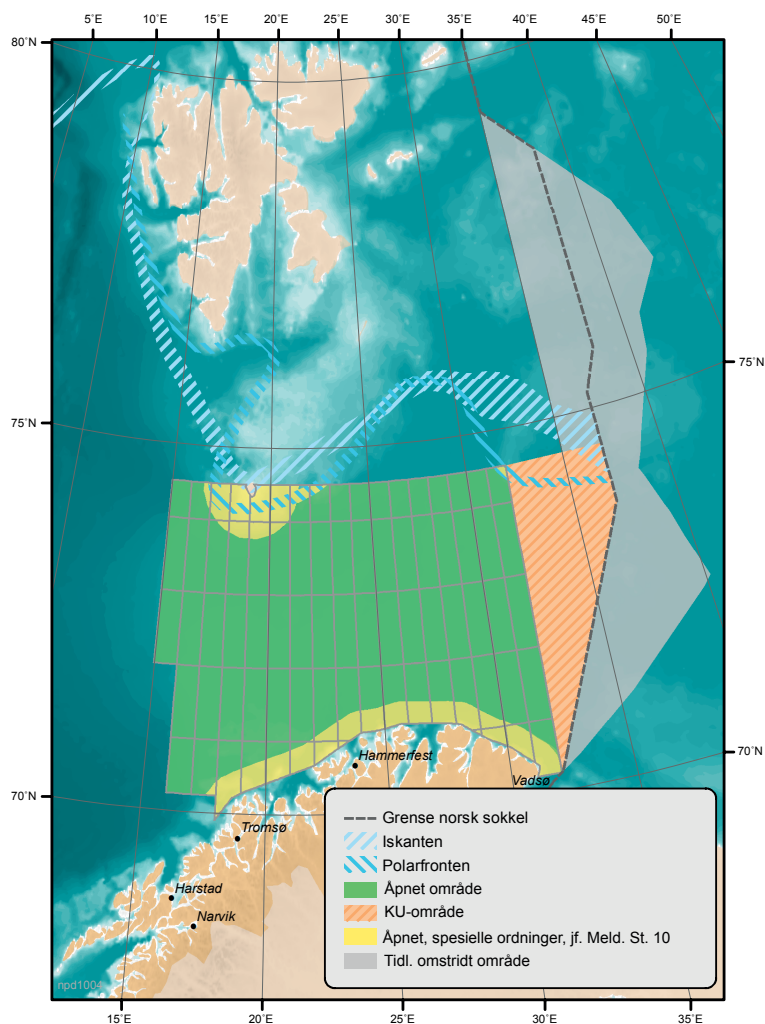
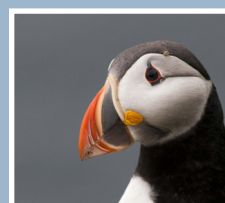
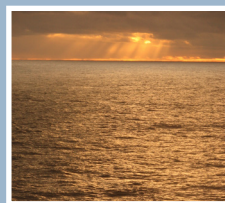


Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

Konsekvensutredning for Barentshavet sørøst
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet

Åpningsprosessen for Barentshavet sørøst

Før et område kan åpnes for petroleumsvirksomhet må det gjennomføres en åpningsprosess. En åpningsprosess har som formål å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område.

En åpningsprosess består av to hovedelementer. Den ene delen er en vurdering av ressurspotensialet i området. Den andre delen er en vurdering av de næringsmessige, miljømessige og andre samfunnsmessige virkninger av petroleumsvirksomhet i området (konsekvensutredning).

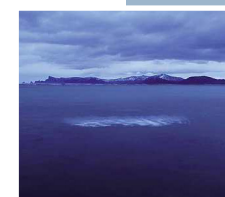
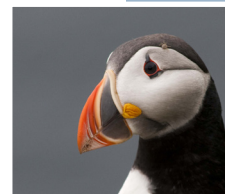
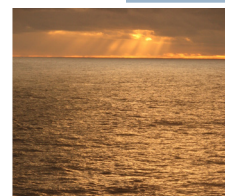
Konsekvensutredningen skal belyse spørsmål som fare for forurensning og økonomiske og samfunnsmessige virkninger petroleumsvirksomhet kan ha. En konsekvensutredning er en sentral del av en åpningsprosess og gjennomføres i regi av Olje- og energidepartementet.

