemme bakgrunnsnivået av hydrokarboner og tungmetaller i sedimentene, samt å kartlegge artsmangfoldet i bunnfaunaen i området.

Gjennom ERMS prosjektet (2003-2006) er det utviklet et miljørisikovurderingsverktøy for å modellere effekter av utslipp fra boring, og er bygd etter tilsvarende konsept som for produsert vann. I tillegg til modellering av utslipp til vannsøylen er det nå også utviklet en egen modul i DREAM modellen som håndterer utslipp til havbunnen, og

1 TOM = Totalt organisk materiale

2 THC = Totalt hydrokarbon

3 NPD = et utvalg av hydrokarbon komponenter, blant annet naftalener

4 PAH = 16 EPA polyaromatiske hydrokarboner

inkluderer både partikler og løste komponenter. I en tidligere fase er det gjennomført spredningsberegninger av boreavfall ved modellering med partikkelmodellen ParTrack (f.eks Frost og Rye, 2002). Det er også gjort forsøk for studie av effekter av boreutslipp, bl.a som en del av et NFR prosjekt (NFR Validering, IRIS/Akvamiljø), der det har blitt plassert ut organismer, blåskjell og kamskjell som har blitt eksponert under boring (Berland et al. 2006). En tilsvarende tilnærming er testet i Canada (Cranford et al., 2005), med godt resultat. En slik type overvåkning skiller seg fra tradisjonell overvåkning av sedimenter ved at det kan overvåkes mer kontinuerlig/regelmessig på en enkel måte, med høy sensitivitet for både kroniske og akutte effekter, og til en lavere kostnad (Cranford et al., 2005).

I 1999 ble det gjennomført overvåkning av vannsøyle på Ekofisk feltet med utsetting av organismer i bur over en gitt tidsperiode for så å tas prøve av og se på eventuelle effekter. Lignende undersøkelser ble gjennomført som del av Water Column Monitoring (vannsøyleovervåkingen) programmet i 2003 for Troll feltet, 2004 på Statfjord og i år på Ekofisk feltet. Foruten dette ble det i prosjektet BECPELAG i 2001 satt ut organismer i bur ved Statfjord B. Det har i hovedsak vært blåskjell og torsk som er satt ut, men det har også blitt inkludert andre overvåkingsmetoder slik som membraner som akkumulerer tilgjengelige fremmedkomponenter i vannet.

5.2 Resultater fra tradisjonell miljøovervåkning av sedimentene

Resultater fra de ulike feltvise og senere regionale undersøkelsene på norsk sektor i Nordsjøen er dokumentert i en rekke rapporter. Vanligvis utarbeides det sammendragsrapporter og komplette fagrapporter for hver undersøkelse. Her er bare oppsummert hovedkonklusjoner fra de siste undersøkelsene. For mer detaljer henvises til de ulike rapportene fra konsulentselskapene.

5.2.1 Region I "Ekofiskområdet"

Nøland et al. (2006) presenterer resultater fra miljøundersøkelsen av EKOFISK-regionen i 2005.

Sedimentene består hovedsakelig av finkornet sand og en mindre del pelitt (silt og leire). Innholdet av totalt organisk materiale i sedimentene er lavt og varierer fra 0,4 % til 1,5 %. De kjemiske resultatene er med noen unntak, i overensstemmelse med boringen som er foretatt. De regionale stasjonene og referansestasjonene er fremdeles upåvirket av borekjemikalier - ingen forurensning eller forhøyde konsentrasjoner er funnet i disse sedimentene.

Relativt høye THC-nivåer er fremdeles funnet på de fleste feltene, men konsentrasjonene har generelt avtatt atskillig i forhold til 2002 og maksimumsnivå som er målt tidligere. Det høyeste innholdet blir vanligvis funnet på stasjoner som er nærmest (100-250 m) installasjonen. På noen prøvestasjoner er det høyest nivå i sjikt under sedimentoverflaten. Dette tyder på at det ikke er ferske utslipp som dominerer og at sanden på bunnen i området forflytter seg. Basevæskene fra pseudo-oljebasert slam

(olefiner), samt ester- og eterbaserte boreslamvæsker er funnet på felt hvor det har vært boret med disse systemene, men i generelt lave konsentrasjoner. Nedbrytning av de eterbaserte væskene har gått senere enn man tidligere antok.

Spredning av borekaks og boreslam illustreres av bariumresultatene. Forhøyde bariumkonsentrasjoner er funnet på de fleste stasjonene. Generelt har bariumkonsentrasjonene avtatt noe, eller de er på samme nivå som tidligere. Konsentrasjonene av tungmetaller er lave, og forhøyde verdier er bare funnet på noen stasjoner.

I tillegg til de ordinære feltene på Region I ble det tatt nye prøver av borekaks ved Ekofisk 2/4 A. Forhøyde nivåer av de fleste parametrene ble funnet ned til over en meter i kaksen og THC-nivået var høyere enn i 2002.

Generelt er bunnfaunaen i de sentrale deler av Ekofiskregionen forstyrret i varierende grad. Dette er en konsekvens av fysisk forstyrrelse (sandtransport over bunn mm.), petroleumsaktivitetene i områdene og en diffus organisk tilførsel fra forskjellige områder som påvirker Nordsjøen. Faunaen endrer seg naturlig over tid og geografisk, samt påvirkes lokalt av utslippene. Generelt har artsmangfoldet økt i regionen og særlig fra 500 m sonen og utover, er det en forbedring i faunasamfunnet.

I 2005 var det et område på 100 km² der THC-konsentrasjonen var over kontaminasjonsgrensen på 4,6 mg/kg. Med et bakgrunnsnivå på 10 og 50 mg/kg vil estimert THC kontaminert område være henholdsvis 24 og 1,4 km² i 2005. I 2002 ble THC kontaminert område (> 6,4 mg/kg) estimert til å være mellom 61 og 255 km², avhengig av hvilken beregningsmetode som ble benyttet.

5.2.2 Region II "Sleipnerområdet"

Botnen et al. (2004) gjennomførte den siste undersøkelsen i Regionen. Undersøkelsen i 2003 omfattet i alt 16 felt.

Sedimentene består i hovedsak av finkornet sand med varierende innhold av pelitt (kornstørrelse mindre enn 63 µm, dvs. leire og silt). Laveste pelittinnhold ble funnet i de sørlige deler av regionen. Tendenser til økt pelittinnhold ble på samme måte som i 2000 også funnet i 2003. Generelt sett, så ble de høyeste konsentrasjonene av de målte kjemikaliene funnet i sedimentene i umiddelbar nærheter til feltenes sentre. Forstyrrelser på fauna ble også funnet i de samme områdene.

Beregnet minimumsområde (km²) av THC forurensning i sedimentene hadde øket ved syv felt, minket ved seks felt mens de var på samme nivå som i 2000 ved to felt. Det totale området med THC-forurensede sedimenter økte i Region II fra 5,27 km² i 2000 til 8,87 km² i 2003.

Beregnet minimums-område (km²) av bariumforurensning i sedimentene hadde minket ved ni felt, økt ved seks og var på samme nivå som i 2000 ved ett felt. Siden 2000 hadde det totale arealet med bariumforurenset område minket fra 19,09 km² til 14,32 km².

Området (km²) forurenset med andre metaller i sedimentet økte ved åtte felt, minket ved fire felt og forble ved samme nivå som i 2000 ved to felt. Økningen skyldtes

hovedsakelig sinkinnholdet. Siden 2000 økte det totale arealet forurenset av andre metaller enn barium fra 2,10 km² til 6,50 km² i 2003.

Forstyrrelser (svak) på fauna ble funnet ved syv felt, mens det ikke ble påvist forstyrrelse ved de gjenværende feltene. Det totale arealet som hadde faunaforstyrrelser i regionen var redusert fra 1,21 km² i 2000 til 0,29 km² i 2003.

Arealet av Region II er anslagsvis 44700 km². Omtrent 23000 km² ligger vest for Norskerenna hvor de undersøkte feltene ligger. Basert på estimatene var omtrent 0,04 % av området vest for Norskerenna forurenset av THC, 0,06 % var forurenset av barium og 0,03 % var forurenset av andre metaller mens 0,001 % av området hadde noe faunaforstyrrelser. For ytterligere detaljer, se Botnen et al. 2004.

5.2.3 Region III "Osebergområdet"

Mannvik et al. (2005) presenterte resultater fra den sist gjennomførte regionale miljøundersøkelsen i 2004.

Det er store variasjoner i sedimentstrukturen som er registrert i regionen. Feltene i den dype delen av regionen (Fram Vest, TOGI og Trollfeltene) har et mye høyere innhold av leire og silt (dvs. pelitt > 89 %) og organisk materiale (> 7 %) og lavere innhold av finkornet sand (< 10 %) enn feltene i den grunne delen. Det groveste sedimentet er funnet på Oseberg Sør og Huldra. Disse forskjellene i dyp og naturlig sedimentbeskaffenhet påvirker de andre resultatene i overvåkingen. Regionen blir dermed gjerne sett på som en grunn del (Brage, Huldra, Oseberg og Veslefrikk) og et område med større vandyp (Troll, TOGI og Fram Vest).

Sammenlignet med foregående undersøkelse er det registrert størst reduksjon i innhold av pelitt i sedimentet på stasjoner på Oseberg Øst og Brage, mens innhold av TOM har størst reduksjon på Veslefrikk.

De kjemiske resultatene er med ett unntak i overensstemmelse med rapportert bore- og utslippsaktivitet på feltene. Arealet som er kontaminert av THC har avtatt i regionen fra 7,45 km² i 2001 (12,09 km² i 1998) ned til 6,02 km² i 2004. Generelt er det en reduksjon av forurensningen på de fleste feltene, særlig med hensyn til nivå av hydrokarboner. Ut fra blant annet endringer i stasjonsutvalg kunne det totale arealet for bariumkontaminering ikke direkte sammenlignes med tidligere. Rapporten angir totalt bariumkontaminering til 22,87 km² i 2004 mot 30,13 km² i 2001. Arealet som er kontaminert av de andre metallene har avtatt fra 6,07 km² i 2001 til 2,73 km² i 2004. I den grunne underregionen skiller Veslefrikk seg ut med det mest kontaminerte sedimentet med THC-nivå opp til 320 mg/kg og barium 5373 mg/kg. På de andre feltene er maksimumskonsentrasjonen lavere. Likevel er bariumkonsentrasjonen over 2000 mg/kg på feltene unntatt Oseberg Sør.

Innholdet av eter var høyest på stasjonen nærmest og sør-øst av Oseberg C og på de andre stasjonene på feltet var nivået betydelig lavere. Også de andre feltene hvor eter ble analysert hadde et forholdsvis lavt nivå. Olefiner ble analysert på Brage, men detekterbart nivå ble ikke funnet.

I den dypere del av regionen skiller Fram Vest seg ut med de høyeste enkeltverdiene av THC (707 mg/kg) og barium (2797 mg/kg). På de andre feltene i den dypere underregionen er THC-innholdet på bakgrunnsnivå. Sedimentet er kontaminert med barium på de fleste stasjonene.

Gjennom vurderingen av resultatene fra de forskjellige analysene som ble utført på data fra hvert felt ble faunaen på hver stasjon klassifisert i grupper ut fra nivå av faunaforstyrrelse.

Syv av feltene i regionen er vurdert å bare ha uforstyrret fauna på de undersøkte stasjonene. Dette er Oseberg Sør, Oseberg G, Oseberg J, TOGI, Troll B, Troll C og Fram Vest. På Oseberg Sør og Fram Vest ble det registrert sediment kontaminert med THC på noen stasjoner, men faunaen har ikke reagert på disse THC nivåene.

På seks av feltene (Veslefrikk, Huldra, Oseberg C, Oseberg Feltsenter, Oseberg Øst og Brage) er det registrert en lett eller tydelig forstyrrelse av faunaen som følge av petroleumsaktiviteten. Totalarealet for lett forstyrret fauna har minket fra 9,67 km² i 2001 til 8,46 km² i 2004. Arealet for tydelig forstyrret fauna har økt litt fra 0,64 km² til 0,67 km² i 2004.

5.2.4 Region IV "Statfjordområdet"

Mannvik et al. (2006) beskriver miljøundersøkelsene fra Region IV i 2005. De 16 feltene som er med i undersøkelsen er: Visund Nord, Visund, Snorre TLP/UPA, Snorre B, Vigdis, Vigdis D, Vigdis F, Tordis, Sygna, Statfjord Øst, Statfjord Nord, Statfjord ABC og Nordflanken, Gullfaks ABC, Gullfaks Satellitter og Kvitebjørn. Stasjonsdypet varierer fra 130 til 380 m. Det er dypest på Visund Nord og resten av feltene kan deles i to underregioner hvor den dype delen omfatter: Snorre B, Snorre TLP/UPA, Sygna, Visund og Vigdis. Det er også stor forskjell i den naturlige sedimentsammensetningen. I den dypeste delen (Snorre og Visundfeltene) er det et høyere innhold av pelitt (leire og silt) og TOM (organisk materiale) enn i resten av regionen hvor det er høyere innhold av finkornet sand. Visund Nord har det mest finkornete sedimentet av de dypeste feltene. Disse naturgitte forholdene i sjøbunnen påvirker de andre resultatene i undersøkelsen.

For regionen som helhet er det en nedgang i arealet av THC-kontaminert sediment fra ~ 24,9 km² i 1999, ~ 20 km² i 2002 til ~ 16 km² i 2005. Nedgangen fra 2002 til 2005 skyldes hovedsakelig reduksjon av kontaminert areal på Statfjord ABC. Selv om den høyeste THC-konsentrasjonen ble funnet ved Visund Nord, er arealet som er kontaminert med THC på dette feltet kraftig redusert fra 2002.

Konsentrasjonen av rester av syntetiske borevæsker er redusert i forhold til 2002 på alle feltene hvor væskene har vært benyttet. Arealet med olefinkontaminert sediment har økt med 0,6 km² (fra 12,8 til 13,5 km²), noe som hovedsakelig skyldes en betydelig økning i areal på Snorre TLP/UPA som nedgang på andre felt ikke kompenserte tilstrekkelig for. Esterkontaminering ble funnet på 10 av 11 stasjoner fra 2002, selv om esterbaserte væsker sist ble benyttet i 1996/97. Sedimentene på Gullfaks B inneholdt i 2002 ikke lenger kvantifiserbare mengder av esterbasert basevæske som ble sluppet ut før 1996.

Bariumkonsentrasjonen på samtlige felt, med unntak av Kvitebjørn, har maksimalverdi over 3000 mg/kg. I den dype regionen er det fire felt med konsentrasjoner over 8000 mg/kg. Utbredelsen av bariumkontaminert sediment har avtatt på de fleste feltene i den grunne delen av regionen. I den dypeste delen er det en økning av areal på Visund, mens det på de andre feltene er uendret eller redusert. Totalt for regionen ble bariumkontaminering beregnet til 49,1 km² i 2002 og > 33,4 km² i 2005.

Den store variasjonen i stasjonsdyp og sedimentforhold i regionen gir seg også utslag i stor naturlig variasjon i faunasammensetningen mellom feltene. Sammenlignet med undersøkelsen i 2002 er faunapåvirkningen mindre i utstrekning. Totalt samlet areal med lett forstyrret fauna til tydelig forstyrret fauna var 7,92 km² i 2002 og 5,45 km² i 2005. På Visund Nord ble det ikke funnet forstyrret fauna på tross av høyt THC-innhold på noen stasjoner.

Oppsummering av sediment undersøkelsen viser at det generelt har vært en nedgang av påvirket areal med hensyn til flere parametere. I regional konsekvens sammenheng gir vurderinger av endringer i bunndyrfaunaen et representativt bilde av utviklingen. I alle regionene er det en nedgang i påvirket areal noe som henger sammen med at det også er funnet nedgang i areal med forhøyede THC og barium nivå. Dette tyder på at konsekvensene på bunnfaunaen av regulære utslipp fra boring er redusert de senere årene.

Årsaken til dette er mange, men en hovedårsak er nok at det ble forbudt å slippe ut borekaks fra borer med oljebasert borevæsker i 1992. Siden det har all borekaks med oljebasert borevæske blitt reinjisert eller fraktet til land. For utslipp av syntetiske borevæsker har det vært strenge reguleringer og fra 2005 er også denne type utslipp forbudt på norsk sokkel. Utslipp av borekjemikalier er mer enn halvert de siste 15 årene.

5.3 Resultater fra de senere års overvåking i vannsøylen

SFT har siden 1999 pålagt oljeindustrien å gjennomføre overvåking av vannsøylen for installasjoner som opererer på den norske kontinental sokkelen. I 2001 ble "ICES biological effects monitoring in pelagic ecosystems workshop" (BECPELAG) gjennomført som en del av det regulære overvåkingsprogrammet.

BECPELAG var en serie feltundersøkelser av mulige biologiske effekter (biomarkører) av forurensning. Arbeidet ble utført på Statfjord feltet og i Tyskebukta våren og sommeren 2001. Det ble hovedsakelig tatt prøver av villfanget sei, sild, fiskelarver, plankton og krill, samt fra torsk og blåskjell utplassert i bur i gradienter fra Statfjord B plattformen og fra utløpet til Rhinen i Tyskebukten. Det ble ikke funnet noen åpenbar avvik i larvene som ble undersøkt i Statfjord B transektet, heller ikke noen endringer i gallemetabolittene i sei og makrell. Det ble funnet signifikante effekter ved histopatologiske studier av lever fra sild og sei fanget nær plattformen. Studiet på organismer i bur viste klare forskjeller langs transektet mht. histopatologiske endringer i hepatopancreas hos blåskjell. Det ble også påvist reduksjon i lysosomal stabilitet på stasjonen nærmeste Statfjord B.

Fra BECPELAG programmet ble det utarbeidet en anbefaling fra styringsgruppen til en arbeidsgruppe nedsatt av SFT og OLF for å utarbeide plan for første biomarkør baserte vannsøylovervåking i Nordsjøen. Denne anbefalingen danner i dag grunnlaget for planlegging av vannsøylovervåkingsprogrammet.

Basert på anbefalingene fra BECPELAG ble det i 2003 laget et overvåkingsprogram for vannsøylen som skulle se på mulige effekter nedstrøms Troll B. Dette ble den første regulære vannsøylo undersøkelsen. Det ble satt ut organismer (blåskjell og/eller torsk) på 8 lokaliteter hvorav to var referansestasjoner. Stasjonen ble plassert ut hhv. 500, 1000, 2000, 5000 m og referanse på 8000 m fra Troll B. Undersøkelsen konkluderte med at organismene i burene ble eksponert for lave nivåer av produsert vann komponenter i forhold til hva som ble observert i BECPELAG i 2001. Det ble funnet metabolitter av naftalen i torsken, som indikerer at naftalen fra produsert vann var biotilgjengelig for fisk i pelagialen. Utover dette ble det ikke funnet noen effekter som kan indikere en gradient ut fra installasjonen. Det ble også funnet indikasjoner på eksponering på referansestasjonene som tilsa at referansestasjonene ikke burde vært plassert nedstrøms eventuelt lenger vekk fra installasjonen.

Vannsøylovervåkingen ble gjentatt i 2004 ved Statfjord B (jfr. BECPELAG). Torsk og blåskjell ble satt på 5 stasjoner, hhv. 500, 1000, 2500 (ble ødelagt), og 10000 meter nedstrøms Statfjord B samt en referansestasjon 38000 meter sørøst for Oseberg Sør. Burene med organismene sto ute i 6 uker. I tillegg ble det fanget inn vill sei i ulike avstander fra installasjonen. Undersøkelsen konkluderte også i 2004 med at organismene i burene ble eksponert for lave nivåer av produsert vann komponenter i forhold til hva som ble observert i BECPELAG i 2001. Men blåskjellene i burene akkumulerte PAH i nivå som samsvarte med den forventede gradienten. Det ble ikke funnet noen klare effekter på organismene som kan tilskrives en eksponering av komponenter fra regulære utslipp. Det ble påvist dannelsen av micronukleus i blåskjell haemocytter som er en indikator på genotoksiske effekter, men kun med signifikant økning på 500 meters stasjonen.

Konsentrasjonen av galle metabolitter fra nedbrytning av PAH var lav både i burfisken og den villfangede, noe som indikerer at det var lavt eksponeringsnivå mht. PAH. Normalt er gallemetabolitter en meget sensitiv metode for påvisning av eksponering til de respektive morkomponenter.

Oppsummering av vannsøylovervåking utført i Nordsjøen viser at det er utfordrende å påvise/avvise effekter av produsert vann i vannsøylen i Nordsjøen. Om dette skyldes at utslippene hurtig blir fort fortynnet til ikke-responsive nivå eller om stasjonene ikke har vært representative i forhold til utslippsgradienten er uklart.

Det ble funnet en viss korrelasjon mellom innholdet i vev av kjemikalier og responsnivå av noen biomarkører for eksponering. Noen signifikante effekter er påvist mht. nivå av PAH metabolitter, GST aktivitet, DNA addukt dannelse, frekvens av mikronukleus og lysosomal stabilitet. Men disse parametrene er kun indikativ for om eksponeringen har en konsekvens og påviser ikke i seg selv en signifikant økologisk konsekvens. Men gitt at stasjonene var representative for fortynningsgradienten viser resultatene at det selv ved bruk av sensitive metoder er vanskelig å finne respons utover nærsone rundt plattformene.

6 Miljøeffekter av produsert vann utslipp

6.1 Generell vurdering av konsekvensene fra produsert vann og andre operasjonelle utslipp

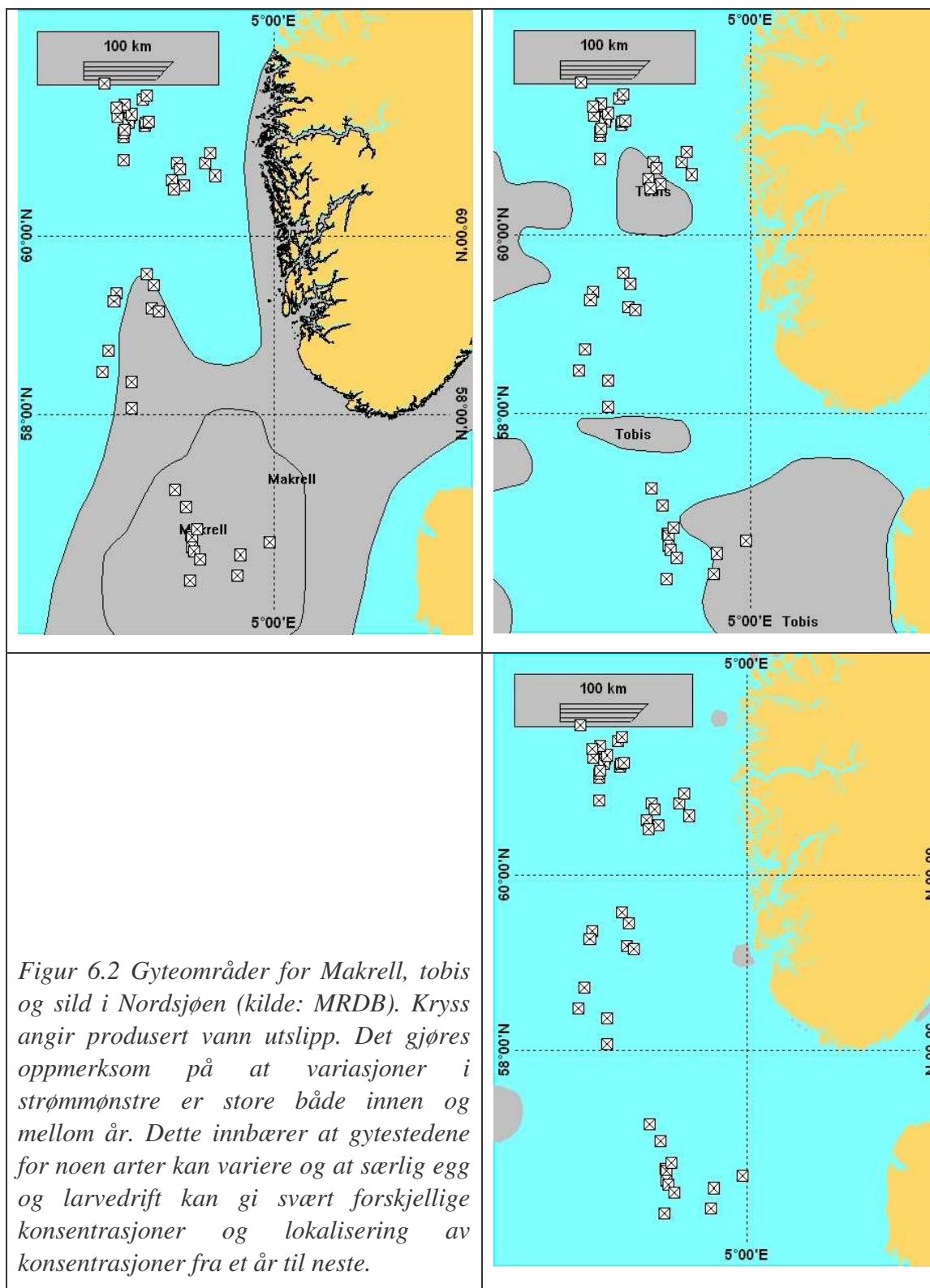
6.1.1 Fiskebestandene

Huse et al. (2006) sin delutredning viser at Nordsjøen er meget produktivt og intensivt utnyttet havområde med betydelige fiskerier. Figur 6.1 viser at gyteområdene til de viktigste torskefiskene faller sammen med ansamlinger av oljeplattformer. Fra forrige RKU (Temarapport 6) og fram til denne har bestandsutviklingen vært negativ for flere fiskebestander i Nordsjøen ut fra at overfiske har funnet sted i flere tilfeller, se Huse et al. (2006). Bestandsnedgangen øker sårbarheten for alle livsstadier fordi små bestandsforekomster innebærer at øket fare for sammenbrudd i en bestand når andre mer variable og tilfeldige faktorer medfører øket stress og dødelighet utover det naturlige, se omtale i Skadsheim et al. (2002). Ved industriutslipp innebærer dette at særlig gyteansamlinger av voksne individer og ansamlinger av egg og larver vil være utsatt. Fiskebestandenes nedgang og økede sårbarhet kan framføres som argumenter for minst mulig utslipp og øket rensing av utslipp. Dette gjelder både arbeidet med erstatning til mer miljøvennlige kjemikalier (grønne kjemikalier) og rensiltak der særlig de mest biokonsentrerbare og lite nedbrytbare hydrokarbonene som PAH og alkylfenoler fjernes/redueres fra utslippsvannet.

I norsk sektor av Nordsjøen går det en vannhastighetsgradient fra det strømsvakeste sør, sentrale Nordsjø med Ekofiskområdet, til strømrrikeste nord med Tampenområdet. Risiko for mulig skade på særlig egg og fiskelarver vurderes nedenfor ut fra viktigste gytefelt og bestandsstørrelse. For overlapp av produsert vann utslipp og egg og larver, se kapittel 9.

Hysa gyter i nordlige delen av Nordsjøen og bestanden er god tross hard beskatning. Hysa kan anses som blant de minst utsatte torskefiskene i Nordsjøen nå. Seien gyter også i nordlige del av Nordsjøen, men noe mer sørøst enn hysa. Bestanden er god og seien kan plasseres i samme gruppe som hysa.

Torsk og hvitting har gytefelt som går inn på Ekofiskområdet og gytefeltene strekker seg ellers også opp til Tampen og Troll områdene. Torskebestanden er på et historisk lavmål. Hvittingen har også et gytefelt i Tampen og Oseberg områdene. Torsken er nå blant de artene som må plasseres i gruppen av arter mest sårbare for faktorer som kan medvirke til svak rekruttering Nordsjøen. Torsken har tidligere ut fra mengde og variert næringsvalg vært en nøkkelart i Nordsjøen. Den svake bestandssituasjonen innebærer også at det er en øket risiko mht uventede interaksjoner i økosystemet i Nordsjøen. Men på dette feltet har vi altfor lite kunnskap til å kunne konkretisere mer. Også hvitting bestanden er for tiden svak og bør regnes blant de mest utsatte torskefiskene.



Øyepål gyter i nordlig Nordsjø og bestandene er rekordlav. Må regnes til mest utsatte gruppe mht fiskeri. Artens sårbarhet økes ved at den er kortlevet og har store naturlige bestandssvingninger.

Tobisbestanden er nå sammen med torsk og øypål blant de mest nedfiskede bestandene i Nordsjøen.

Sild. Bestanden av sild utgjør nå det største elementet blant pelagiske fisk i Nordsjøen. De siste årene har den vekslet med brislingen om å være vanligst i de fri vannmasser. Arten er blant de som er minst direkte berørt i Nordsjøen. Gyteområdene til silda er i nordvest vest og sør i Nordsjøen. Brislingen gyter både i Nordsjøen og i fjordene. Norsk offshore aktivitet vil først kunne berøre larver etter en stunds drift og da vil de ofte være spredt over større områder og følgelig vil en eventuell påvirkning kun påvirke mindre deler av bestanden. Ungsild og voksen sild forekommer over hele Nordsjøen. Kortere eksponering kan skje når stimer kommer nær produsert vann utslipp. Silda er en av de artene som er mest utsatt for å få pulser med biokonsentrerbare hydrokarboner, og da særlig PAH, siden silda spiser mye fettrik zooplankton. Zooplanktonet har lav nedbrytningsrate (omsetning) for stoffer som PAH sammenliknet med fisk (Meador et al 1995, Oost et al 2003) og kan oppkonsentrere PAH. Den største muligheten for at dette kan skje er Oseberg, Tampen, Troll området i nord der de største mengder voksent zooplankton føres forbi med den sterkeste strømmen, se figur 3.1 og Huse et al. (2006). Bestandsutviklingen for sild har vært positiv de senere år, men pga økt risiko for overbeskatning er det anbefalt lavere kvoter for fiskeriene i 2006. Det er forventet at gytebestanden blir redusert til føre var grensen på 1,3 millioner tonn i 2006.

Makrellen har tre bestander hvorav en bestand gyter sentralt i Nordsjøen med pelagiske egg og larver som kan bli utsatt for produsert vann utslipp. De to andre bestandene gyter vest og sør for Nordsjøen. Overfiske er ved å bringe stammene til faretruende lave nivå. Det kan se ut som makrellen nærmer seg situasjonen for de mest utsatte torskefiskene.

Huse et al. (2006) påpeker at bruskfisk, haier og skater, generelt har bestander nede på et historisk lavmål. Dette skyldes i hovedsak overfiske og fravær av registrering ved bifangst. Disse fiskene er enten levendefødende eller har ganske få egg på bunnen sammenliknet med artene omtalt ovenfor. Egg og yngel er derfor mindre utsatt for produsert vann. Bestandsstatus er slik at flere bestander for flere arter allerede har kollapset eller er ved å gjøre det. Ethvert påvistbart stress som kommer i tillegg til fisket er derfor å anse som uheldig.

Flatfiskene er etter metamorfosen bunnlevende og ikke så utsatt for produsert vann i norsk del av Nordsjøen. Egg og larver er planktoniske som for torskefisk. Mange bestander av flatfisk er svake p.g.a. overfiske, men situasjonen er ikke godt beskrevet for flere arter. Mye ungfisk og voksenfisk holder til sør og øst for norsk sektor i den grunnere delen av Nordsjøen. Siden vi ikke har data fra nok av oljeinstallasjonene i disse områdene, kan vi ikke konkretisere for regional påvirkning. Rent generelt kan det påpekes at mange flatfisk oppholder seg mest nærmest de største europeiske befolkningsentra. Dermed bør flatfisk overvåkes som den fiskegruppe som kan være mest utsatt for kombinerte effekter (effekter som følge av samtidig eksponering for mange forskjellige forbindelser).

6.1.2 Alger og evertebrater

Alger (planteplankton)

De store variasjoner i tid og rom i planteplanktons forekomster i Nordsjøen og den korte levetiden gjør det svært vanskelig å kvantifisere noen regional påvirkning fra utslipp i sjøen med de metoder vi kjenner i dag. Planktonartene er vidt utbredt i Nordsjøen og det tilføres også plankton med vannstrømmene inn i Nordsjøen, se Huse et al. (2006) og deres omtale av planktontransport – dog mest med vekt på dyreplankton. Den vide utbredelsen for planteplankton tilsier liten sårbarhet for utslipp av produsert vann og andre operasjonelle utslipp på regionalt nivå, selv om planteplankton ved algetester oftest er vist å være de mest sensitive, se Skadsheim et al. (2002).

Evertebrater

Vi har ikke målemetodikk for bruk i sjøen til å kunne relatere skader fra produsert vann og andre operasjonelle utslipp til effekter i dyreplankton. Dyreplankton er som planteplankton vidt utbredt i Nordsjøen, variasjoner i tid og rom er store m.h.t. forekomster og det er også betydelig tilførsel med strømmer utenfra, se Huse et al. (2006). For de evertebrater som veksler mellom å leve på bunnen og ha egg og larver i de fri vannmasser, er det en begrensning at vi ikke kjenner til populasjoners utbredelsesgrenser for noen arter i Nordsjøen. I regional sammenheng har vi derfor ikke kunnskap til å fange opp om noen bestander av noen evertebrater er mer truet enn andre.

Koraller og da særlig den revdannende *Lophelia pertusa* er begrenset av tilgangen på hardbunn og begrenset toleranse for høy temperatur (opp til ca 12 °). Koraller er registrert på kontinentalskråningen langs hele kysten, men er ikke direkte berørt av produsert vann utslipp. Men Huse et al. 2006 viser til at det er tett kobling mellom vannmassene i Nordsjøen og revstrukturene i Nordsjøen. Dette samt sedimentasjon og sedimenttransport av lite nedbrytbare og biokonsentrerbare substanser (bundet til partikler), som store PAH blant hydrokarbonene, er for lite beskrevet til å kunne utelukkes som mulig stressfaktor.

Benthos. Noen karakteristika for bunndyr er oppsummert i Huse et (2006). Den gradienten som er påpekt i skifte fra gravende former til former som lever oppå sedimentet fra grunnere sørlig til dypere nordvestlige farvann vil ikke bli påvirket. Usikkerheten ved benthos og mulig fare ved miljøpåvirkning kan for produsert vann utslipp knyttes til egg og larvestadier og det forhold at vi ikke har kunnskap om det for mange av disse artene kan være oppdelte bestander i Nordsjøen. Dette er også påpekt i Skadsheim et al. (2002) og Børseth et al. (2004).

6.1.3 Konsekvenser av BTEX og alkylfenoler

Det er rettet en spesiell fokus på mulige konsekvenser av BTEX og alkylfenoler i den regionale konsekvensutredningen.

Med hensyn til alkylfenoler fra produsert vann er det utført flere eksponeringsforsøk de siste årene. Dette for å belyse mulige reproduksjonseffekter fra alkylfenoler, særskilt med henblikk på torsk da dette er en bestand som har hatt en kraftig nedgang i Nordsjøen. Havforskningsinstituttet har fra 1997 til 2001 utført studier hvor torsk har blitt eksponert for alkylfenoler, med den hensikt å studere mulige østrogene

(feminiserende) effekter (Meier *et al.* 2001). Torsk ble eksponert i drøyt 4 måneder for ulike konsentrasjoner av et blandingsforhold med alkylfenoler (C4-C7) som ble blandet i føret. Nivå av hormoner, proteinet vitellogenin og gonadeutvikling ble blant annet undersøkt. Vitellogenin danner basis for eggeplommen i egg, og funn av vitellogenin i hannfisk tas som et tegn på forstyrrelser i den naturlige kjønnsutviklingen. Den laveste eksponerings konsentrasjonen tilsvarte 5 ppb ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fiskevekt) for hver av de fire benyttede alkylfenol forbindelsene.

Resultatene viste blant annet reduserte østrogennivå i hunnfisk, reduserte testosteron-nivå i hannfisk og vitellogenin i hannfisk i alle eksponeringsgruppene. Vitellogenin er et eggeplommeprotein, som normalt ikke skal finnes hos hannfisk. Det ble også observert redusert gonadestørrelse og forsinket modning hos hunnfisk. Forsøkene har således vist at eksponering for alkylfenoler kan medføre endringer i hormonbalanse og kjønnsutvikling hos torsk. I et av Havforskningsinstituttets forsøk ble gytesuksess, eggkvalitet og larveoverlevelse undersøkt. Det ble ikke registrert noe unormalt for disse parametrene.

Sett i ett regionalt perspektiv med hovedfokus på effekter på bestandsnivå ble det utført en miljørisikovurdering med hensyn på alkylfenoler og reproduksjonseffekter på bestandsnivå av torsk sei og hyse i Nordsjøen (Myhre *et al.* 2004). Arbeidet var et samarbeid mellom RF-Akvamiljø og Havforskningsinstituttet og konkludert med at alkylfenoler i produsert vann utslipp i Nordsjøen ikke utgjorde en risiko for reproduksjonseffekter på bestandsnivå av torsk, sei og hyse. Risikovurderingene belyser kun effekter på populasjonsnivå og utelukker ikke effekter på individnivå i nærsonen rundt installasjonene.

Med tanke på de alvorlige effektene som er påvist i laboratorieforsøk er det fremdeles grunn til å ha fokus på alkylfenoler i produsert vann og mulige effekter som følge av utslippene i Nordsjøen. Det er på gang forsøk ved Havforskningsinstituttet som ser på effekter på tidlige livsstadier av torsk, hvor egg, plommesekkclarver og yngel blir eksponert for produsert vann fra Oseberg C.

Med hensyn til BTEX har det hovedsakelig blitt fokusert på akutte effekter og i mindre grad kroniske effekter i marint miljø. Det er kjent at BTEX er kreftfremkallende for pattedyr og man kan anta at dette også gjelder marine organismer uten at det finnes dokumentasjon på det. Benzen, toluen, etylen og xylen er svært flyktige, lettløselige i vann og nedbrytes raskt. Halveringstiden for BTEX er 12 timer (Varskog, 1999) noe som tilsier at stoffet raskt brytes ned etter utslipp.

Toksisiteten til BTEX er først og fremst akutt. Grensen som ligger til grunn for PNEC verdien brukt i EIF simuleringer (Johnsen *et al.* 2000) er hentet fra arbeider på larvestadier til krabbe (*Cancer magister*) (Caldwell *et al.* 1977). EC50 verdien er i dette arbeidet er oppgitt til 0,17 mg/l. Denne verdien er representativ for problemstillingen rundt konsekvenser av produsert vann da det er utført med en marin organisme i et særskilt sårbart stadium.

Gjennomsnittskonsentrasjonen av BTEX i de dataene som ligger til grunn for EIF beregningene i denne rapporten er om lag 10 mg/l. Det betyr at en fortykning på 1:60 av denne konsentrasjonen gir en konsentrasjon som er lavere enn EC50 verdien for

akutt toksisitet. I EIF sammenheng blir det brukt en faktor på 10 for å få en PNEC som er mer økologisk relevant. Slik at en fortykning på 1:600 vil gi konsentrasjoner lavere enn PNEC-verdien for BTEX.

Den raske nedbrytningen kombinert med flyktigheten og fortykningen gjør at det i hovedsak er i nærsonen til utslippet at en kan forvente miljøskade. Kroniske effekter betinger normalt lengre eksponeringstid, det vil si at det kun er organismer i den umiddelbare nærheten av utslippet som vil kunne få slike effekter, men som nevnt tidligere er disse forholdene lite studert. En relevant problemstilling er hvorvidt akutt og kortvarig eksponering til BTEX vil kunne føre til senskade hos de organismene som befinner seg i nærsonen.

7 Miljøeffekter av boreutslipp

Miljøeffekter av borekaks og borevæske er hovedsaklig knyttet opp mot to forhold:

- mengde og spredning av partikulært materiale
- giftighet, konsentrasjoner og spredning av kjemikaliekomponenter i utslippene

I regional sammenheng er det naturlig å fokusere på de komponentene i et utslipp som kan forventes å spres over et betydelig område, og effekter av disse. I det følgende er mulige effekter både på lokal og regional skala, knyttet til utslipp fra gjennomførte og planlagte boreoperasjoner i Nordsjøen, presentert.

Mulige effekter av boreutslipp kan forekomme enten på sjøbunnen (i sedimentet) eller i vannsøylen. Effekter av boreutslipp vil være avhengig av spredning av utslippet. For å kunne vurdere mulige effekter på regionalt nivå kan man derfor dele området rundt et utslippspunkt inn i 3 soner:

1. *Nærsonen* (definert som området som strekker seg omtrent 100 – 200 m fra utslippslokaliteten): Innen dette området kan det oppstå nærsone-effekter av utslipp av boreavfall.
2. Det *lokale* området (definert som området som strekker seg ut til rundt 2 – 3 km fra utslippslokaliteten): I dette området kan lokale effekter av utslippene opptre.
3. Det *regionale* området (definert som området som har avstander større enn 2 – 3 km fra utslippslokaliteten): Her vil det kunne oppstå effekter av en mer regional karakter. Slike effekter har størst betydning for å vurdere konsekvenser av utslipp på regionalt nivå.

De største effektene av boreutslipp kan forventes i nærområdet. Utslipp og effekter av utslipp i nærsonene har imidlertid liten betydning i lokal eller regional sammenheng ettersom de representerer et svært lite areal. Slike nærsoneeffekter (i størrelsesorden 100 – 200 m radius av boring) er derfor ikke videre vurdert i denne rapporten. Inndelingen i soner er gjort etter samme modell som i RKU Norskehavet (Skadsheim et al., 2002)

7.1 Effekter av spredning av kaks og boreslam

To typer effekter på *regional* skala må vurderes i forhold til utslipp og spredning av kaks og vektmaterialer (baritt etc.):

- fysisk nedslamming, og
- effekter av partikulært materiale

I tillegg kan komponenter i boreslammet og/eller kaksen tenkes å gi effekter slik som:

- direkte eller indirekte toksiske effekter, og
- oppkonsentrering av komponenter i organismer eller i næringskjeden

I forrige RKU Nordsjøen (1999) ble det fokusert en del på effekter også av oljebaserte og syntetiske borevæsker. Dette er ikke omhandlet i større grad i dette dokumentet, da slike borevæsker/rester på kaks ikke lenger er tillatt sluppet ut på norsk sokkel.

7.1.1 Fysisk nedslamming – nærsone og lokale effekter

Fysisk nedslamming vil være et ubetydelig problem når konsentrasjonen av partikler er så lav at det ikke vil dannes et ”teppe” av kaks og barytt over eksisterende bunnsediment. Det betyr at selv om det kan vises til overlapp mellom deponerte masser på sjøbunnen fra forskjellige områder i regionen, er det bare i avgrensede områder at lagtykkelse er så stor at det ikke dreier seg om deponering av enkeltpartikler (se Frost og Rye 2002).

Det er ikke etablert egne kriterier for ved hvilke tykkelser man kan vente effekter av nedslamming av sjøbunn. Nedslamming av sjøbunnen fra boreutslipp kan sees i sammenheng med naturlig sedimentasjon og resuspensjon i regionen (Frost og Rye 2002). Særlig i sørlige deler av Nordsjøen er vanddybden så lav at resuspensjon kan være betydelig. Resuspensjon som resultat av bølgeaktivitet antas å kunne ha betydelig effekt ved vanddyp < 150m).

Med bakgrunn i dette er det ikke forventet betydelige effekter av fysisk nedslamming på et regionalt nivå, selv om effekter forekommer i nærsonen og til dels på lokalt nivå. Fysisk nedslamming av ”nye” boreutslipp kan heller ikke sees helt separat fra historiske boreutslipp. Hvis tidligere utslipp er betydelige, som de er i noen områder av Nordsjøen, vil effekten av nye utslipp til dels maskeres av det som er tilstede fra før, mens utslipp i uberørte områder derimot kan gi potensielt større effekter.

Fysisk nedslamming er fulgt i overvåkningsprogrammene som er gjennomført i forbindelse med petroleumsaktivitetene i Norge de siste tiår. Det er bl.a. sett på hvordan deponering av boreutslipp har påvirket bunndyrssamfunn over tid (i tillegg til bl.a. måling av kontaminering i sedimentet ved kjemiske analyser). Biologiske effekter er typisk observert i en radius av opp til 2-3 km fra utslippspunktet (det lokale området). Det er en tendens at effektene minker en tid etter at utslippene har stoppet, og det er en klar tendens at de biologiske effektene avtok som et resultat av at det ble forbudt å slippe ut oljebaserte borevæsker (se forrige RKU Nordsjøen).

I et regionalt perspektiv er effekter av fysisk nedslamming vurdert som ubetydelige, da de biologiske effektene er knyttet til nærsonen av utslippene.