Første del av konsekvensutredningsprosessen innebærer utarbeidelse av et utredningsprogram. Utredningsprogrammet angir temaene for konsekvensutredningen. For å belyse de ulike temaene utarbeides det ulike fagutredninger. Olje- og energidepartementet oppsummerer de ulike utredningene i en konsekvensutredningsrapport som sendes på offentlig høring.

Utredningene, høringsuttalelsene, vurderingen av ressurspotensialet og annen relevant informasjon som har framkommet i prosessen danner grunnlag for en melding til Stortinget. Stortinget tar stilling til åpning eller ikke åpning av hele eller deler av det aktuelle område, inklusive eventuelle vilkår.

Denne rapporten er en av flere faglige utredningsrapporter som inngår i en serie underlagsrapporter til Konsekvensutredning om virkninger av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst. Utrederen står inne for det faglige innholdet i rapporten.

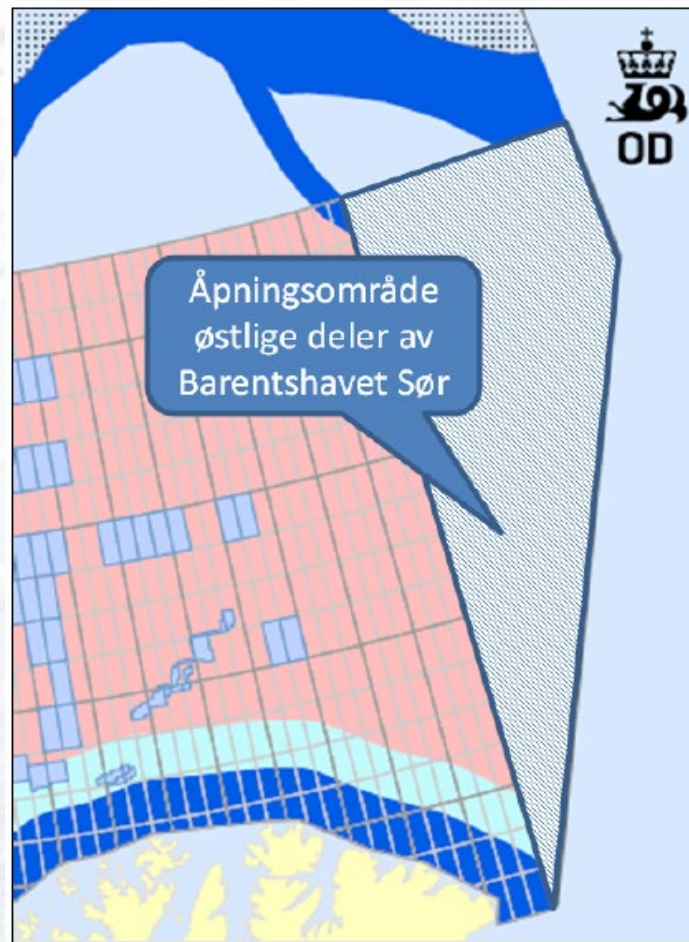
Utredningen er laget på oppdrag for Olje- og energidepartementet. Arbeidet vil inngå i en konsekvensutredningsrapport som er planlagt sendt på offentlig høring 4. kvartal 2012. Det er lagt opp til at regjeringens vurdering av spørsmålet om åpning av områder for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst legges frem for Stortinget våren 2013.



Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør.

Regulære utslipp til sjø

Sak 12/760



Forside:

**Området definert som utredningsområdet "Barentshavet sørøst" dekker det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet sør.
Kilde: Oljedirektoratet**

Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr: NO 937 375 158 MVA

Framsenteret

9296 Tromsø

Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01

www.akvaplan.niva.no

**Rapporttittel**

Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet Sør. Regulære utslipp til sjø

Forfatter(e) (alfabetisk)

T. Bakke (NIVA)

J. Beyer (NIVA)

K.E.T. Busch (SALT)

K.R. Iversen (SALT)

L-H. Larsen (Akvaplan-niva)

M.L. Madsen (Akvaplan-niva)

B.F. Nashoug (SALT)