7.2 Miljøeffekter av borekaks, borevæske og borekjemikalier overfor biologiske ressurser

Det er viktig å skille mellom fysisk nedslamming og effekter fra fine partikler på filtrerende organismer. Det er vist at partikler fra boreutslipp i konsentrasjoner som gir målbare effekter i en rekke organismer kan finnes i betydelig avstand fra utslippspunktet (minimum 15km, Frost og Rye, 2002). Når man i tillegg tar i betraktning at store deler av Nordsjøen har et vanddyp hvor resuspensjon forekommer, kan det antas at eksponering i vannsøylen for fine partikler fra boreutslipp forekommer i

et betydelig omfang, over lengre perioder. Faktiske konsekvenser av boreutslippene må sees i sammenheng med de biologiske miljøressursene i et område.

7.2.1 Effekter på bunnlevende organismer

Effekter på bunnlevende organismer fra boreutslipp er som tidligere beskrevet hovedsakelig knyttet til endringer i bunndyrssamfunn pga. endringer i sedimentstruktur og fysisk nedslamming i nærområdet rundt et utslippspunkt. I tillegg kan toksiske responser som et resultat av kontaminering (olje, metaller, andre kjemikalier i utslippet) påvirke bunndyrfaunaen, men dette vil også hovedsakelig kunne skje i nærsone/lokalområdet. Toksiske effekter har videre avtatt over årene, som et resultat av større restriksjoner i bruk og utslipp av kjemikalier og oljebaserte og syntetiske borevæsker.

Rent lokalt har tidligere undersøkelser vist at normalt og innenfor en sone på 1 km fra utslippskilden kan sedimenteringen av hovedsaklig kakspartikler forårsake en oppbygging av et lag av partikulært materiale på bunnen av en slik størrelse (1 - 5 cm) at det er store muligheter for effekter på bunnfaunaen på lokal skala. Det er kjent at den bentiske samfunnsstrukturen vil kunne bli påvirket lokalt i nærheten av utslippskilden, ved at forurensende påvirkning medfører endringer i artssammensetningen (Neff 1987). Partikkeltilførselen vil kunne påvirke sedimentlevende organismer ved at sedimentenes fysiske og mineralske struktur endres og/eller ved at næringstilgangen påvirkes hos organismer som tar sin næring fra sedimentene (OLF 1996).

På regional skala er det liten risiko for at partikkeltilførselen fysisk sett vil forårsake skadelige effekter på bunnfaunaen.

7.2.2 Effekter på koraller, plankton og andre filtrerende organismer

Filtrerende organismer (dyreplankton og andre filtrerende organismer) blir primært eksponert til boreutslipp ved at de filtrerer partikler fra vannsøylen, enten under utslipp før partiklene har sedimentert eller ved at de filtrerer sediment som blir resuspendert og dermed virvles opp og føres med vannstrømmen.

Potensielle effekter på filtrerende organismer er knyttet til effekter som skyldes partikler fra boreutslippet i seg selv, eller evt. effekter av kjemikalier sluppet ut med borestrømmen eller assosiert med partiklene i boreavfallet (som referert av flere, for eksempel Beckmann et al., 2005, Cranford et al., 1999 og Milligan et al., 2005). Som vist i kapittel 3.2 kan man forvente å finne partikkel-konsentrasjoner i vannsøylen tilsvarende konsentrasjoner man har funnet effekter ved i lab-forsøk i avstander opp til 15km eller mer fra utslippspunktet. Potensialet for effekter er dermed ikke begrenset til lokalområdet i forbindelse med en boreoperasjon, men kan også omfatte det regionale området. Det eksisterer imidlertid foreløpig ikke felldata som kan underbygge laboratoriedataene.

Dyreplankton som vandrer opp fra sedimentet til overliggende vannmasser hver natt passerer eller vil oppholde seg i sedimentoverflatesjiktet i betydelige perioder. De vil derfor være utsatt for påvirkning fra komponenter i dette sjiktet. Slike potensielle effekter fanges dårlig opp av eksisterende overvåkningsmetodikk. Gitt den relativt lave

sedimenteringen av partikler over mesteparten av regionen (betydelige sedimentasjon finner sted kun lokalt rundt utslippslokalitetene) er det imidlertid lite sannsynlig at slike effekter vil være av stor betydning på et regionalt nivå.

Som nevnt tidligere er dyreplankton vidt utbredt i Nordsjøen, og det er store variasjoner i tid og rom. Utbredelse av egg og larvestadier er heller ikke godt nok kjent til at man kan forutsi det faktiske effektspotensialet på disse gruppene fra boreutslipp i Nordsjøen. Man kan imidlertid anta at mulige effekter er begrenset til nær- eller lokalsonen.

Koraller (hovedsaklig *Lophelia pertusa*) finnes i liten grad i Nordsjøen, og er fraværende, så vidt man vet, i lokal og nærsonen til utslippspunktene for boreavfall. Det forventes derfor ingen potensielle effekter på denne gruppen av organismer.

7.2.3 Effekter på fisk

Effekter fra boring på fisk, spesielt egg, larve og yngelstadiene, er ikke tilstrekkelig beskrevet i litteraturen til å kunne si med sikkerhet om effekter kan forventes i regionen. Som beskrevet i kap 6.1.1. er det en rekke fiskearter som har gyteområder som delvis overlapper med olje- og gassfelt i Nordsjøen. Det er derfor sannsynlig at fisk, egg og larver blir eksponert for boreavfall (avhengig av boreaktivitet i gytelsesongen).

Forsøk i laboratoriet for å se på effekten av suspenderte inerte partikler (kaolinitt) har blitt gjennomført på egg og larver av fire marine fiskearter (Isono *et al.*, 1998). Ved den konsentrasjonen som ble testet (10000 mg/l) ble det ikke sett effekter på klekking eller utviklingsrater av eggene. Larver som ble utsatt for ulike konsentrasjoner (fra 32 mg/l opp til 10000 mg/l) viste >50% dødelighet ved en konsentrasjon på 1000 mg/l. Larvestadiet viste seg altså å være mye mer utsatt for påvirkning.

Ved forsøk på fisk (juvenil torsk) utført av Bechmann *et al.* (2005) ble det påvist gjelleskader ved eksponering i tre uker for ren baritt i konsentrasjonen 62 mg/l, og brukt barittbasert mud på 4 mg/l. Men effekter på fisk var mindre enn det som ble observert på filtrerende organismer i de samme studiene.

Undersøkelser av torsk i Nordsjøen antyder forhøyede konsentrasjoner av barium (faktor på ca. 13) i forhold til torsk fra den vestlige delen av Atlanteren (Serigstad, 1994, som beskrevet i Skadsheim *et al.*, 2002). Det ser imidlertid ut til å være liten eller ingen sammenheng mellom nærhet til utslippssted og konsentrasjon av barium i fisk. Dette tyder på at baryttpartiklene kan ha virkning på en videre spredning enn andre utslippskomponenter som er betraktet. Dette er forhold som gjør det aktuelt å se på spredning av barytt i de frie vannmassene også på regional skala.

Potensielle effekter på fisk og egg- og larvestadiene må antas å være ubetydelige i en regional skala, men kan antagelig forekomme lokalt og eventuelt i nærsonen. I motsetning til for produsert vann antas det at bunnlevende fisk, og fisk som gyter nær sjøbunnen har størst potensial for å kunne vise effekter, men for lite er kjent om mulige effekter av boreutslipp, både partikulært materiale og borekjemikalier, til å kunne si noe sikkert om potensielle effekter.

7.3 Oppsummering konsekvenser av boreutslipp

Fysisk nedslamming med påfølgende endringer av bunndyrssamfunn er en nærsone/lokal effekt, og har liten betydning på en regional skala. Tradisjonell overvåkning rundt petroleumsfelt tar i stor grad for seg effekter på bunndyrssamfunn i nærsone/lokalområdet.

Andre effekter av partikulært materiale (både faktisk tilstedeværelse av veldig små partikler, og som et resultat av partiklene morfologi, kontaminering (metaller) etc.) kan potensielt gi effekter i et større område (lokalt/regionalt). Det er vist effekter på individnivå i lab-studier ved partikkelkonsentrasjoner som kan forventes i betydelige avstander (>15km) fra et utslippspunkt. Denne avstanden vil være svært varierende mellom de ulike boreoperasjonen, men ved bruk av DREAM modellen utviklet gjennom ERMS prosjektet, er det mulig å gjennomføre miljørisikovurderinger av de enkelte utslippene.

En rekke nyere studier adresserer slike effekter, og det er indikasjoner på at dette kan være av betydning. Det er imidlertid ikke mulig å konkludere med i hvilket omfang, om slike målte effekter er kortvarige/kroniske, og i hvilken grad effekter observert på individnivå er av betydning for økosystemet.

8 Miljøeffekter av andre operasjonelle utslipp

Til andre operasjonelle utslipp hører fortrenningsvann, drenasjevann, kjølevann samt utslipp av vann fra klargjøring av rørledninger. Type effekter kan for en stor del sees i sammenheng med effekter av produsert vann (kap 6). I dette kapitlet har vi i hovedsak fokusert på i hvilket omfang effekter kan forventes.

8.1 Fortrenningsvann

Mulige effekter av utslipp av fortrenningsvann er begrenset til Tampen-området. I dette området er det også betydelige utslipp av produsert vann. Selv om disse utslippene ikke slippes ut på samme dyp eller retning som produsert vann strømmen blir de i noen sammenhenger vurdert sammen.

Mengden dispergert olje i fortrenningsvannet er ikke direkte sammenliknbart med innholdet i de forskjellige produsert vann utslippene. De er mindre i utslippsmengde og inneholder kun rester av de naturlige komponentene fra oljen i lavere konsentrasjoner enn det som er vanlig i produsert vann strømmen. Fortrenningsvannet kommer i tillegg til de allerede betydelige mengdene produsert vann, og er følgelig med å gi en ekstra belastning på resipienten mht rester av hydrokarboner.

8.2 Drenasjevann

Det er kun drenasjevann fra rene områder som slippes til sjø. Annet drenasjevann blir samlet opp og skipet til lands eventuelt renses. Mengdene drenasjevann er normalt små og potensialet for miljøeffekter må ansees som liten. Den miljørisiko som måtte foreligge er derfor liten sammenliknet med utslippene av produsert vann og andre operasjonelle utslipp.

8.3 Kjølevann

Lite er gjort for å belyse mulige effekter av utslipp av kjølevann. Utslipp av kjølevann medfører utslipp av bl.a. klor og kobber, men det er ikke vist effekter av dette i regional skala. Man kan anta at klor heller ikke vil påvirke nærsoneen i nevneverdig grad.

Kjølevannet har ved utslipp en temperatur som er høyere enn havets, noe som kan påvirke nærsoneen rundt utslippet og endre artssammensetningen. Dette vannet fortynnes og kjøles imidlertid fort, og antas å ha liten negativ effekt på miljøet både lokalt og regionalt.

Det ble konkludert med av Skadsheim et al. (2002) at rask fortykning og nedkjøling synes å medføre at temperaturskader generelt vil begrense seg til lokale skader helt nær plattformene. Fisk og andre dyr med tilstrekkelig egenbevegelse vil kunne ta seg vekk.

Det foreligger ingen indikasjoner på noen belastning av regional karakter, mens det er litt usikkert grunnet begrensede data m.h.t mulige lokale effekter.

8.4 Utslipp ved klargjøring av rørledninger

Ved klargjøring av ledninger blir det sluppet ut mindre mengder kjemikalier (biosider, oksygenfjernere og fargestoff). Disse stoffene kan være miljøfarlige og det har derfor vært fokusert på å unngå de mest miljøfarlige kjemikaliene. Generelt kan man si at potensielle effekter ved utslipp ved klargjøring av rørledninger kun ser ut til å være gi lokale effekter i et begrenset tidsrom. Lavest mulig tømmehastighet gir mest fortykning av utslippet. Ved tømming av ledninger bør det som før tas hensyn til gyteplasser, fiske egg- og larvekonsentrasjoner samt de mest utsatte årstider i forbindelse med fisk og andre viktige eller sårbare arter sin rekruttering.

9 Miljørisikovurderinger basert på EIF simuleringer og ressurskart

DREAM har gjennom ERMS prosjektet blitt videreutviklet og består i dag av ulike moduler; og håndterer i tillegg til utslipp av produsert vann også simulering av utslipp fra boring. ParTrack-modellen som tidligere ble benyttet ifm utslipp fra boring er nå innbygd i DREAM modellen. I forbindelse med DREAM-prosjektet (1996-1999) ble Environmental Impact Factor (EIF) modulen for produsert vann etablert (1999). EIF for produsert vann blir i dag rutinemessig gjennomført som en del av årsrapporteringene til selskapene (for felt i drift).

Resultatene fra de enkelte simuleringene deles opp EIF estimat, en fordeling av risikobidrag fra modellerte forbindelser i det aktuelle utslippet samt en grafisk framstilling av områder med EIF bidrag. EIF tallet er teoretisk tenkt å reflektere et vannvolum hvor konsentrasjonen av komponenter i det produserte vannet (Predicted Environmental Concentration - PEC) overstiger sine respektive PNEC verdier (Predicted No Effect Concentration). For mer detaljert informasjon om DREAM modellen, henvises det til Johnsen et al. (2000), TNO (2003), Sintef (2004).

Komponentene som blir vurdert i produsert vann utslippet kan deles inn i to hovedgrupper. Naturlige komponenter og tilsatte produksjonskjemikalier. De naturlige komponentene er inndelt i komponentgruppene som vist i tabell 2.1. PNEC verdiene til disse komponentene er bestemt i henhold til EUs retningslinjer i Technical Guidance Document (EC, 1996) gjeldende for nye og eksisterende enkeltkjemikalier. PNEC-verdiene og EIF metodikken er beskrevet i Johnsen et.al. 2000. En mer detaljert beskrivelse av grunnlagsdatene for bestemmelse av PNEC verdiene for naturlige komponenter er presentert i Frost (2002). Grenseverdiene baserer seg på litteraturdata mht akvatisk toksikologi og en justeringsfaktor (sikkerhetsfaktor) som tar hensyn til i hvilken grad datagrunnlaget representerer ulike fylogenetiske nivå, kroniske effekter, ulik artssensitivitet etc.. Den mest sensitive arten som det foreligger effektdata på i litteraturen, enten akutt eller kronisk, legges til grunn for beregning av PNEC for den enkelte komponent/kjemikalie (dividert på sikkerhetsfaktoren). Dette betyr at grunnlaget for beregning av miljøskade ikke er knyttet til de biologiske ressursene på stedet og bruken av metodikken kan derfor også benyttes utenfor norsk sokkel. Resultatene må imidlertid sammenholdes med tilstedeværelse av lokale biologiske ressurser og kobles opp mot overvåkning av resipienten (vannsøyleovervåkning).

Simuleringene inkluderer utslipp av produsert vann fra alle installasjoner i norsk sektor av Nordsjøen (se figur 9.1) som har vesentlige bidrag til EIF. I tillegg så er installasjoner som slipper ut produsert vann i engelsk og dansk sektor nærmere enn 15 km fra delelinjen inkludert i et eget kapittel. Dette for å vurdere i hvilken grad utslipp i engelsk og dansk sektor påvirker Norske sektor. Dette for å dekke følgende problemstillinger:

- **Status 2005** blir presentert som med og uten produksjonskjemikalier for å gi et sammenliknbart bilde mht utviklingen mot 2011 og mht utslipp på engelsk

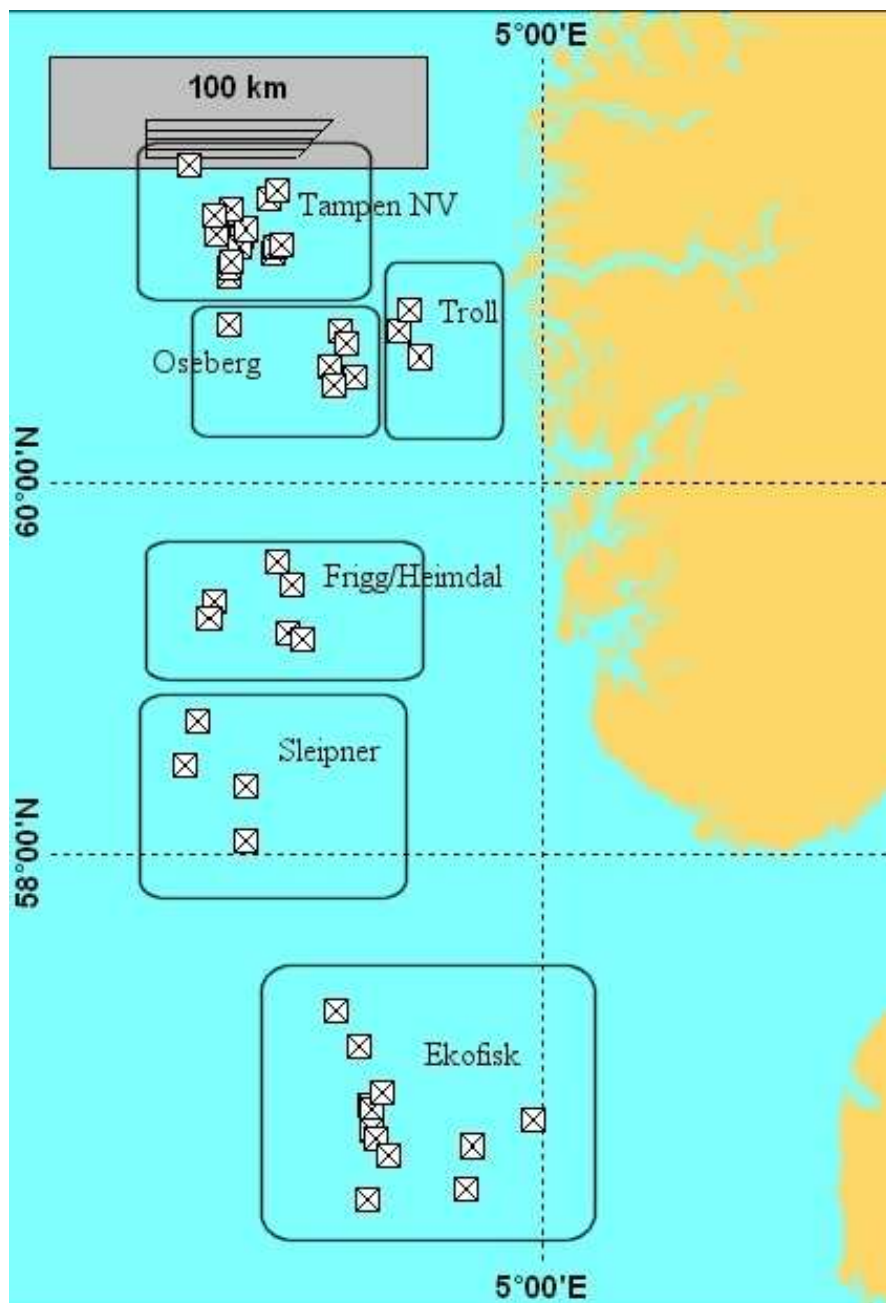
sektor. Dette kapittelet er beregnet på å gi en oversikt over hvilke regioner som har størst miljørisiko potensial og hvilke komponenter som bidrar mest til miljørisiko.

- **Utviklingen mot 2011** er basert på simuleringer uten produksjonskjemikalier. Dette skyldes at kvaliteten på estimert forbruk av produksjonskjemikalier i 2011 varierte såpass alvorlig i datagrunnlaget at feilmarginen i estimatene fullstendig overskygget endringene som følge av endret utslippsmengde og implementering av renseteknologi. Dette kapittelet skal gi en oversikt over forventet miljørisiko i det året med mest utslipp samt sammenlikne dette mot status i år 2005.
- **Vurdere miljørisikobidrag fra UK og Danske sektor til Norsk sektor.** Fra UK og Dansk sektor av Nordsjøen har vi kun fått data mht naturlige komponenter og derfor må en sammenlikning mot Norske bidrag gjøres tilsvarende uten produksjonskjemikalier i Norsk sektor. Det ble vurdert å lage fiktive verdier for kjemikaliebruk mht de utenlandske utslippene, men vi valgte å ikke gjøre det da usikkerheten er for stor.
- **Miljørisikovurdering basert på risikokart** generert i beregningen av EIF. Med utgangspunkt i tidspunktet med høyest risiko i beregningene som er gjennomført (30 dager), lages regionvise kart som viser områdene som gir bidrag til risiko. Disse kartene brukes som grunnlag for en vurdering med hensyn til utbredelse av produsert vann utslipp og den gjøres en generell vurdering med hensyn til gyteområder.

Med hensyn til de ovenfor nevnte problemstillingene ble det gjennomført 30 simuleringer (tabell 9.1).

Tabell 9.1. Oversikt over totalt antall simuleringer gjennomført.

Område/Region	2004/05			2011	
	Med produksjons kjemikalier	Uten produksjons kjemikalier	Med utenlandske felt	Med produksjons kjemikalier	Uten produksjons kjemikalier
NV Tampen	X	X	X	X	X
Troll	X	X	X	X	X
Oseberg	X	X	X	X	X
Frigg-Heimdal	X	X	X	X	X
Sleipner	X	X	X	X	X
Ekofisk	X	X	X	X	X
Sum					30



Figur 9.1. Nordsjøen med områdeinndeling en brukt i beregningen av de regionale EIF verdiene. Kryssene indikerer utslippspunkt av produsert vann. Rutene omkretser utslipp som er inkludert i hvert område men gjenspeiler ikke området som er simulert

9.1 Forutsetninger og begrensninger ved bruk av EIF i risikovurdering

Miljørisiko estimatene beregnet ved EIF er forbundet med en viss usikkerhet (blant annet p.g.a av bruk av sikkerhetsfaktorer i beregningen av PNEC). EIF metodikken er først og fremst utviklet med det formål om at oljeselskapene skal kunne identifisere de komponentene i utslippene samt tiltak på de ulike installasjonene som gir størst nytteeffekt miljømessig. EIF metodikken gir dermed ikke et direkte mål på forventet skadeeffekt i miljøet, men vil kunne bidra til å gi et potensielt bilde av miljørisikoen utslippene representerer. En anvendelse av EIF metodikken bør gjøres i kombinasjon med andre vurderinger (biologiske ressurser, studier på lokale og relevante arter,

valideringsstudier etc.) som ikke dekkes av miljørisikovurderingen som prinsipielt gjøres ut fra en PEC/PNEC sammenligning. Eksempelvis nevnes håndteringen av produsert vann komponenters potensiale for bioakkumulering og nedbrytning (se nedenfor).

EIF danner grunnlaget for en kunnskapsbasert videreutvikling av miljørisikoanalyser. Det er imidlertid fortsatt forbedringsmuligheter. EIF faktoren slik den anvendes i dag, inngår i risikomodeller som tar høyde for prosesser som bestemmer skjebnen til komponentene som bl.a fortykning, fordampning og nedbrytning, samt at vind og strømforhold i resipienten ivaretas. En svakhet med PEC/PNEC tilnærmingen er at bioakkumulerings- og biokonsentreringspotensiale ikke blir godt nok tatt høyde for. Bioakkumulering og biologisk nedbrytning er ivaretatt i EIF beregninger ved at enkeltkomponenter tillegges en vektingsfaktor. Biokonsentrasjonsfaktoren er i en rekke eksperimenter vist, inntil en viss grense, å øke med eksponeringskonsentrasjonen. Dette gjelder både vannløste forbindelser og ved eksponering for olje i vann emulsjoner med samme partikkelstørrelse. Dessuten øker biokonsentrasjonsfaktoren kun inntil visse grenser med hydrokarbonenes lipo- eller petrofilisitet (uttrykt ved n -oktanol-vann fordelingskoeffesienten K_{ow}), alternativt beskrevet som stoffenes hang til å assosiere seg med fett eller olje. Faktisk kan flere av disse forhold medvirke til at en EIF, slik den beregnes i dag med forutsetning om at alt er vannløst og biotilgjengelig, er en meget konservativ tilnærmelse. Et annet vesentlig aspekt ved EIF metodikken er at miljørisikoen kun kommer til uttrykk ved forholdet mellom eksponeringskonsentrasjon i toksisitetstester og de effekter som er blitt målt i de samme testene. Begrensede effektdata for de mange svært evolusjonmessig forskjellige marine organismene og forhold vedrørende stoffers synergistiske og antagonistiske virkning krever et ekstra føre var skjønn når en bruker EIF til miljørisikovurdering.

EIF beregningene baserer seg på fortynningsforhold gitt ved strømbildet i mai. Dette er konservativt ut fra at vannmassene på denne tiden er roligst og at eksponeringsdosene da vil være høyest. Dog bør det etter hvert gjennomføres beregninger også på den tiden der vannmassene er mest i bevegelse. For eksempel, det bør utredes hvordan utforming, retning og dybdesnitt er for høst og vinterutslipp. Skulle det for eksempel forekomme mer langstrakte plumer, kan dette medføre øket eksponering for dyr, eksempelvis større korallrev, og planter på bunnen og i ytre kyststrøk. Dette kompenseres for ved at maks miljørisiko i løpet av simuleringsperioden i mai måned benyttes som grunnlag for EIF beregningen for utslippet for det enkelte år.

Grunnlaget for EIF/miljørisikoberegningene i DREAM er data på akutte og kroniske effekter for de mest sensitive ferskvanns- og saltvannsorganismer i litteraturen. Inkluderingen av sikkerhetsfaktorer søker å bøte på kunnskapsmangelen og er viktige for dette formålet, men anvendelsen av dem vil også av kunnskapsmessige begrensninger være forbundet med usikkerhet. Status er at EIF per i dag fortsatt i en rekke tilfeller (en rekke prosesskjemikalier) baserer seg på akutte giftighetsverdier. Disse kjemikalierne er et eksempel på hvor maksimum sikkerhetsfaktor (1000) benyttes i miljørisikoberegningene. For å øke kunnskapen om langtidseffekter er det for noen kjemikalier (høyt bidrag til EIF) gjennomført kroniske studier på krepsdyr og fisk. Dette gjelder blant annet en rekke korrosjonshemmere og H_2S -fjernere.

En oppsummering av ferskvanns akutt toksisitetsdata fra EU (Weyers et al. 2000) for encellede alger (måleparameter veksthemning), krepsdyr (*Daphnia*) og fisk (måleparameter akutt dødelighet for dyrene) viste at algetesten generelt var den mest sensitive og at krepsdyr og fiskedata var mer sammenliknbare (bedre korrelerte) seg i mellom enn med algedata. Alle toksisitetsverdier samlet var best korrelert med Kow. Variasjoner i endepunktverdien er det tatt høyde for i EIF modellen ved at mest sensitive toksisitetsverdi alltid legges til grunn for beregningene

Oppsummeringen til Weyers *et al.* (2000) indikerer også samspillet med forskjeller i opptaksdynamikk (overflatediffusjon mot transport i organismer) og hvordan effekter kommer til uttrykk, Roex *et al.* (2000) eksaminerte sammenhengen mellom akutte og kroniske toksisitetsdata i forhold til hvordan forskjellige stoffers sin toksisitet blir uttrykt ("the toxicant mode of action"). Studiet ble gjennomført for å vurdere variasjon i data og anvendelsen av sikkerhetsfaktorer. Fisk oppviste generelt de største akutte:kroniske effekt forhold. For metaller var toksiske virkemåte avgjørende for dette tallforholdet. For stoffer med upolar narkotisk-, polar narkotisk- og spesielle toksiske virkemåter syntes variasjoner i arters sensitivitet framfor stoffers toksiske virkemåte å være mest avgjørende for størrelsen på akutte:kroniske effekter forholdet. Disse funnene viser fordelene ved å bruke et bredest mulig artsutvalg i det toksiske datagrunlaget.

Det er så langt også vanskelig å ta høyde for kjemiske interaksjoner som synergismer og antagonismer og kombinerte effekter ved eksponering for stoffblandinger. I samme kategori kommer andre type interaksjoner, som for eksempel adferd, konkurranse og predasjon mellom organismer, grupper av dem eller hele dyresamfunn. Marine organismer er mer forskjellige enn ferskvannsdyr og landdyr. Dette sees lettest ved at en rekke dyrerækker (rekke er høyt nivå i klassifisering av hvordan livet på jorda har utviklet seg) kun forekommer i havet. Sannsynligheten for at ulike responser på eksponering ikke er beskrevet er således størst i havet. Mange av de lokale marine dyregruppene en finner i Norskehavet er lite eller ikke testet for effekter av eksponering for mulige miljøskadelige stoffer, selv med akutt toksistet tester, se Leung *et al.* (2001) og Wheeler *et al.* (2001). Det er imidlertid igangsatt studier for å kartlegge kortids- og langtids-effekter på raudåte fra utslipp av produsert vann komponenter (NFR – PROOF). Det er viktig at EIF beregningene vurderes gjennom valideringsstudier med lokale og relevante arter for kalliberering av resultatene fra PNEC/EIF beregningene.

De fleste, og da særlig akutte toksisitets tester, er designet for at en skal minimalisere type I statistiske feil. Det vil si at en søker å unngå å gjøre den feil at en aksepterer at et stoff er skadelig når det ikke er det, mens en i liten grad beskytter seg mot å begå type II statistiske feil. Det vil si at en aksepterer at et stoff ikke er skadelig når det i virkeligheten er det, se Gray (1999).

Momentene nevnt ovenfor er kritiske betraktninger som tilser at EIF ikke kan erstatte tradisjonell miljørisikovurderinger. Men dette utelukker ikke at EIF kan brukes som et verktøy i en samlet vurdering av risikobildet. Kritikken blir ofte fokusert rundt at selve resultatet av beregningen er et benevningsløst tall som kun kan brukes til å sammenlikne ulike utslippsscenarioer på samme utslippspunkt. Dette er for så vidt korrekt, men man kan i tillegg til dette illustrere spredningsmønstre og eventuelle overlappende områder med sårbare ressurser. Disse vurderingene har en annen verdi

enn størrelsen på EIF og i dette arbeidet blir denne metodikken brukt til å illustrere bidragene fra de ulike kildene, utbredelse av utslippet og i hvilken grad dette overlapper med gyteområder.

Selv om EIF viser at det ikke er miljørisiko i ett område kan man ikke utelukke at det er en risiko ved andre strøm og vind betingelser enn det som blir brukt i simuleringene. Derfor er den faglige risikovurderingen av de ulike utslippskomponentene utført på selvstendig grunnlag i foregående kapittel basert på tilgjengelig vitenskapelige resultater.

9.2 Grunnlag for beregningene

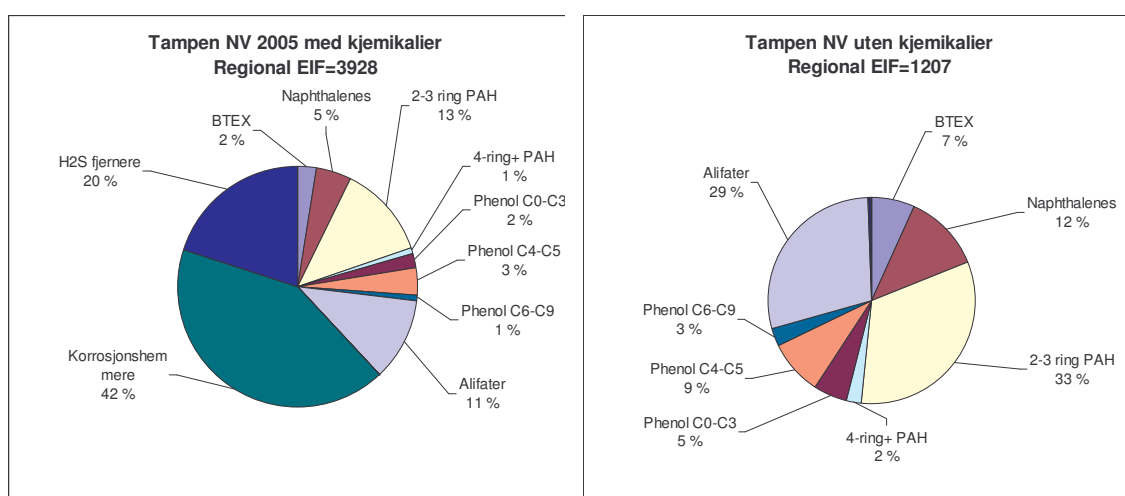
For utslippsåret 2005 og 2011 ble de aktuelle selskapene forspurt om data vedrørende kjemiske analyser av de naturlige komponentene samt estimater på utslipp av produksjonskjemikalier. Der vi manglet data ble utskrifter av Environmental Web (EW) basen samt RNB data brukt. Data fra Engelsk sektor ble tilgjengeliggjort av UKOOA og dataene fra Danmark ble levert av de ulike selskapene som har utslipp nærmere enn 15 km. Utslippsmengder samt komposisjon pr installasjon er spesifisert i Appendiks I.

9.3 Resultater av EIF simuleringene for 2005

9.3.1 Tampen NV området

Den nordvestre delen av Tampen er avgrenset av 1° og 3° lengdegrad og 60° 45 min til 61° 45 min breddegrad. Installasjoner på Norsk sektor som er inkludert i denne vurderingen er Statfjord A, B og C, Gullfaks A, B og C samt Snorre A og B.

Simuleringen viser at den regionale EIF'en er 3928. Det største bidraget til risiko kommer fra produksjonskjemikalierne. Som vist i kakediagrammet (figur 9.2) så bidrar H₂S-fjerningskjemikalier med 20 % og Korrosjonshemmere 42 % av den totale risikoen.



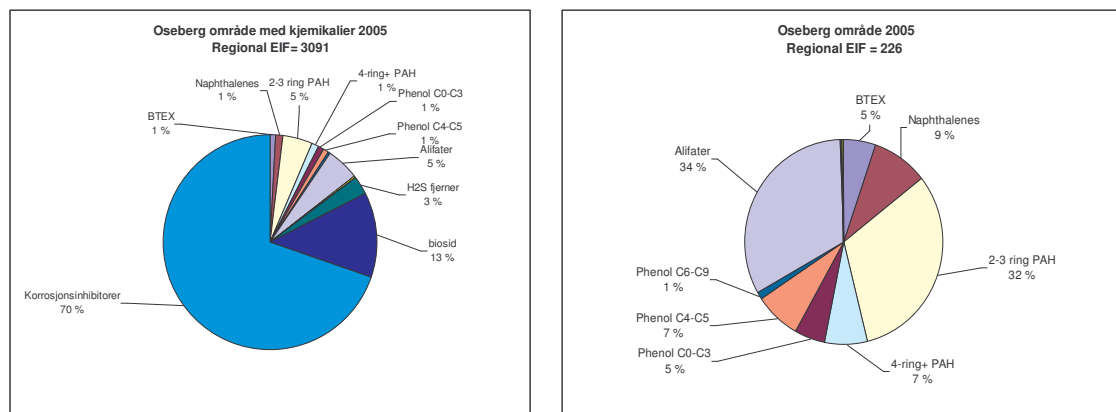
Figur 9.2. Diagram over de ulike komponentenes risikobidrag til EIF, Tampen NV 2005 med og uten produksjonskjemikalier.

Simulering av den samme regionen uten produksjonskjemikalier viser at EIF blir betraktelig redusert (EIF = 1207, figur 9.2). Av de naturlige komponentene så er det de lette PAH'ene som bidrar mest til risiko samt alifatiske hydrokarboner med 29 %.

9.3.2 Oseberg området

Oseberg området er avgrenset av Nordsjøen mellom 60° og 61° breddegrad. Området inkluderer installasjonene Huldra, Oseberg F, Oseberg C, Veslefrikk og Brage.

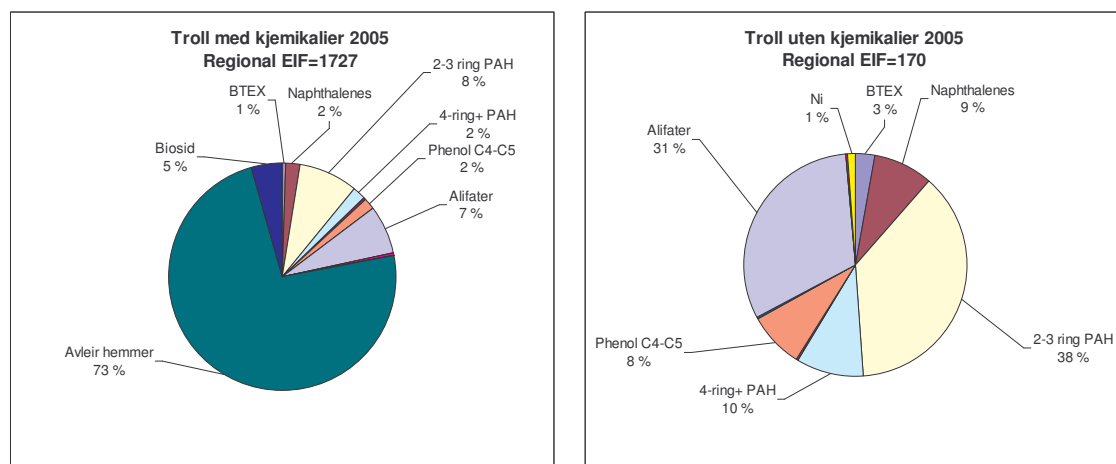
Simuleringene gjennomført med og uten produksjonskjemikalier viser at den regionale EIF øker fra 228 uten produksjonskjemikalier til 3091 med og hovedbidraget til risiko er korrosjonsinhibitorer, men også biosidene gir et betydelig risikobidrag. Simuleringen uten kjemikalier viser at det er alifatiske hydrokarboner og PAH som utgjør det største risikobidraget (figur 9.3).



Figur 9.3. Diagram over de ulike komponentenes risikobidrag til EIF, Oseberg området 2005 med og uten produksjonskjemikalier.

9.3.3 Troll området

Troll området er avgrenset av 3° 10 min E til 4° E samt 60° 30 min N til 60° 50 min. N I dette området er det kun installasjonene Troll A, B, C hvor det er B og C som har utslipp av produsert vann. Simuleringene med og uten kjemikalier viser også her at kjemikaliene bidrar med tilnærmet 80 % av risikobidraget i hovedsak fra utslipp av avleiringshemmere (figur 9.4).

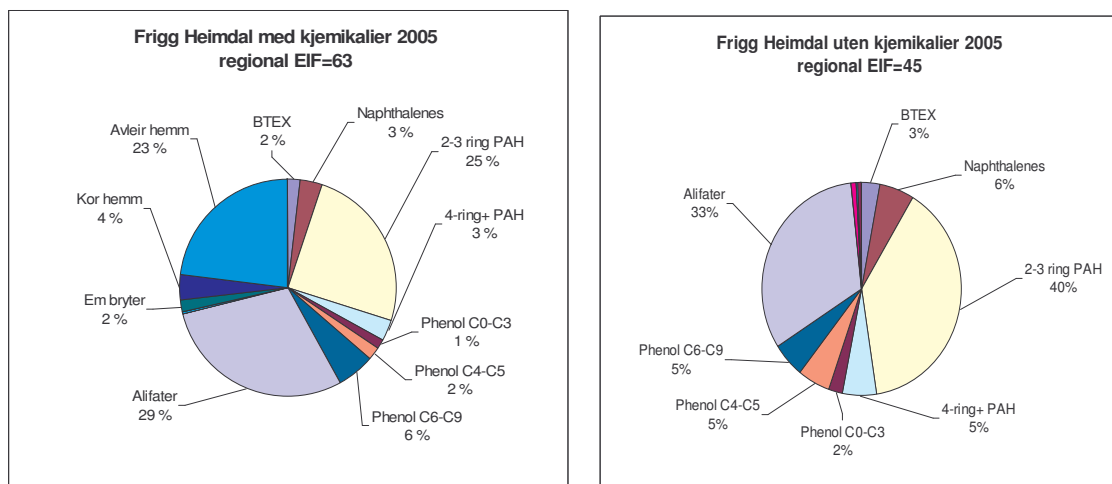


Figur 9.4. Diagram over de ulike komponentenes risikobidrag til EIF, Troll området 2005 med og uten produksjonskjemikalier.

For de naturlige komponentene så er det alifatene og PAH som gir det vesentligste risikobidraget.

9.3.4 Frigg-Heimdal regionen

Frigg Heimdal regionen er avgrenset av 59° til 60° breddegrad og inkluderer installasjonene: Jotun, Balder/Ringhorne, Heimdal og Grane. I Frigg Heimdal regionen bidrar produksjonskjemikaliene med 29 % av den totale risiko, (figur 9.5).



Figur 9.5. Diagram over de ulike komponentenes risikobidrag til EIF, Frigg Heimdal regionen 2005 med og uten produksjonskjemikalier.

Den regionale EIFen er liten sammenliknet med tampen området. Av de naturlige komponentene bidrar alifater og PAH med nesten 80 %.

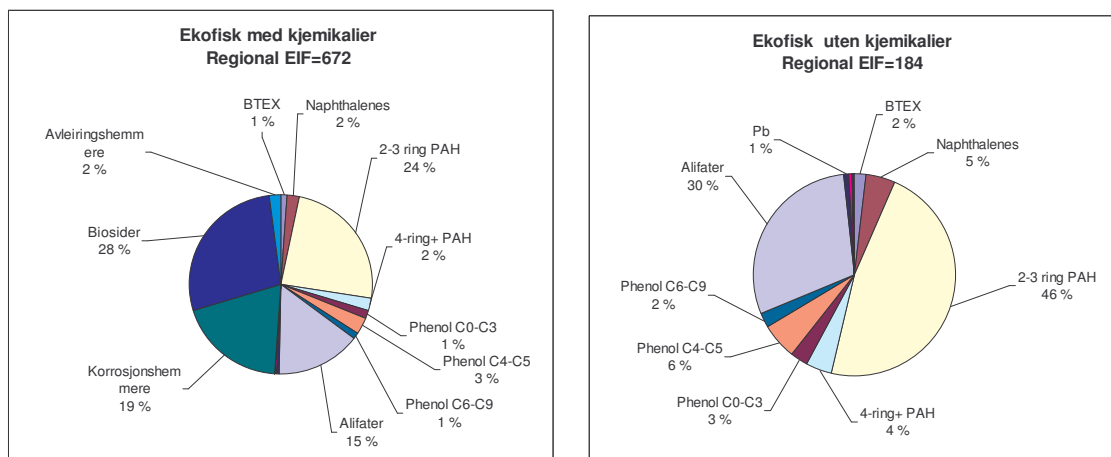
9.3.5 Sleipner regionen

Sleipner regionen er avgrenset av 58° og 59° breddegrad og inkluderer installasjonene: Varg samt Sleipner A og T. Fra disse installasjonene så er det relativt små utslipp av produsert vann noe som gir en regional EIF på 0 for utslippsdataene i 2005.

9.3.6 Ekofisk regionen

Ekofisk regionen er avgrenset i nord av 57° 30 min og i sør av 55° 30 min, i vest av 2° 30 min og øst 5° og 30 min. Installasjoner som har utslipp av produsert vann i denne sektoren er Ekofisk 2/4K, Ekofisk 2/4J Eldfisk 2/7B og Eldfisk 2/7FTP, Ula, Gyda Tor og Valhall. I Dansk sektor har vi Siri, Harald og Sør Arne og i Engelsk sektor Fife.

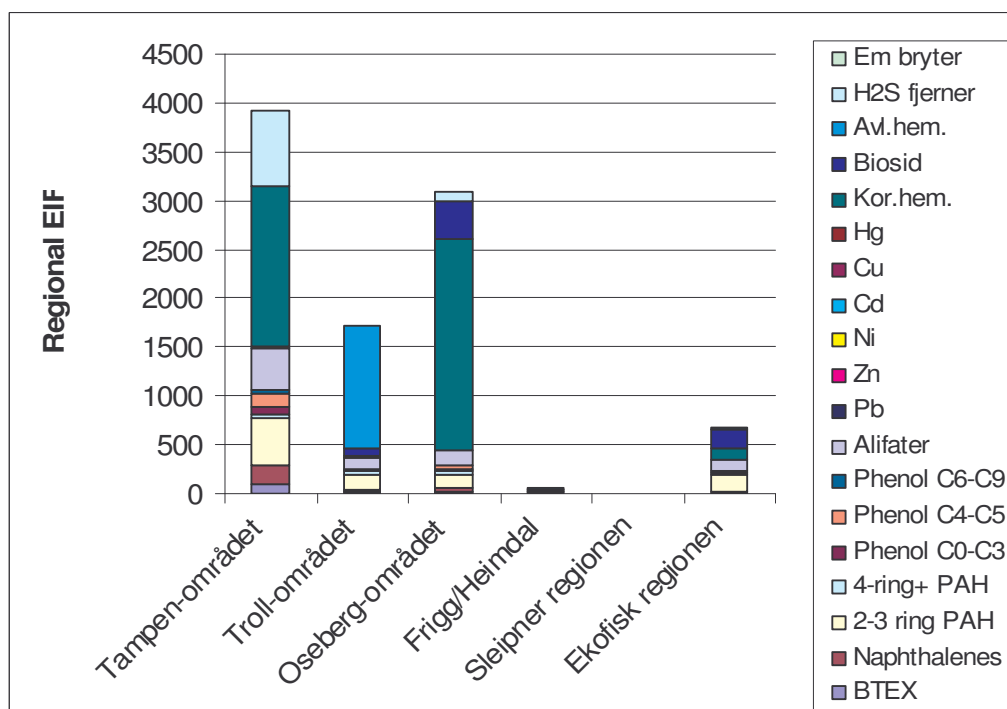
Simuleringene gir en regional EIF på 184 uten produksjonskjemikalier og med så blir den 672 (figur 9.6). Risikobidraget fra produksjonskjemikaliene er klart dominert av biosider og korrosjonshemmerne. Simuleringen uten produksjonskjemikalier viser at de største bidragene er fra alifatiske hydrokarboner og PAH.



Figur 9.6. Diagram over de ulike komponentenes risikobidrag til EIF, Ekofisk regionen 2005 med og uten produksjonskjemikalier.

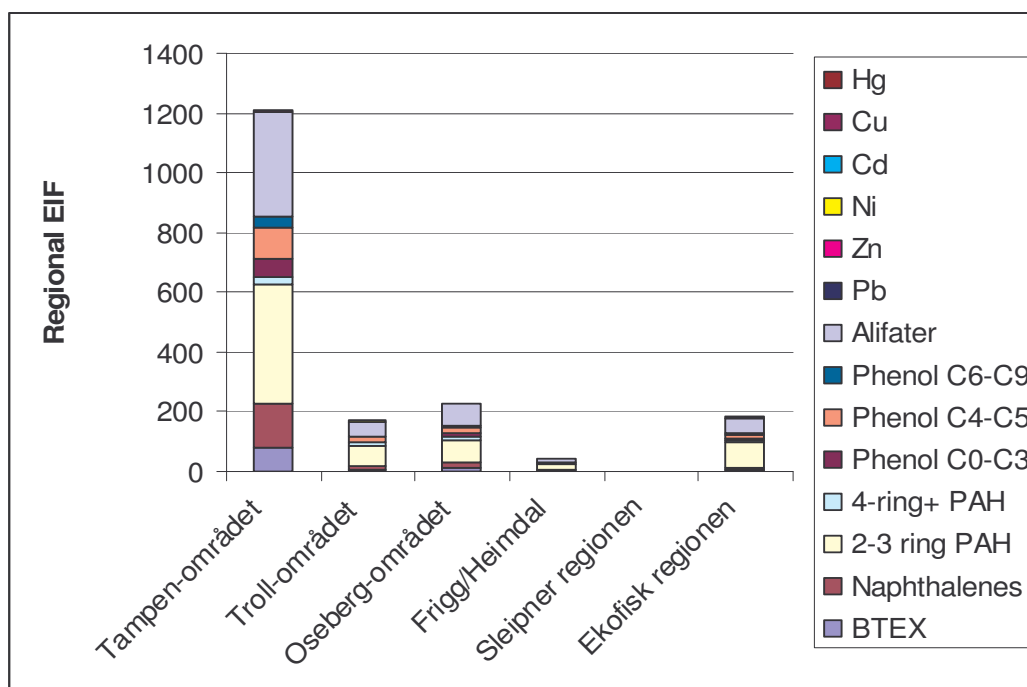
9.3.7 Oppsummering av de regionale EIF verdiene

Totalt for Nordsjøen skiller produksjonskjemikaliene seg ut og av de så er korrosjonshemmere klart den kjemikaliegruppen som bidrar mest til risiko i form av EIF. Men de andre kjemikaliegruppene slik som H₂S fjernere, biosider og avleiringshemmerne har også store risikobidrag sammenliknet med de naturlige komponentene (figur 9.7).



Figur 9.7 oppsummering av de regionale EIF verdiene pr region med produksjonskjemikalier 2005.

Av de naturlige komponentene så skiller alifatiske hydrokarboner og PAH forbindelsene seg ut som de som bidrar mest til risikobildet av de naturlige komponentene. Av PAH så er det i hovedsak de lette forbindelsene 2-3 ringer som bidrar mest til miljørisiko (figur 9.8).



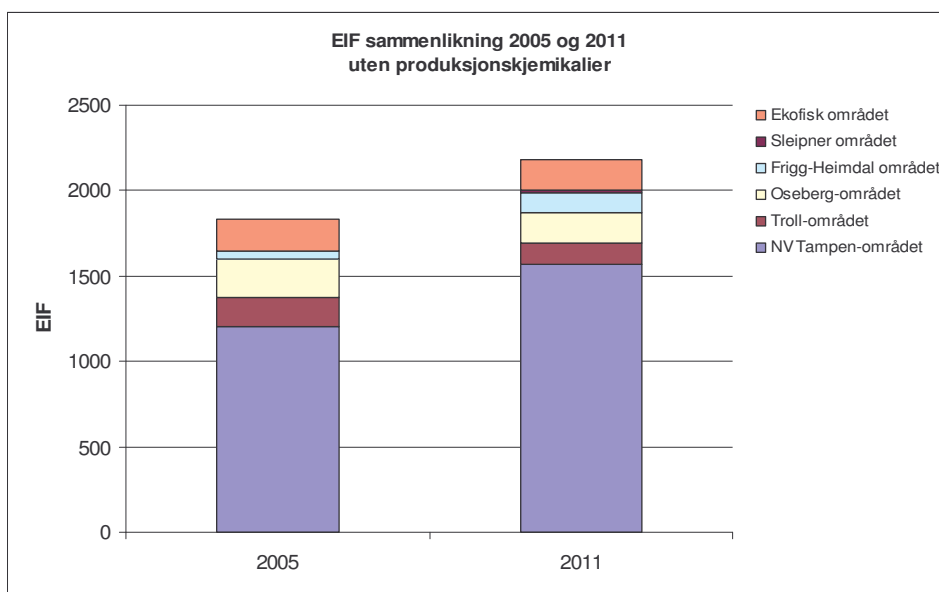
Figur 9.8. Oppsummering av de regionale EIF verdiene pr region. Data for 2005 uten produksjonskjemikalier.

9.4 Utvikling mot 2011

Utslippene av produsert vann i Nordsjøen vil i følge prognosene øke med en topp i utslippsmengde år 2011. På bakgrunn av dette er det gjennomført regionale EIF simuleringer for år 2011. Det er planer om vesentlige tiltak for å redusere EIF verdiene og et av hovedtiltakene er substitusjon og i enkelte tilfeller å redusere bruken av produksjonskjemikalier. For simuleringene er det blitt tilgjengeliggjort data for estimert utslippsmengde, komposisjon mht naturlige komponenter samt produksjonskjemikalier. Det har vist seg at usikkerheten i estimatene for utslipp av produksjonskjemikalier for 2011 er så store at det ikke er tilrådelig å legge vekt på disse tallene. Årsaken til denne usikkerheten er at selskapene har ulike tilnærming til hvordan målsetningen om reduksjon av kjemaliebruk vil gjøre seg gjeldende på konsentrasjonsnivå av kjemikaliene i utslippene.

Kjemikaliene bidrar i så stor grad til EIF verdien at en liten usikkerhet vil medføre store endringer i EIF som helt vil overskygge endringene i utslippsmengde. Det er derfor gjennomført simuleringer med og uten produksjonskjemikalier. Konklusjonene vil i hovedvekt basere seg på simuleringene uten produksjonskjemikalier. Som vist i figur 9.9 så øker EIF i Nordsjøen totalt sett fra 1832 i 2005 til 2181 i 2011 basert på simuleringer med kun naturlige komponenter. Dette er en økning på 20 % og skyldes utelukkende økningen i volum produsert vann. Det er i hovedsak Tampen som øker

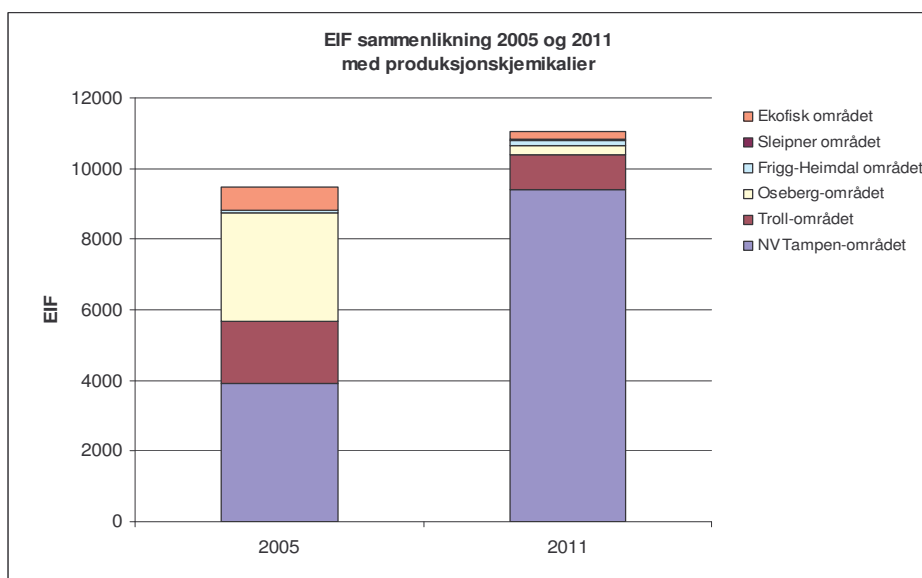
mest, Frigg Heimdal regionen øker også noe. De andre områdene har tilnærmet lik EIF eller redusert EIF. I tallgrunnlaget som ligger til grunn for 2011 beregningene er det tatt høyde for implementering av renseteknologi, endring i utslipp av produsert vann som følge av økte utslipp og økt grad av reinjeksjon.



Figur 9.9. EIF for Nordsjøen basert på utslippsdata med produksjonskjemikalier for 2005 og 2011.

Dette korrelerer bra med endringene i utslippsmengdene i de ulike områdene.

Det er gjennomført simuleringer inkludert estimatene for produksjonskjemikalier i 2011. Som vist i figur 9.10 så øker EIF fra 9481 til 11038 totalt for Nordsjøen, dette er en økning på 16 %.



Figur 9.10. EIF for Nordsjøen basert på utslippsdata med produksjonskjemikalier for 2005 og 2011.

Tallene er svært usikre og som vist i figuren så har alle andre områder i Nordsjøen en kraftig reduksjon i EIF bortsett fra Tampen NV. Årsaken til denne usikkerheten er diskutert ovenfor.

Simuleringene hvor produksjonskjemikalierne er inkludert har en mindre prosentvis økning enn simuleringene basert på naturlige komponenter (kun avhengig av produsert vann mengde). Dette tilsier at risikobidraget uttrykt som EIF fra produksjonskjemikalier vil bli redusert mot 2011. Årsaken til dette er at selskapene har en meget klar politikk mht. reduksjon i utslipp av produksjonskjemikalier samt substitusjonspolitikken mht. de mest miljøfarlige kjemikalierne.

9.5 Bidrag fra britisk og dansk sektor til norsk sektor.

Det er utført simuleringer som inkluderer installasjoner med utslipp av produsert vann innenfor 15 km fra delelinjen i de ulike delområdene i Nordsjøen. Denne avstanden ble valgt på bakgrunn av hvor langt unna et eventuelt miljørisikobidrag vil forventes kunne strekke seg.

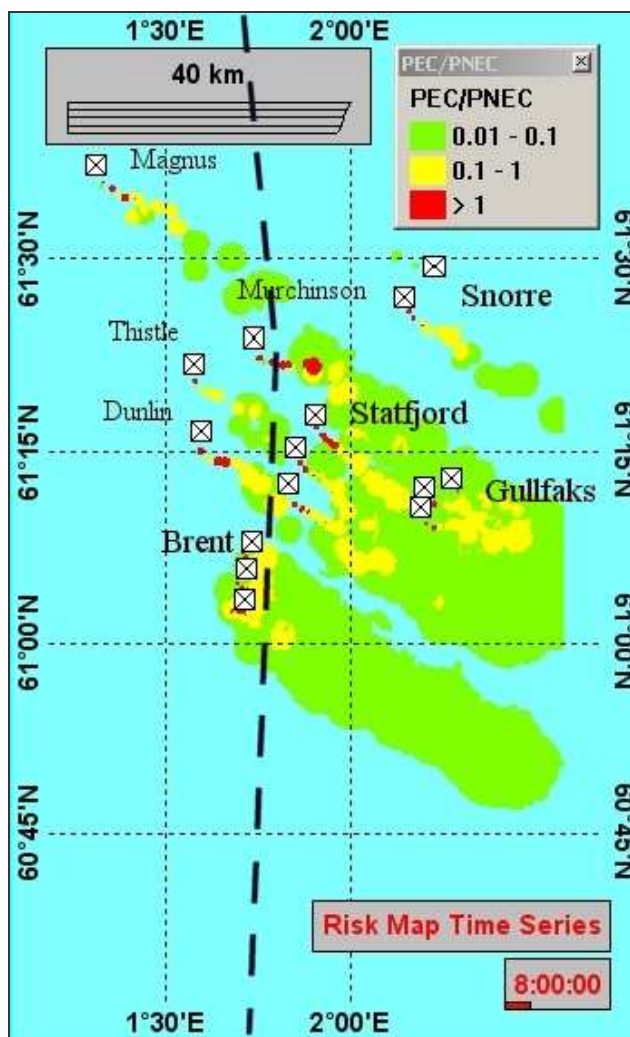
Disse vurderingene blir utført for å synliggjøre i hvilken grad utslipp av produsert vann fra utenlandsk sektor bør tas med i vurderingen av konsekvenser og effekter i norsk sektor. Modellen har dessverre ikke muligheten til å beregne en EIF som bare gir oss EIF bidraget fra de utenlandske installasjonene på norsk side av delelinjen uten å beregne bidraget utenfor norsk sektor. Derfor vil de regionale EIF verdiene inkludert utenlandske installasjoner ha liten nytteverdi, men risikokartene gir et inntrykk av i hvilken grad bidragene fra andre sektorer skal vektlegges. Datagrunnlaget for utslippene i de utenlandske sektorene inneholder kun de naturlige komponentene. Da bidraget fra produksjonskjemikalier ligger fra 0–80 % av den totale EIF så bør det ikke brukes kjemikalie data som er usikre da dette vil helt overstyre forskjellene i konsentrasjon av de naturlige komponentene og deres EIF bidrag. Det vil si at alle sammenlikninger med simuleringer på norsk side er utført ved simuleringer uten produksjonskjemikalier.

Illustrasjonene i dette kapitlet er basert på risikokart fra simuleringsverktøyet med inntegnede delelinjer. Delelinjene er ikke koordinatfestede slik at det kan forekomme mindre unøyaktigheter.

9.5.1 Tampen NV området

I UK sektor er installasjonene som har utslipp nærmere enn 15 km fra delelinjen inkludert i denne vurderingen, det vil si Brent B, C og D, Magnus, Murchinson, Thistle og Dunlin.

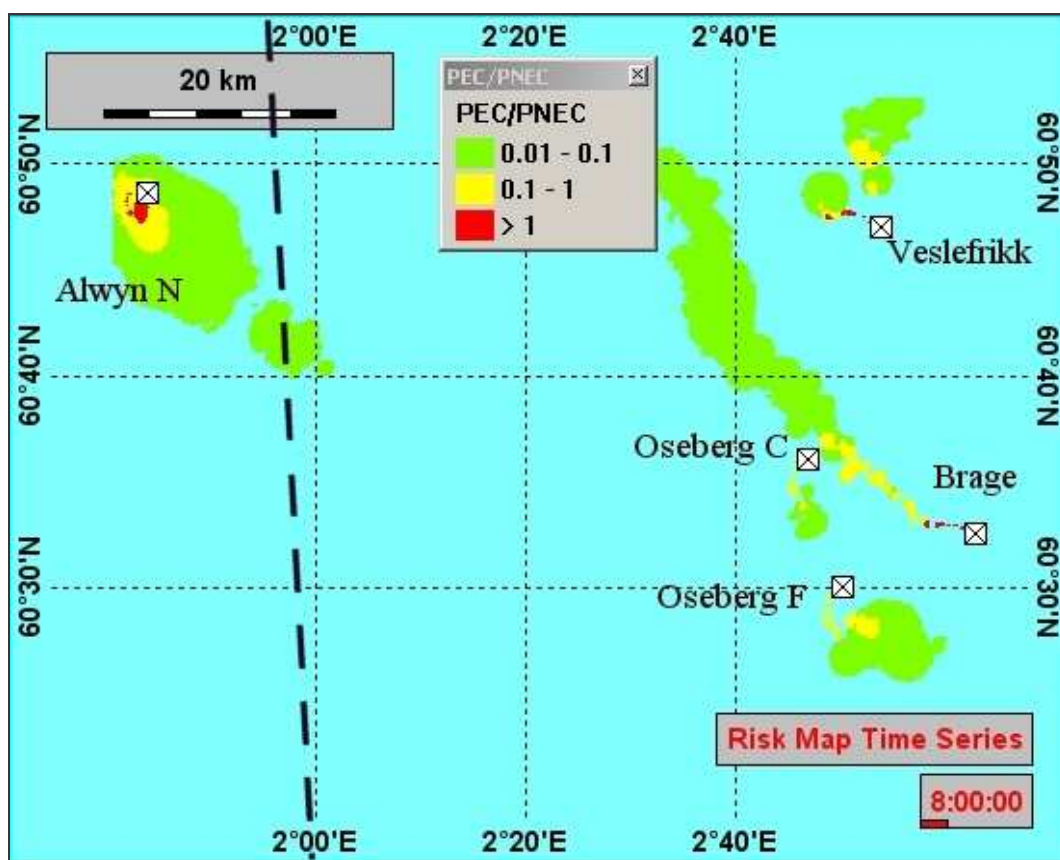
Den regionale EIF verdien for Tampen NV er 1207, til sammenlikning så viser simuleringen inklusive utenlandske installasjoner at EIF er 4024. I figur 9.11 ser man at hoveddelen av risikobidraget som skyldes UK installasjoner er lokalisert til UK sektor med unntak av bidraget fra Murchinson. Men selv om de andre installasjonene kun har risikobidrag i UK sektor (rød farge) så viser simuleringene tydelig at utslippene bidrar til en økt bakgrunnskonsentrasjon (grønn og gul farge) på Norsk side i NV Tampen området. Dette skyldes den fremherskende strømmretningen som er fra Nordvest. Det er ikke mulig å inkludere bakgrunnskonsentrasjonene fra UK sektor i simuleringene uten også å få med risikobidraget. Det vil i mer detaljerte vurderinger, slik som konkrete risikovurderinger for spesifikke utslippskomponenter, være vesentlig å ta med bidrag fra UK sektor i dette området.



Figur 9.11. Kart over NV Tampen området inklusive installasjoner med produsert vann utslipp i UK sektor innenfor 15 km fra delelinjen. Risikobidrag (EIF verdi) er vist med rød farge. Delelinjen er ikke koordinatfestet og følgelig kun indikativ. Datagrunnlaget er utslippstall fra 2005 uten produksjonskjemikalier

9.5.2 Oseberg området

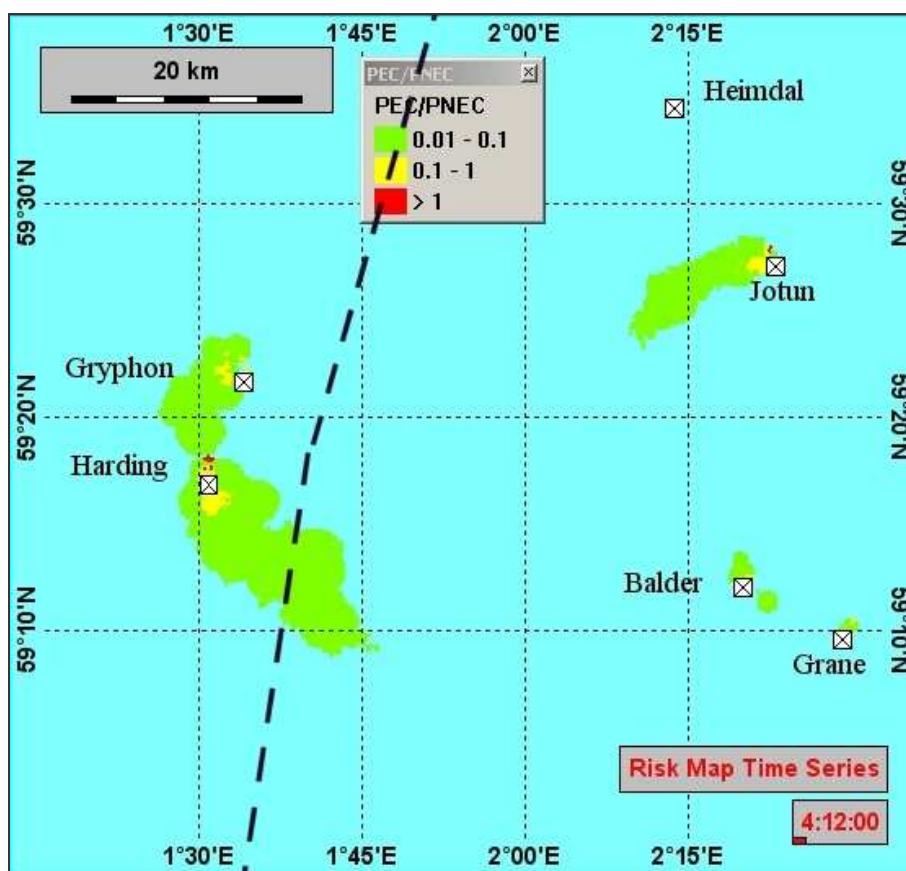
I Oseberg regionen (figur 9.12) ligger de norske installasjonene et stykke fra delelinjen men det kan være vesentlig å vurdere i hvilken grad utslippene i britisk sektor bør tas hensyn til ved konsekvens vurdering i Norsk sektor. Den regionale EIF er 226, men ved inkludering av utenlandske (Alwyn N) så blir EIF verdien 749. Området med konsentrasjoner som gir risikobidrag som følge av utslippene fra Alwyn er utelukkende på Engelsk side av delelinjen, men strømrretningen tilsier at utslippskomponenter fra Alwyn kan komme over til Norsk sektor men vil da være svært fortennet. Inkludering av utslipp i utenlandsk sektor viser at en ikke kan påvise at miljørisiko uttrykt som EIF øker i regionen.



Figur 9.12. Kart over Oseberg området inklusive installasjoner med produsert vann utslipp i UK sektor innenfor 15 km fra delelinjen. Risikobidrag (EIF verdi) er vist med rød farge. Delelinjen er ikke koordinatfestet og følgelig kun indikativ. Datagrunnlaget er utslippstall fra 2005 uten produksjonskjemikalier.

9.5.3 Frigg Heimdal regionen

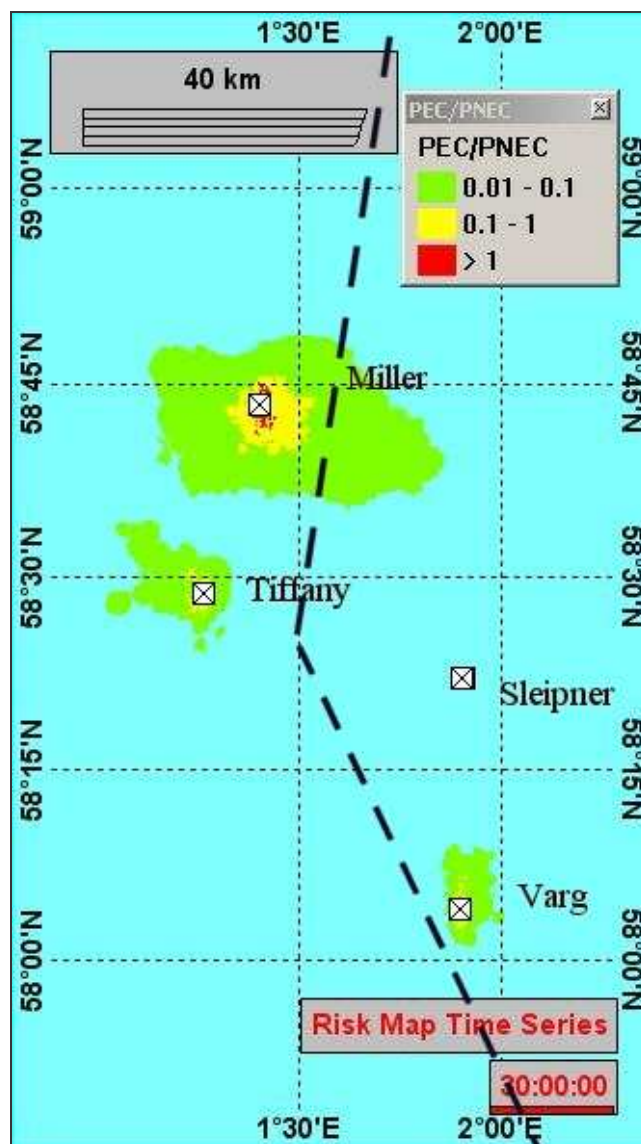
Gryphon og Harding i UK sektor har produsert vann utslipp øst for Frigg/Heimdal regionen figur 9.13. Den regionale EIF for Frigg Heimdal regionen er på 45 og simuleringen inkludert utenlandske utslipp gir en EIF på 146 (figur 9.13). Dette tilsier at bidragene fra de utenlandske utslippene til EIF i denne simuleringen er vesentlige, men ved å se på risikokartet kan man se at dette bidraget er utelukkende på UK side av Nordsjøen. Installasjonene på Norsk side ligger såpass langt fra delelinjen at bidraget fra de Engelske ikke vil gi en bakgrunnskonsentrasjon som må tas hensyn til. Inkludering av utslipp i utenlandsk sektor viser at en ikke kan påvise at miljørisiko uttrykt som EIF øker i regionen.



Figur 9.13. Kart over Frigg/Heimdal regionen inklusive installasjoner med produsert vann utslipp i UK sektor innenfor 15 km fra delelinjen. Risikobidrag (EIF verdi) er vist med rød farge. Delelinjen er ikke koordinatfestet og følgelig kun indikativ. Datagrunnlaget er utslippstall fra 2005 uten produksjonskjemikalier.

9.5.4 Sleipner regionen

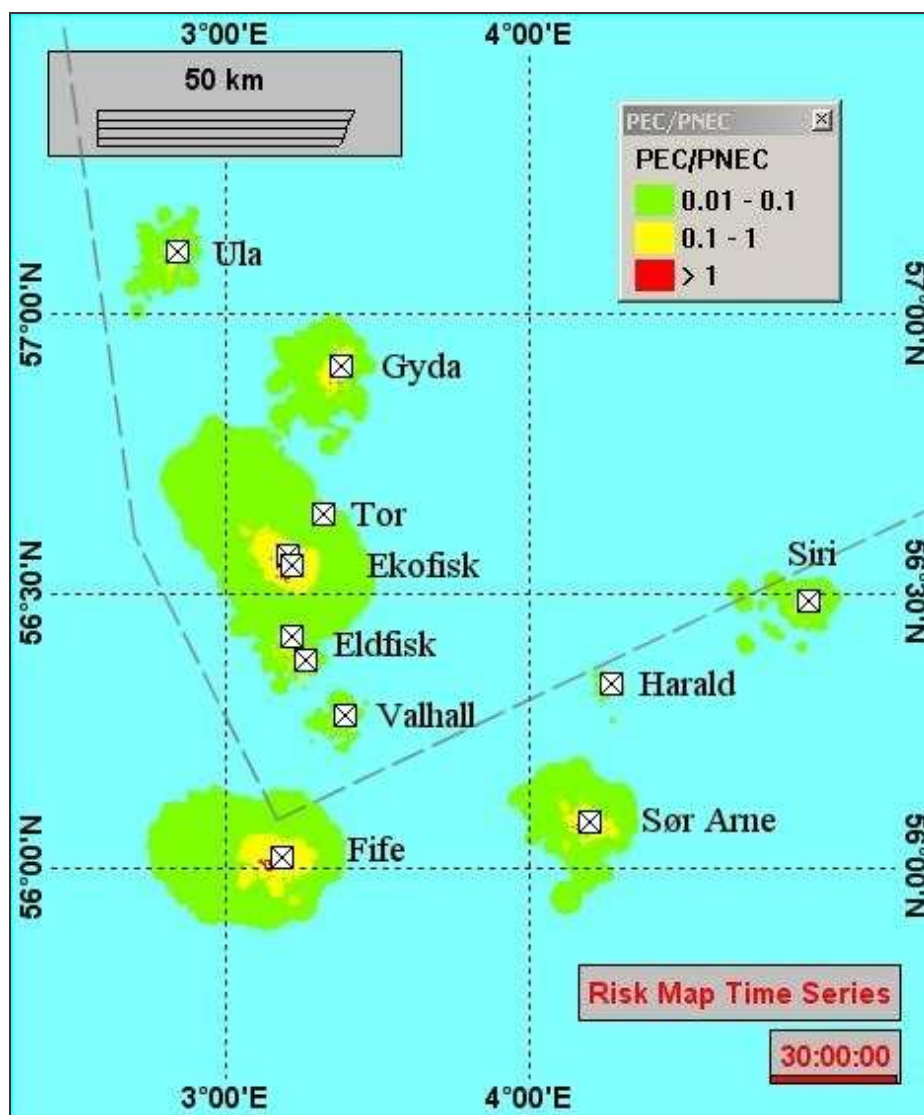
I Sleipner regionen (figur 9.14) er det svært lite utslipp av produsert vann på Norsk side. Statoil rapporterer at deres utslipp fra Sleipner A og T er ubetydelige i EIF sammenheng og fra Varg slippes det ut beskjedne mengder produsert vann i regional sammenheng. Dette gjør at den regionale EIF fra Sleipner regionen er lik 0. Men simuleringer som inkluderer Miller og Tiffany i Engelsk sektor gir en EIF på 81. Heller ikke i dette området vil risikobidraget være på Norsk side, men en del av utslippet fra Miller vil kunne følge strømmen over til Norsk side. Inkludering av utslipp i utenlandsk sektor viser at en ikke kan påvise at miljørisiko uttrykt som EIF øker i regionen.



Figur 9.14. Kart over Sleipner regionen inklusive installasjoner med produsert vann utslipp i UK sektor innenfor 15 km fra delelinjen. Risikobidrag (EIF verdi) er vist med rød farge. Delelinjen er ikke koordinatfestet og følgelig kun indikativ. Datagrunnlaget er utslippstall fra 2005 uten produksjonskjemikalier.

9.5.5 Ekofisk regionen

Den regionale EIF verdien uten utenlandske utslipp er 184 på Ekofisk. Inkludering av de utenlandske installasjonene viser at en ikke kan påvise at miljørisiko uttrykt som EIF øker. EIF verdien for det totale området det er kjørt EIF simulering på (Ekofisk regionen pluss UK og Dansk sektor innenfor 15 km delelinje, ref. fig 9.15) viser forøvrig at EIF verdi inkl. de utenlandske utslipp øker til 347.



Figur 9.15. Kart over Ekofisk regionen inklusive installasjoner med produsert vann utslipp i UK og dansk sektor innenfor 15 km fra delelinjen. Risikobidrag (EIF verdi) er vist med rød farge. Delelinjen er ikke koordinatfestet og følgelig kun indikativ. Datagrunnlaget er utslippstall fra 2005 uten produksjonskjemikalier.

9.5.6 Oppsummering av miljørisikobidrag fra utenlandsk sektor til norsk sektor

For å vurdere et eventuelt bidrag til miljørisiko fra utenlandsk sektor er det utført regionvise simuleringer av utslippene i norsk sektor (uten produksjonskjemikalier) samt de samme installasjonene inkludert utslipp på britisk og dansk side. Ved å se på de regionvise risikokartene er det vurdert hvorvidt utslipp på britisk og dansk side medfører risiko uttrykt som EIF i norsk sektor. Videre er det utført en kvalitativ vurdering om utslippene fra britisk og dansk sektor medfører en økt bakgrunnskonsentrasjon i norsk sektor.

Det er viktig å presisere at dette ikke kan erstatte en risikovurdering av hvorvidt utslipp av produsert vann i britisk og dansk sektor har miljøeffekter i norske sektor. Men simuleringene gir et bilde av i hvilken grad utslippene bør tas med i regionale EIF beregninger i fremtiden.

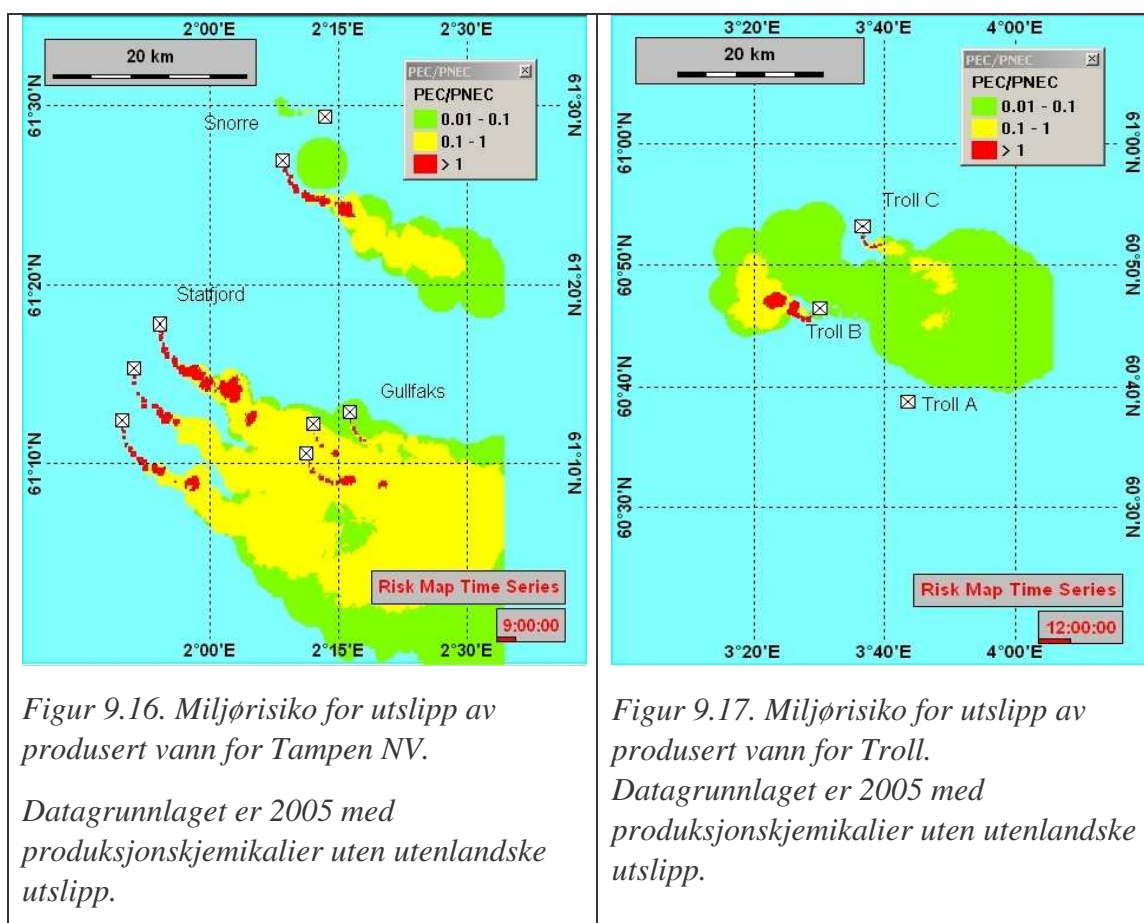
Simuleringene viser at med unntak av Murchinson vest for Tampen området så er det ikke påvist at utenlandske utslipp i seg selv medfører en miljørisiko uttrykt som EIF (rød farge) i norsk sektor. Men det er vist at det i alle regionene, med unntak av Troll regionen, er spredning av produsert vann over til norsk sektor i større eller mindre grad. Dette er på miljørisikokartene uttrykt ved gul og grønn farge. Dette er ikke et risikobidrag i seg selv, men det indikerer at vi ikke kan utelukke at utslipp av produsert vann fra utenlandske installasjoner øker bakgrunnskonsentrasjonen i Norsk sektor og det særskilt i Tampen området.

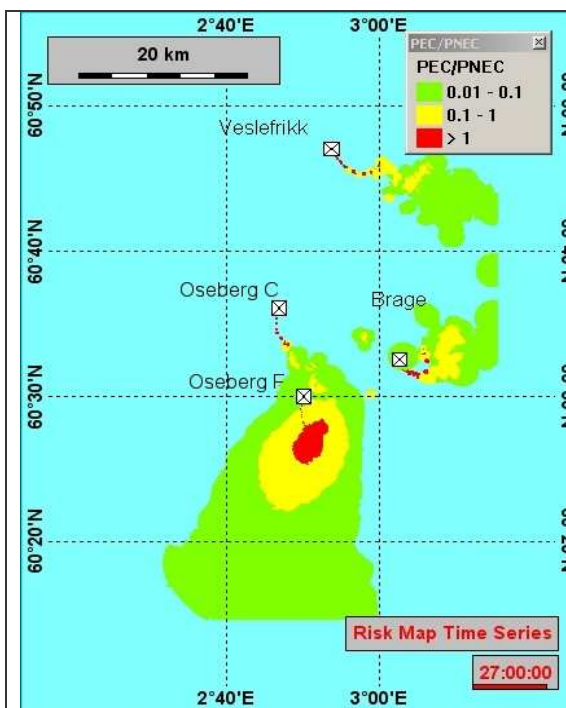
9.6 Miljørisikovurdering

Regionale risikovurderinger basert på EIF alene er ikke tilrådelig, men det gir et inntrykk av miljørisikobildet og i hvilke områder det er mest sannsynlig at utslipp kan ha konsekvenser. For en vurdering av konsekvenser av enkeltkomponenter i regulære utslipp viser vi til vurderingene gjort i kapittel 6, 7 og 8.

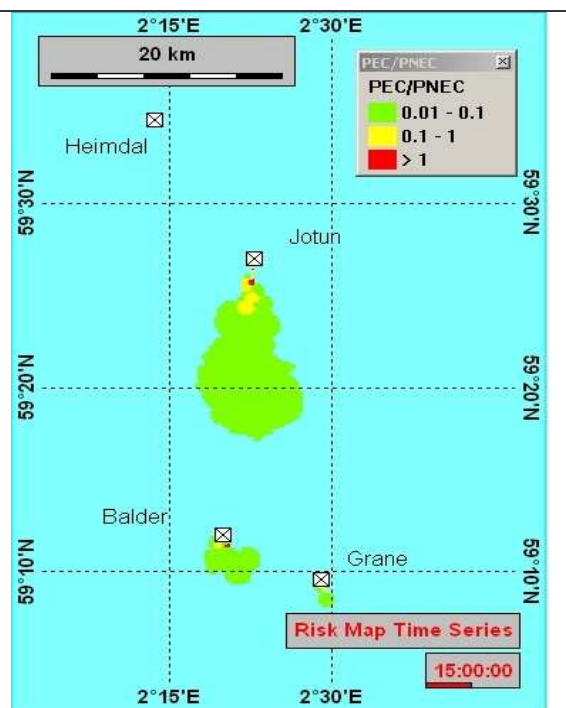
EIF verdien gir et bilde av den økologiske risikoen for et samlet utslipp, uten at det kan si noe om omfanget eller alvorligheten av en effekt. EIF er i utgangspunktet konservativt og bør derfor brukes med skjønn. Figurene 9.16 – 9.22 viser resultatet fra simuleringene av de ulike del områdene. Disse risikokartene er basert på simuleringer med 2005 data inkludert produksjonskjemikalier. Det er ikke inkludert utslipp fra utenlandsk sektor i disse vurderingene. Følgelig kan simuleringene sammenliknes med de ordinære EIF vurderingene som gjennomføres for de enkelte felt. Simuleringene blir kjørt i 30 dager og det tidspunktet som gir største risiko er illustrert.

Områder som bidrar med risiko er merket med rødt. Områder merket med gult og grønt er tatt med for å belyse spredningsretning selv om dette ikke er områder med risikobidrag.

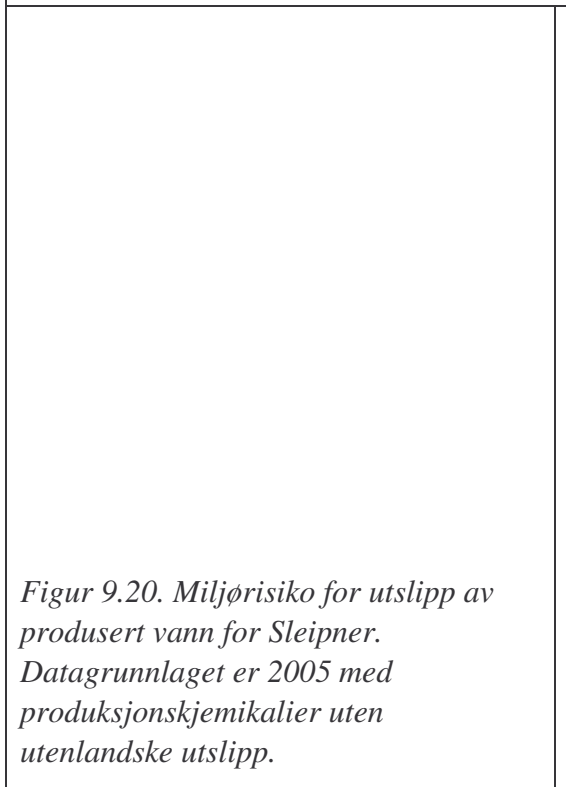




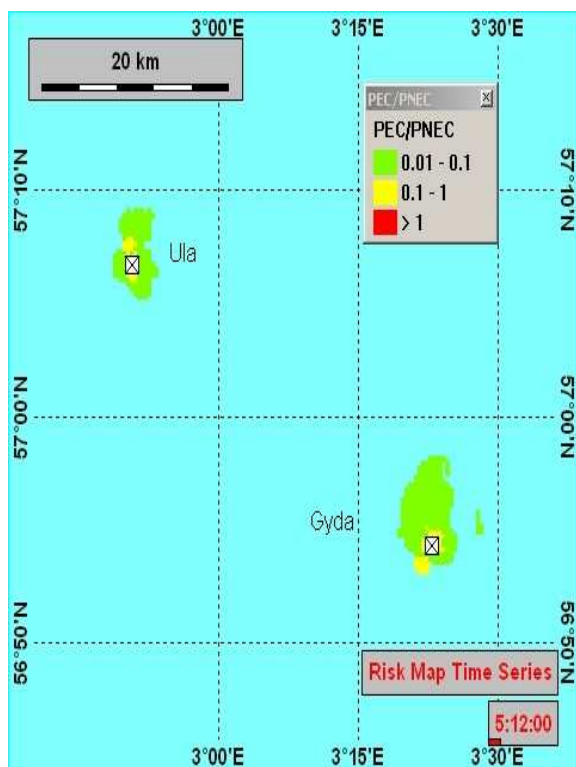
Figur 9.18. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for Oseberg. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp.



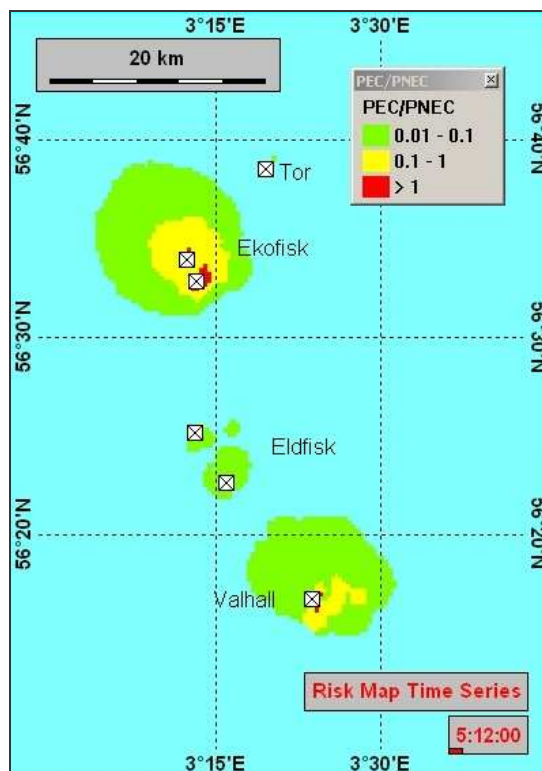
Figur 9.19. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for Frigg/Heimdal. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp.



Figur 9.20. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for Sleipner. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp.



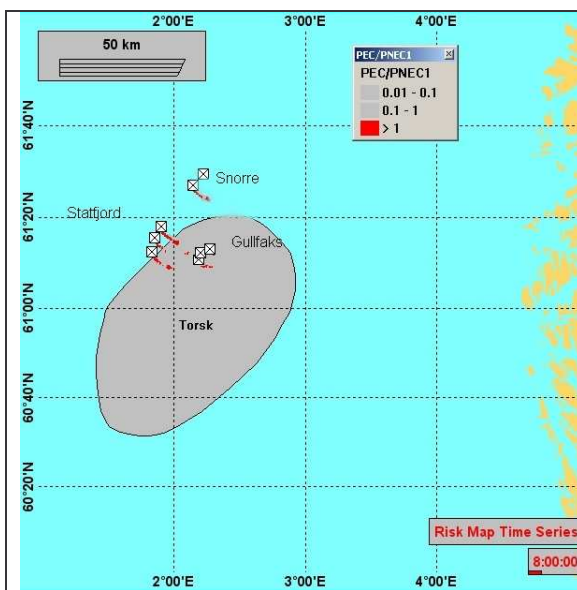
Figur 9.21. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for Ekofisk, nordlig del. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp.



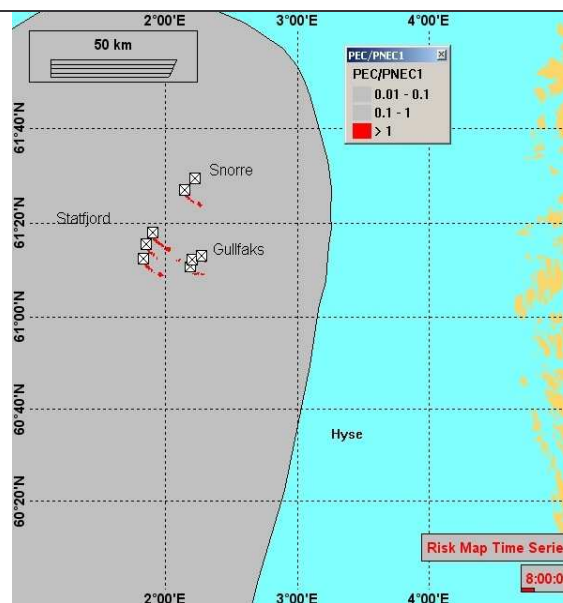
Figur 9.22. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for Ekofisk, sørlig del. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp.

Modellresultatene (miljørisikokartene) gjenspeiler de regionale EIF verdiene som er presentert i kapittel 9.2. Modellresultatene viste at vannvolumet hvor en ikke kan utelukke skadelige effekter på marine organismer er begrenset til nærområdet til utslippspunktene, med unntak av Tampen NV hvor området strekke seg opptil 15 km nedstrøms utslippspunktene samt Troll B og Oseberg F som har et risikoområde som strekker seg rundt 10 km fra utslippet.

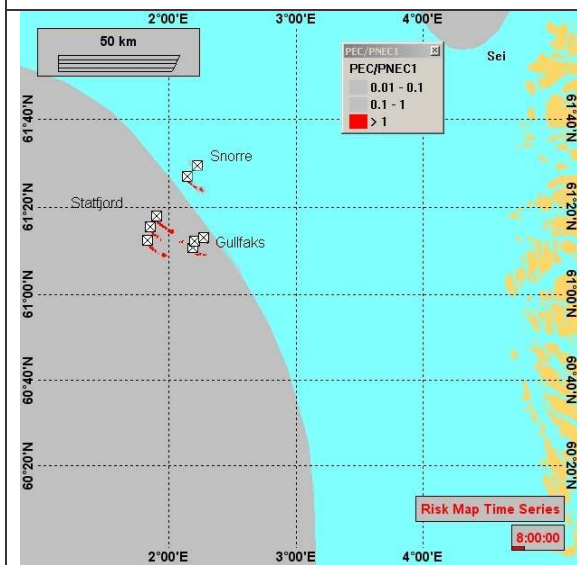
Vurdering av hvor alvorlig dette vil være kan gjøres i sammenheng med tilstedeværelsen av de mest aktuelle organismene. I figurene under (9.23 til 9.26) vises gyteområdene i nordlige del av Nordsjøen for noen av våre kommersielt utnyttede fiskeslag (kilde MRDB) sammen med risiko uttrykt som EIF. Fokuset er på tampen NV område da installasjonene her har desidert størst utslipp samt at både torsk, hyse, sei og øyepål har gyteområder her.



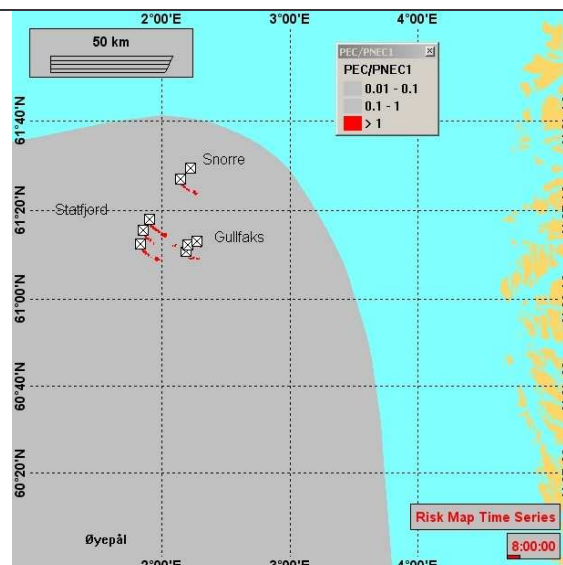
Figur 9.23. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for delområde Tampen NV med gyteområder for Torsk. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp. Gytedata fra MRDB



Figur 9.24. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for delområde Tampen NV med gyteområder for Hyse. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp. Gytedata fra MRDB



Figur 9.25. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for delområde Tampen NV med gyteområder for Sei. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp. Gytedata fra MRDB



Figur 9.26. Miljørisiko for utslipp av produsert vann for delområde Tampen NV med gyteområder for Øyepål. Datagrunnlaget er 2005 med produksjonskjemikalier uten utenlandske utslipp. Gytedata fra MRDB

I Tampen NV området vil gyteproduktene (egg og larver) følge delvis passivt havstrømmene og således kunne bli eksponert for produsert vann i en lengre tidsperiode. Med hensyn til konsekvensutredningen så er det viktig å poengtere at det ikke er påvist effekter i felt av produsert vann på egg eller larver. Men overlapp av risikoområde og gytefelt tilsier at mulige effekter ikke kan utelukkes for deler av gyteproduktene.

Gyteområdene er veldig grove og angir kun at de ulike fiskeartene gyter innenfor disse områdene, men ikke nøyaktig hvor fisken gyter. Det er årsvariasjoner mht hvor i disse områdene fisken gyter slik at det er vanskelig å kvantifisere en risiko som følge av sammenlikning med overlapp av EIF områder og gytefeltene.

At EIF er større enn 1 sier ikke nødvendigvis at det er en effekt og likeledes kan man ikke fullstendig utelukke at det kan være effekter i områder hvor EIF er mindre enn 1. Men en sammenlikning gir et inntrykk av størrelsen på gyteområdene i forhold til områder hvor det er risiko uttrykt som EIF.

Med bakgrunn i beregninger av risiko uttrykt som EIF er det vurdert hvorvidt konsekvensene av utslipp til sjø har økt siden forrige konsekvensutredning som baserte seg på utslippstall fra 1996. I RKU Nordsjøen 1999 viste simuleringene ingen risiko uttrykt som EIF.

Det er flere årsaker til at simuleringer med dagens simuleringsverktøy resulterer i større områder med risiko uttrykt som EIF. Noe kan tilskrive utviklingen av verktøyet samt økt mengde produsert vann utslipp (80 mill i -96 mot 147 mill m³/år i -05). I beregningene for 1996 ble det kun simulert for 7 kjemikaliegrupper som representerte de naturlige komponentene mot 14 grupper i dagens verktøy. Simuleringene som ligger til grunn for risikokartene i denne utredningen inkluderer produksjonskjemikalier. I vurderingen for 1996 ble produksjonskjemikalier simulert og diskutert separat. Grenseverdiene for enkelt komponentene i simuleringene (PNEC) kan ikke direkte sammenliknes med simuleringene for 1996 da inndelingen er ulik, men PNEC verdiene som brukes i dag er gjennomgående mer konservative enn de som lå til grunn for beregningene i forrige RKU.

Konklusjonen er at vi vanskelig kan sammenlikne EIF beregningene utført i 1996 med 2005 da forutsetningene for beregningene er så vidt forskjellige. En vurdering av økning i risikopotensialet må derfor gjøres med hensyn på endring av utslippsmengde og konsentrasjon av de enkelte komponentene. Men en del konklusjoner er de samme. Det er Nordsjøen nord (Tampen/Troll/Oseberg) som står for de største utslippene av produsert vann og følgelig har dette område størst risiko uttrykt som EIF (93 % av den totale risiko uttrykt som EIF). Dette er også et område hvor flere fiskeslag har gyteområder, slik at gyteprodukter kan bli eksponert for produsert vann.

I laboratorieforsøk ved Havforskningsinstituttet (in prep) er det påvist effekter på larver og egg fra produsert vann som tilsier at mulige konsekvenser ikke kan utelukkes. Disse effektene er vist ved eksponering til produsert vann som representerer nærsone til utslippene (ref HI presentasjon ved Offshore miljøforum 2006). I den sammenheng er det viktig å påpeke at dette ikke er data fra reelle undersøkelser i Nordsjøen, men kun laboratorieforsøk.

10 Referanser

- Anonym. 2003. European Chemical Bureau. Environmental Risk Assessment. European Commission-Joint Research Centre, EUR 20418 EN/2-TGD. Part II, Chapter 3. 337 s
- Ariese, F., Beyer, J., Jonsson, G., Porte Visa, C., Krahn, M.M. 2005. 2005. Review of analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic compounds (PACs) in fish bile. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences. No. 39. 41 s.
- Armsworthy, S. L., Cranford, P. J., Lee, K. & King, T. 2005. Chronic effects of synthetic drilling mud on sea scallops (*Placopecten magellanicus*). In Armsworthy, S. L., Cranford, P. J. & Lee, K. 2005 (edit.). Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies. Battelle Press.
- Axiac, V., George J.J., Moore, M.N. 1988 Petroleum Hydrocarbons in the Marine Bivalve *Venus verrucosa*: Accumulation and Cellular Responses. Marine Biology 97, 225-230.
- Barlow, M. J., Kingston, P. F. 2001. Observations on the effects of barite on the gill tissues of the suspension feeder *Cerastoderma edule* (Linne) and the deposit feeder *Macoma balthica* (Linne). Marine Pollution Bulletin 42(1): 71-76
- Ballschmiter, K., Hackenberg, R., Jarman, W. M. & R. Looser. 2002. Man-made chemicals found in remote areas of the world: The experimental definition for POPS. Environmental Science and Pollution Research. 9: 274-288.
- Berry J.A & P.G. Wells. 2004. Integrated fate modeling for exposure assessment of produced water on the Sable Island Bank. Env. Tox. Chem. 23: 2483-2493.
- Botnen, H., Heggøy, E. Johannessen, P., Johansen, P.-O. & Vassenden G. 2004. Environmental monitoring survey of foil and gas fields in Region II, 2003. Rapport. UNIFOB, Seksjon for anvendt miljøforskning (SAM). Bergen, mars 2004.
- R. K. Bechmann, S. Westerlund, R. C. Sundt, T. Baussant, L. P. Myhre, A. H. Tandberg, S. Torgrimsen, K. B. Øysæd, E. Lyng, I. C. Taban, D. M. Pampanin, A. Bjørnstad, J. F. Børseth, H. Knudsen, G. K. Eilertsen, M. Smit, E. Otterlei, S. Handeland, K. Alfsnes, M. Sanni & D. Lowe 2005. Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves. IRIS-Akvamiljø report 2006/038. NFR-PROOF 159183/S40.
- Berland, H. Rye, H. & Sanni S., 2006. Experimental validation of drilling effects in the field, ERMS-PROOF program, Report AM-2006/04.
- Børseth, J.F., Skadsheim, A. & L.P. Myhre. 2004. Statfjord late life – environmental assessment of produced water. RF-2004/173. 38 s.

- Calabrese, E.J. 2004. Hormesis – basic, generalizable, central to toxicology and a method to improve the risk-assessment process. *Int. J. Occup. Environ. Health* 10: 466-467.
- Calabrese, E.J. 2005. Paradigm lost, paradigm found: the re-emergence of hormesis as a fundamental dose response model in toxicological sciences. *Environmental Pollution* 138: 378-411.
- Calabrese, E.J. & L.A. Baldwin. 2003. Hormesis: the dose-response revolution. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.* 43: 175-197.
- Caldwell, R.S., E.M. Calderone & M.H. Mallon (1977). Effects of seawater-soluble fraction of cook inlet crude oil and its major aromatic components on larval stages of dungness crab (*Cancer magister*) Dana. *Proc. Symp. Fate Eff. Pet. Hydrocarbons Mar. Ecosy. Org.*, Chapter 22, 210.
- Coen De, W.M. & C.R. Janssen. 2003. The missing biomarker link: Relationships between effects on the cellular energy allocation biomarker of toxicant-stressed *Daphnia magna* and corresponding population characteristics. *Env. Tox. Chem.* 22 : 1632-1641
- Cranford, P. J., D. C. Gordon, et al. 1999. Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*). *Marine Environmental Research* 48: 225-256.
- Cranford, P. J., Armsworthy, S. L., McGee, S., King, T. & Lee, K. 2005. Scallops as sentinel organisms for off-shore environmental effects monitoring. In Armsworthy, S. L, Cranford, P. J. & Lee, K. 2005 (edit.). *Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies.* Battelle Press.
- Curran, K.J., Wells, P.G. & A.J. Potter. 2006. Proposing a coordinated environmental effects monitoring (EEM) program structure for the offshore petroleum industry, Nova Scotia, Canada. *Marine Policy*: in press.
- Depledge, M.H. & Galloway T.S. 2005. Healthy animals, healthy ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 3: 251-258.
- DNV, 2001: Miljøundersøkelse 2000. Haltenbanken Region VI. Hovedrapport. DNV Rapport Nr. 2001-0376 datert 20. mars 2001.
- Forbes, V., Palmqvist, A. & L. Bach. 2006. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. *Env. Tox. Chem.* 25: 272-280.
- Frost T.K., Olsen, A.J., Nordtug, T., Røe, T.I., Johnsen, S. 1998. Uptake and depuration of naphthalene, phenanthrene and p-cresol in the marine copepod *Calanus finmarchicus*. In: Røe, T.I. 1998: *Produced Water Discharges to the North Sea - A study of bioavailability of organicproduced water compounds to marine organisms* (Dr. scient thesis, Univ. of Trondheim).
- Frost, T.K. (2002). Calculation of PNEC values applied in environmental risk management of produced water discharges. Statoil report No. 200212100003.

- Frost, T.K. 2002. Environmental risk assessment, technical Guidance Document (TGD), Predicted No Effect Concentration (PNEC), Acute and chronic toxicity, Produced water components, Validation criteria. Statoil TEK FandT MST, C.TEK.FO.GB41.
- Frost, T., H. Rye 2002. Regional Konsekvensutredning, Norskehavet. Underlagsrapport: Regulære utslipp til sjø – sprednings- og risikoberegninger Statoil-rapport.
- Galloway TS, Brown RJ, Browne MA, Dissanayake A, Lowe D, Jones MB, Depledge MH. 2004. Ecosystem management bioindicators: the ECOMAN project - a multi-biomarker approach to ecosystem management. Environmental Science & Technology 38 : 1723-1731
- Gray, J. S. 1999. Using science for better protection of the marine environment. Mar. Poll. Bull. 39: 3-10
- Gray, J.S. 2006. Bioavailability to marine organisms of Lead from Barite. Gray Consulting 2006.
- Gåfvert, Færevik. 2004. Natural radioactivity in produced water from the Norwegian oil and gas industry in 2003. Statens strålevern, Strålevern Rapport 2005:2. 51 s.
- Hargrave, B. T., D.C.G. Muir & T.F. Bidleman. 1993. Toxaphene in amphipods and zooplankton from the Arctic ocean. Chemosphere 10: 1949-1963.
- Haver, K., Nicolaysen, P., Nesse, S., Dragsund, E. & L.A. Andersen. 2005. Miljøkvalitet I vannsøylen – status: Rapport til Samarbeidsgruppe Fiskerinæring og Oljeindustri. DNV. Rapport nr.: 2005-4039. Rev 1. 20. oktober 2005.
- Henriksen, G. 2006. RKU-Nordsjøen. Status for havert, *Halichoerus grypus*. Rapport IRIS – 2006/014, 28 s.
- Hemond , H.F., Fechner, E.J. 1994 Chemical Fate and Transport in the Environment, Academic Press, San Diego, USA.
- Hovland, M., Thomsen, E. 1997. Cold-water corals - Are they hydrocarbon seep related? Marine Geology 137: 159-164.
- Hovland, M., Mortensen, P.B., Brattegard, T., Strass, P., Rokoengen, K. 1998. Ahermatypic coral banks off Mid-Norway: Evidence for a link with seepage of light hydrocarbons. Palaios 13: 189-200.
- Huse, G., Svendsen, E., Klungsøyr, J., Alvsvåg, J. & Toresen, R. 2006. Delutredning miljø og naturbeskrivelse av Nordsjøen. Rapport, Havforskningsinstituttet, 37 s.
- Hylland, K., Ruus, A., Sundt, R. & Feist, S. 2005. Water Column Monitoring 2004 - Summary Report. NIVA report no 4993-2005. 50 s.
- Hylland, K., Grung, M., Ruus, A., Tollefsen, K.-E., Børseth, J.F., Myhre, L.-P., Bechmann, R., & G. Jonsson. 2006. Biomarkers in monitoring – a review. NIVA Report draft.

- Isono, R. S., J. Kita, et al. (1998). Acute effects of kaolinite suspension on eggs and larvae of some marine teleosts. *Comp. Biochem. Physiol. C* 120: 449-455.
- Johnsen, S., Frost, T.K. Hjelsvold, M. og Røe Utvik, T.I. 2000. The environmental Impact Factor- a proposed toll for produced water impact reduction, management and regulation. SPE paper 61178, presented at the SPE Conference in Stavanger 26 – 28nd Juni 2000.
- Jovanovich, M.C., Marion, K.R. 1987. Seasonal Variation in Uptake and Depuration of Anthracene by the Brackish Water Clam *Rangina cuneata*, *Marine Biology* 95, 395-403.
- Jørgensen, S.E (ed.) 1990 *Modelling in Ecotoxicology*, Elsevier, Amsterdam, the Netherlands, 353 p
- Kjeilen, G, Cripps, S.J. and Jacobsen, T.G. 2001. Survey of information on cuttings piles in the Norwegian sector. Report RF-2001/151.
- Kjeilen, G., Cripps, S.J., Woodham, A., Runciman, D. & Olsen, S.D. 1999. UKOOA Drill Cuttings Initiative Research and Development Programme: Project 2.3: Natural degradation and estimated recovery time-scales. Joint report RF/ERT. RF-Report 1999/310. pp 130.
- Kjeilen, G., J.P. Aabel og S.J. Cripps. 1996. Disposal of oil-based drilling muds and cuttings: a pre-study. RF – 96/022. Confidential.
- Lam, P.K.S. & Gray, J.S. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Mar. Poll. Bull.* 46: 182-186.
- Larsen, B.K., M. Buffagni, U.E. Moltue, T. Baussant, A. Skadsheim, R.K. Bechmann, R. Sundt, J. Beyer, J.F. Børseth, E. Aas, E. Björnbom, L. Bracco, L. Pintuer, S. Sanni. 2005. Biosea joint industry project. Development of a global biomonitoring tool for the petroleum industry offshore. 13th International Symposium on Pollutant Responses in Marine Organisms (PRIMO). Alessandria, Italy. 19th-22th June 2005. Poster.
- Leung, K.M.Y., Morritt, D., Wheeler, Jr., Whitehouse, P., Sorokin, N., Toy, R., Holt, M., Crane, M. 2001. Can saltwater toxicity be predicted from freshwater data? *Mar. Poll. Bull.* 42: 1007-1113
- Mannvik, H.-P., Pettersen, A. & Oug, E. 2005. Miljøundersøkelse i Region III, 2004. Sammendragsrapport. Akvaplan-niva rapport nr APN-411.3095-2. 84 s.
- Mannvik, H.-P., Wasbotten, I. H., Foshaug, H. & Oug, E. 2006. Miljøundersøkelse i Region IV, 2005. Sammendragsrapport. Akvaplan-niva rapport nr APN-411.3353-2. 145 s.
- Mathieu, A. Melvin, W., French, B. Dawe, M., DeBlois, E. M., Power, F. & Williams, U. 2005. Health effect indicators in American Plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the Terra Nova Development site, Grand Banks, NL, Canada. In Armsworthy, S. L, Cranford, P. J. & Lee, K. 2005 (edit.). *Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies*. Battelle Press.

- McFarlane, J. 2005. Application of chemometrics to model produced water contamination. *Separation Science and Technology* 40: 593-609
- Meador, J. P., Stein, J. E., Reichert, W. L., Varanasi, U. (Eds.). 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 143: 79-166.
- Moe, K.A., G.M. Skeie, J.P. Aabel, G. Futsaeter, L.O. Reiersen and K. Tjessem, 1994 Accumulation of Hydrocarbons (Base oil, Crude oil, and Fuel oil) in Fish from the North Sea (Statfjord and Oseberg Oil Field Centre, Bank of Egersund), Bank of Halten, and Northwest of the Faroe Islands, SPE 27165.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Fosså, J.H., Furevik, D.M. 2001. Distribution, abundance and size of *Lophelia pertusa* coral reefs in mid-Norway in relation to seabed characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 581-597.
- Mortensen, P.B., Hovland, M., Brattegar, T., Farestveit, R. 1995. Deep-water bioherms of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* (L) at 64-degrees-n on the norwegian shelf - structure and associated megafauna. *Sarsia* 80: 145-158.
- Milligan, T. G., Tedford, T., Muschenheim, D. K. & Hannah, C. G. 2005. Quantifying fine-grained drill waste in Scotian shelf suspended sediments. In Armsworthy, S. L, Cranford, P. J. & Lee, K. 2005 (edit.). *Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies*. Battelle Press.
- Narbonne, J.F., D. Ribera, P. Garrigues, M. Lafaurie, and A. Romana, 1992 “Different Pathways for the Uptake of Benzo(a)pyrene Adsorbed to Sediment by the Mussel *Mytilus galloprovincialis*”, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 49, 150-156.
- Neff, J. 2002. Bioaccumulation in marine organisms. Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier. 452 s.
- Neff, J. M. 1987. *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment, Sources, Fates and Biological Effects*” Applied Science Publ., Barking , Essex, England, 262 pp.
- Niu, H., Husain, T., Vetch, B., Bose, N & Hawboldt, K. 2005. Transport properties of discharged synthetic-based drilling cuttings. In Armsworthy, S. L, Cranford, P. J. & Lee, K. 2005 (edit.). *Offshore oil and gas environmental effects monitoring. Approaches and technologies*. Battelle Press.
- Nøland, S-A., Bakke, S. M., Rustad, I. & Brinchmann, K. M, 2006: Overvåking Region I – Ekofisk 2005. Sammendragsrapport. Det Norske Veritas. Rapport nr 2006-0354.
- OED, Fakta 2004 Norsk Petroleumsvirksomhet.
- OGP, 2005. Fate and effects of naturally occurring substances in produced water on the marine environment. Report No. 364. 36 s.

- OLF, 1996: Miljøeffekter av bore- og brønnekjemikalier. OLF rapport utarbeidet av SINTEF, Allforsk, NIVA og Novatech datert 27. desember 1996.
- Olsgard, F & Gray, K. H. 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*. 122: 277-306
- Orstein, U., Toril Røe Utvik, T.I., Tangvald, M.B., Johnsen, S. 2005. Gjennomføring av ”nullutslipp” arbeidet på norsk sokkel - resultat per 2004 og veien videre. Oljeindustriens Landsforening (OLF). Rapport. 22.09.2005. 12 s.
- Oost Van der, R., Beyer, J., Vermeulen, N. P. E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 13: 57-149.
- Renner, R. 2004. Redrawing the dose-response curve. *Environmental Science and Technology* 38A: 90-95.
- Reed, Mark, Henrik Rye, Øistein Johansen, Ben Hetland, Narve Ekrol, Ismail Durgut, Boye Høverstad, Marinela Gereia, Kjell Skognes, May Kristin Ditlevsen Sintef, 2004 publikasjon. Technical Description of Physical-Chemical Fates Components of DREAM: a Dose-Related Exposure Assessment Model And OSCAR: an Oil Spill Contingency And Response Model SINTEF Applied Chemistry Trondheim, Norway
- Roex, E. W. M.; Van Gestel, C. A. M., Van Wezel, A. P., Van Straalen, N. M. 2000. Ratios between acute aquatic toxicity and effects on population growth rates in relation to toxicant mode of action. *Env. Tox. Chem.* 19: 685-693.
- Roberts, J.M., Long, D., Wilson, J.B., Mortensen, P.B. & Gage, J.D., 2003. The cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) and enigmatic seabed mounds along the north-east Atlantic margin: are they related? *Marine Pollution Bulletin*, **46**, 7-20.
- Rogers, A. D. (1999). The biology of *Lophelia pertusa* (Linnaeus 1758) and other deep-water reef-forming corals and impacts from human activities. *International Review of Hydrobiology* 84: 315-406.
- Rymell, M., Z. Sabeur & P. Batt, 2006: Risk Based Tools for Offshore Discharges – in: NEL Produced Water Workshop 24th & 25th of May 2006, Aberdeen, UK: 6 pp.
- Sanni, S. 2005. Validering av metoder og data for miljørisikoanalyse off-shore. Kort populærvitenskapelig rsumé. NFR Proof. Prosj. 153882/S40. 3s.
- Sanni, S., M.Buffagni, U.E.Moltu, A.Kelley, L.Bracco, L.Pinturier, T.Baussant, B.K.Larsen, R.K.Bechmann, A.Skadsheim, R.Sundt, E.Aas, J.Beyer, J.F.Børseth, 2005. BioSea JIP – Development of a global biomonitoring tool for the petroleum industry offshore. Proceedings 7th Offshore Mediterranean Conference and Exhibition; OMC 2005, Ravenna, March 16-18th.
- Scheringer, M., Stroebe, M., Wania, F., Wegmann, F. and K. Hungerbuhler. 2004a. The effect of export to the deep sea on the long-range transport potential

of persistent organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*. 11: 41-48.

- Serigstad, B., 1994: Effekter av boreaktivitet på opptak av metaller i torsk (*Gadus morhua* L). Ocean Climate A/S, 52 pp.
- SFT TA-1996/2003. Operatørens arbeid for å nå målet om nullutslipp til sjø.
- Sidhu, R., Eriksen, D., Strålberg, E., Iden, K. I., Rye, H., Hylland, K., Ruus A & Berntssen, M. 2005. Radioaktivitet i produsert vann fra norske olje- og gass installasjoner – konsentrasjoner, biotilgjengelighet og doser til mennesker og marin biota. Foredrag og abstract. NFR, Proof, årsmøte Solstrand, 2005.
- Sidhu, R., Eriksen, D., Strålberg, E., Iden, K. I., Rye, H., Hylland, K., Ruus A & Berntssen, M. 2006. Radioactivity in produced water from Norwegian oil and gas installations - concentrations, bioavailability and doses to marine biota. Oil Field Chemistry Symposium, Geilo. 2006. Foredrag med abstract.
- Skadsheim, A., U.E.Moltu, L.Pinturier, M.Buffagni, L.Bracco, A.Kelley, L. Balk, J. Baršienė, S. Bamber, R.K. Bechmann, H. Berland, G. Jonsson, B.K. Larsen, L.P. Myhre, A. Nævdal, R. Sundt, I.C. Taban, A.H. Tandberg, S. Torgrimsen, K.B. Øysæd, S.Sanni. 2005. Biosea jip – developing a biomonitoring tool for the offshore petroleum industry: the transfer of North Sea knowledge to the Arctic Barents Sea. AMAP Symposium on oil and gas development in the Arctic. 13.-15. sept. 2005. St. Petersburg, Russia. RAO/CIS Offshore 2005 Proceedings. 612-617.
- Skadsheim, A., Kjeilen, G., Melbye, A., Rye, H. & Aas, E. 2002. Konsekvenser av regulære utslipp p til sjø - RKU Norskehavet. RF-2002/081. 71 s.
- Smith, M.G.D., K.I.E. Holthaus, J.E. Thamis & C.C. Karman. 2005. From PEC_PNEC ratio to quantitative risk level using Species Sensitivity Distribution. TNO. ERMS report no. 10. B&O-DH-R2005/181. 72 sider.
- Sundt, R. 2004. “Comparative cod exposure 2004 experiment report” RF-Akvamiljø, AM-2004/032, pp41.
- TNO, 2006. Prediction of metal bioaccumulation in organisms exposed to drilling muds. Input to the NFR project “Impacts of drilling mud discharges on water column organisms and filter feeding bivalves” by Bechmann et al. TNO Draft report.
- Utvik, T. I. R. 1999. Chemical characterisation of produced water from four offshore oil production platforms in the North Sea. . *Chemosphere* 39: 2593-2606
- Varskog, A. Th. S. (1999). Representative biodegradation data for a selection of produced water components. Prepared for Statoil Research Center
- Westerlund, S. Beyer, J., Eriksen, V. & Kjeilen, G. 2001. Characterisation of the cuttings piles at the Beryl A and Ekofisk 2/4 A platforms – UKOOA phase II, task 1. RF report 2001/092, Final version October 2001. ISBN: 82-490-0152-4.

- Weyers, A., Sokull-Klüttgen, B., Baraibar-Fentanes, J., Vollmer, G. 2000. Acute toxicity data: a comprehensive comparison of results of fish, *Daphnia*, and algae tests with new substances notified in the European Union. *Env. Tox. Chem.* 19: 1931-1933.
- Wheeler, J., Sorokin, N., Leung, K., Morrit, D., Crane, M., Whitehouse, P., Cole, S., Mitchell, R., Holmes, D., Rogers, H.R., Karman, C. 2001. Marine risk assessment and ecosystem dynamics: comparison of marine and freshwater data and test methods. WRC-NSF Ltd. LRI Eco1b. 176 p.
- Wu, R.S.S., Siu, W.H.L., Paul K.S. Shin Induction, adaptation and recovery of biological responses: Implications for environmental monitoring. *Mar. Poll. Bull.* 51: 623-634
- www.miljostatus.no
- www.npd.no
- www.olf.no
- www.sft.no
- http://www.marlin.ac.uk/Bio_pages/Bio_Dist_COR.Lop.htm)

Appendix I s 1 Oversikt over utslippsdata
Tampen NV

	SFA	SFB	SFC Sj retur SFC Dir utslipp		Snorra A	Snorre B	GFA	
PW t/d	34072	81579	83172	38216	14944	798	159693	
BTEX	16.3000	5.3000	3.2045	7.7267	11.9100	12.9000	1.6366	
Naphthalenes	1.1500	0.8223	0.2652	1.0701	1.2856	0.8400	0.1589	
2-3 ring PAH	0.0700	0.1034	0.0223	0.1492	0.1542	0.0600	0.0169	
4-ring+ PAH	0.0010	0.0015	0.0004	0.0023	0.0031	0.0007	0.0003	
Phenol C0-C3	2.8700	1.9176	1.1372	3.2407	2.4125	2.2800	0.5444	
Phenol C4-C5	0.1200	0.0612	0.0283	0.1139	0.0452	0.0500	0.0132	
Phenol C6-C9	0.0008	0.0014	0.0004	0.0024	0.0032	0.0014	0.0002	
Alifater	8.4	8.5	6.0	14.2	27.7	19.0	3.6	
Pb	0.0018	0.0014	0.0006	0.0016	0.0006	0.0011	0.0003	
Zn	0.0037	0.0011	0.0007	0.0020	0.0037	0.0110	0.0006	
Ni	0.0015	0.0008	0.0005	0.0019	0.0010	0.0023	0.0004	
Cd	0.0000	0.0000	0.0000	0.0001	0.0001	0.0002	0.0000	
Cu	0.0005	0.0003	0.0002	0.0005	0.0010	0.0029	0.0002	
Hg	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	
G tørk kjem	12.500	G tørk kjem 11.017	Hyd hem 17.399	52.964	G tørk kjem 38.405	G tørk kjem 62.547	Hyd hem 19.410	Hyd hem
H2S fjerner I	0.600	H2S fjerner 0.660	G tørk kjem 2.508	7.635	H2S-Scav 18.347	Biosid 0.000	G tørk kjem 6.929	G tørk kjem
Korr hem I kl	1.900	Korr hem I Kl 1.119	H2S-Fjerner 0.954	2.903	Korr hem 0.150	Biosid 0.000	H2S-Fjerner I 2.614	Avleir hem
Korr hem I kll	2.800	Korr hem I Kll 1.317	Korr hem 1.601	4.873	Avleir hem 1.642	Biosid 0.000	H2S-Fjern II kl 14.933	Flokkulant
Avleir hem	3.500	Avleir hem 2.270	Avleir hem 3.283	9.994	Skum demp kl 0.000	Avleir hem 0.087	H2S-Fjern II kll 7.467	Em bryt kl
H2S fjerner II	2.183	Flokkulant 0.159	Skum demp kl 0.001	0.002	Skum demp kll 0.001	Hyd hem 38.226	Avleir hem 1.311	Em bryt kll
H2S fjerner III	1.130	Korr hem II 0.058	Skum demp kll 0.000	0.000	Flokkulant 0.150	Em bryt 0.011		Em bryt klll
Biosid komp I	0.041	Korr hem II Kll 0.006	Flokkulant 0.161	0.489	Hyd hem 68.118	Em bryt 0.103		Em bryt kIv
Biosid komp II	0.031	Biosid kl 0.022	Em bryt kl 0.000	0.000	Em bryt kl 0.020			Em brytII kl
Biosid komp III	0.021	Biosid kll 0.013	Em bryt kll 0.041	0.125	Em bryt kll 0.189			Em brytII kll
Korr hem II	0.615	Biosid klll 0.010	Em bryt klll 0.008	0.024	Em bryt klll 0.028			Em brytII klll
		Voks hem kl 0.273			Em bryt kIv 0.205			
		Vokshem Kll 0.223						

	Thistle - Lur Magnus - BP		Brent Bravo Brent Charlie - SI Brent Delta - Dunlin A			
PW t/d	14703	17715	21580	33459	27374	17478
BTEX	14.5500	14.5000	31.0000	8.6500	7.8000	1.0900
Naphthalenes	0.4900	0.6875	0.2040	0.1820	0.0830	0.9941
2-3 ring PAH	0.0545	0.0970	0.0495	0.0530	0.0350	0.1145
4-ring+ PAH	0.0200	0.0200	0.0200	0.0200	0.0200	0.0203
Phenol C0-C3	5.0050	9.8905	8.8650	3.3175	2.4410	5.5009
Phenol C4-C5	0.4015	0.1755	0.3155	0.1275	0.1145	0.2357
Phenol C6-C9	0.0165	0.0040	0.0055	0.0040	0.0040	0.0483
Alifater	24.5	17.5	64.0	24.5	21.0	18.5
Pb	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000
Zn	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500
Ni	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000	0.1000
Cd	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500
Cu	0.0500	0.1450	0.0500	0.0500	0.0500	0.0500
Hg	0.0010	0.0010	0.0011	0.0010	0.0010	0.0010

Appendix I s 2 Oversikt over utslippsdata
Oseberg området

Oseberg området						Troll området					
	Veslefrikk	Brage		Oseberg C	Oseberg F	Alwyn N	Troll B		Troll C		
PW t/d	13429	13200.73		2855.4	5937.56	15435	PW t/d	29052	32126		
BTEX	13.3100	15.4132		13.3970	17.9100	23.7500	BTEX	6.3680	0.6170		
Naphthalenes	2.0000	1.5627		0.5600	1.1880	2.1325	Naphthalenes	0.6450	0.7280		
2-3 ring PAH	0.1750	0.2273		0.0639	0.1050	0.3540	2-3 ring PAH	0.1170	0.0714		
4-ring+ PAH	0.0046	0.0106		0.0024	0.0039	0.0220	4-ring+ PAH	0.0060	0.0033		
Phenol C0-C3	7.4600	2.6849		2.9580	5.9250	10.0135	Phenol C0-C3	0.1850	0.1240		
Phenol C4-C5	0.1050	0.1431		0.1060	0.1110	0.2500	Phenol C4-C5	0.0755	0.0448		
Phenol C6-C9	0.0034	0.0005		0.0003	0.0002	0.0465	Phenol C6-C9	0.0003	0.0002		
Alifater	29.0	29.8		16.5	33.8	60.5	Alifater	13.4	9.4		
Pb	0.0041	0.0032		0.0041	0.0016	0.1000	Pb	0.0016	0.0015		
Zn	0.0010	0.0041		0.0044	0.0196	0.1000	Zn	0.0186	0.0188		
Ni	0.0043	0.0229		0.0633	0.0399	0.0275	Ni	0.0378	0.0183		
Cd	0.0000	0.0001		0.0002	0.0001	0.0275	Cd	0.0001	0.0001		
Cu	0.0140	0.0001		0.0001	0.0001	0.0050	Cu	0.0001	0.0001		
Hg	0.0000	0.0001		0.0000	0.0000	0.0010	Hg	0.0000	0.0000		
Hyd hem	29.811	H2S fjerner	16.670	Biosid	5.204	H2S fjerner	0.271	Andre	0.002	Biosid	0.046
G tørk kjem	6.796	Biosid	0.652	Flokkulant	3.817	Korr hem I	1.223	Hyd hem	42.662	Hyd hem	51.504
Avleir hem	15.239	Andre	0.573			Korr hem II	171.695	Andre	0.361	Avleir hem	10.943
Korr hem I KI	0.178					Korr hem III	4.141	Andre	1.132		
Korr hem I KII	0.159					Korr hem IV	0.069				
Flokkulant	0.055					Biosid	7.478				
Em bryt KI	0.065					Avleir hem I	0.672				
Em bryt KII	0.016					Korr hem V	34.438				
Em bryt KIII	0.644					Avleir hem II	0.103				
Em bryt KIV	0.000					Avleir hem III	0.358				
Em bryt KV	0.004										
Andre KI	0.261										
Andre KII	0.000										
H2S-Fjerner U	27.274										
H2S-Fjerner reak	13.637										

Appendix I s 3

Oversikt over utslippsdata

Frigg/Heimdal området					Sleipner området						
	Jotun	Balder/Ringhorn	Grane	Harding	Gryphon A	Varg	Sleipner A	Sleipner FTP	Miller - BP Tiffany		
PW t/d	10130	1276	411	0	1602	PW t/d	1002	0	0	973	6517
BTEX	9.0233	4.5533	3.8630	0.5000	0.5000	BTEX	16.4150			2.6500	2.6500
Naphthalen	0.7727	1.3309	1.0890	0.5870	0.7895	Naphthalen	0.5625			1.0550	1.0550
2-3 ring PA	0.0867	0.2752	0.1750	0.2950	0.4030	2-3 ring PA	0.0460			0.5605	0.5605
4-ring+ PA	0.0020	0.0056	0.0083	0.0200	0.0215	4-ring+ PA	0.0010			0.0255	0.0255
Phenol C0-^l	2.4049	0.5516	0.4490	0.0530	0.4270	Phenol C0-^l	5.4780			3.3505	3.3505
Phenol C4-^l	0.0520	0.0346	0.0910	0.0675	0.4115	Phenol C4-^l	0.0034			0.0535	0.0535
Phenol C6-^l	0.0017	0.0029	0.0002	0.0085	0.1005	Phenol C6-^l	0.0002			0.0040	0.0040
Alifater	10.6	28.6	34.8	29.0	29.5	Alifater	8.4			20.0	20.0
Pb	0.0010	0.0003	0.0033	0.1000	0.1000	Pb	0.0086			0.1000	0.1000
Zn	0.0500	0.0085	0.0026	0.0500	0.1300	Zn	2.0500			0.0500	0.0500
Ni	0.0015	0.0034	0.0090	0.1000	0.1000	Ni	0.0094			0.1000	0.1000
Cd	0.0009	0.0006	0.0001	0.0500	0.0500	Cd	0.0006			0.0500	0.0500
Cu	0.0090	0.0042	0.0001	0.0440	0.1300	Cu	0.0052			0.0500	0.0500
Hg	0.0000	0.0000	0.0001	0.0010	0.0010	Hg	0.0000			0.0023	0.0023
Em bryt	0.0546	Flokkulant	8.8140	Andre	14.78123	Andre	0.82				
Korr hem I	2.2110	Em bryt	2.0160	Biosid	1.89599	Andre	5.87				
Korr hem I	10.9185	Korr hem I	3.8456			Flokkulant	0.02				
Hyd hem	3.63	Korr hem II	7.2339			Andre	1.07				
		Skum dem	0.0830			Korr hem	8.17				
		Hyd hem				Avleir herr	6.62				

Appendix I s 4 Oversikt over utslippsdata

Ekofisk området													
	Ekofisk J		Ekofisk K		Eldfisk B		Eldfisk FTP		Ula	Gyda	Valhall	Tor	
PW t/d	14686		5255		1442		1347		1040	3772	1115	101	
BTEX	17.2651		3.7600		13.1267		14.5567		21.7267	13.3000	11.4633	3.0600	
Naphthalen	1.4237		1.6167		1.0867		0.6833		3.0733	2.0233	0.6633	0.2170	
2-3 ring PA	0.2101		0.2501		0.1012		0.0763		0.3446	0.2417	0.0766	.032	
4-ring+ PA	0.0024		0.0040		0.0023		0.0013		0.0067	0.0057	0.0014	0.0011	
Phenol C0-	5.3633		6.9800		5.4567		4.5033		2.5640	3.8707	0.6313	2.7230	
Phenol C4-	0.1254		0.0793		0.0920		0.0873		0.0061	0.0068	0.0010	0.0143	
Phenol C6-	0.0016		0.0019		0.0019		0.0024		0.0005	0.0005	0.0000	0.0016	
Alifater	16.7		23.0		14.7		10.1		46.0	0.0	18.7	3.2	
Pb	0.0008		0.0022		0.0003		0.0003		0.0253	0.0297	0.0030	0.0089	
Zn	0.0287		0.0050		0.0337		0.1100		0.2933	0.5780	0.5500	0.1500	
Ni	0.0030		0.0183		0.0032		0.0013		0.0030	0.0015	0.0050	0.0084	
Cd	0.0001		0.0002		0.0002		0.0001		0.0008	0.0009	0.0008	0.0003	
Cu	0.0049		0.0022		0.0005		0.0008		0.0030	0.0040	0.0050	0.0025	
Hg	0.0006		0.0002		0.0000		0.0009		0.0001	0.0000	0.0001	0.0004	
Avleir herr	77.00	Avleir hem I	60.00	Avleir hem	43	Avleir hem	50	Korr hem I	28.00	Korr hem	4.50	Avleir hem	30
G tørk kjer	15.00	Korr hem I	0.96	Em bryt	0.76	Em bryt	6.40	Korr hem I	23.00	Biosid	35.00	Korr hem	4.49
Em bryt	1.40	Avleir hem II	7.00			Korr hem I	1.01	Em bryt	0.50	Avleir hem	95.00		
Korr hem	0.39							Avleir hem	19.00	Flokkulant	0.10		
Korr hem	0.08							Avleir hem	5.00	Voks hem	0.50		
Biosid 1	0.47									Skum hem	2.10		
Biosid 2	0.38												
Avleir herr	7.00												

	Fife	Sør Arne	Harald	Siri
PW t/d	11495	2763	109.6	770
BTEX	2.9500	2.2500	2.2500	2.2500
Naphthalen	0.4595	3.9782	3.9782	3.9782
2-3 ring PA	0.0963	0.4928	0.4928	0.4928
4-ring+ PA	0.0200	0.0090	0.0090	0.0090
Phenol C0-	2.7541	1.3423	1.3423	1.3423
Phenol C4-	0.1040	0.0163	0.0163	0.0163
Phenol C6-	0.0113	0.0014	0.0014	0.0014
Alifater	15.7	32.0	32.0	32.0
Pb	0.0781	0.0300	0.0300	0.0300
Zn	0.0781	0.0300	0.0300	0.0300
Ni	0.0768	0.0300	0.0300	0.0300
Cd	0.0500	0.0300	0.0300	0.0300
Cu	1.4633	0.0300	0.0300	0.0300
Hg	0.0010	0.0300	0.0300	0.0300