L. J. Olsen (SALT)

T. Tjomsland (NIVA)

Akvaplan-niva rapport nr

5935 - 1

Dato

29.09.2012

Antall sider

85

Distribusjon

Offentlig

Oppdragsgiver

Olje- og Energidepartementet

Oppdragsg. referanse

Oppdragsreferanse

Sammendrag

Foreliggende studie oppsummerer kunnskap om de to største typer utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten; borekaks og produsert vann. Videre er det i tilknytning til to scenarier for mulig petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst, definert av Oljedirektoratet, foretatt en vurdering av virkninger av konsekvenser av kaks og produsert vann knyttet til de to scenarioene. Vurderingene baserer seg på den oppsummerte kunnskapen og resultater av modellberegninger, foretatt med modellverktøyet GEMSS

Prosjektleder

Lars-Henrik Larsen

Kvalitetskontroll

Marianne Frantzen

© 2012 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

Sammendrag

Kunnskapsstatus

Petroleumsvirksomhetens regulære utslipp til sjø er planlagte og forhåndsgodkjente. Utslippene består i borefasen hovedsakelig av utboret steinmasse tilsatt godkjente kjemikalier og hjelpestoffer, og i produksjonsfasen av vann som følger med petroleum opp fra reservoaret. Alle utslippene til norsk sokkel reguleres utfra prinsippet: null utslipp av stoffer som kan gi miljøskade.

Borekaks deles inn i tre kategorier, oljebasert, vannbasert og syntetisk basert, avhengig av type basevæske som inngår i kjemikalieblandingen. Det er i dag tillatt å slippe ut borekaks med tilhørende vannbaserte borevæsker, men i utgangspunktet ikke tillatt å slippe ut borevæsker eller borekaks med rester etter oljebaserte eller syntetiske borevæsker, bortsett fra når innholdet i kaksen av formasjonsolje, annen olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn ti gram per kilo tørr masse. Norsk offshore sedimentovervåking anvender fysiske, kjemiske og biologiske indikatorer til vurdering av virksomhetens påvirkning på sjøbunnen. Påvirkning av sjøbunn og bunnlevende organismer rundt offshoreinstallasjoner skyldes i første rekke utslipp fra borevirksomhet, bl.a. borekaks med vedheng av tilsatte kjemikalier og olje. Denne miljøovervåkingen har blitt utført siden 1985, og har vist klare forbedringer etter innføring av tiltak som forbud mot utslipp av oljeholdig kaks (pr. 01.01.1993). Arealet av sjøbunnen rundt installasjonene som har en målbar kjemisk eller økologisk påvirkning er generelt lavt, men varierer med type og mengde kaks sluppet ut.

Produsert vann er vann fra reservoaret som følger med olje og gass til overflaten under produksjonen. Produsert vann inneholder en lang rekke organiske og uorganiske komponenter i svært lave konsentrasjoner. Volumet av produsert vann øker generelt jo lenger ut i produksjonsfasen et oljefelt kommer. Produsert vann kan i henhold til OSPAR krav ("Oslo-Paris Convention") ikke inneholde mer enn 30 mg dispergert olje pr liter ved utslipp og det blir rensert på installasjonen før det slippes ut eller reinjiseres i undergrunnen. Vanlige konsentrasjoner av dispergert olje fra norske produserende felt har til nå ligget rundt eller under 20 mg/l. Utslippene av produsert vann forventes primært å kunne ha en miljøeffekt på livet i de frie vannmassene. Systematisk overvåking av mulige effekter av disse utslippene tok til midt på 1990-tallet på norsk sokkel.

Kunnskap som er innhentet gjennom overvåkningsaktiviteten og gjennom en rekke studier, har bidratt til å belyse hvilke effekter utslipp av produsert vann kan ha på det marine miljøet. Et sentralt tema har vært hvorvidt alkylfenoler og andre substanser i produsert vann kan påvirke reproduksjonsevnen hos marine organismer. Generelt viser laboratorieforsøk at endringer i formeringsevnen kan inntreffe når fisk over tid blir eksponert for produsert vann. Men - effektene oppstår først ved svært høye konsentrasjoner av alkylerte fenoler, som langt over det som kan forventes i sjøen også svært nær utslippspunktet av produsert vann. I produsert vann er nivåene av kreftfremkallende og gentoksiske PAH komponenter (kPAH) (PAH = Polyaromatiske hydrokarboner) svært lave, mens mindre giftige PAH komponenter, samt alkylerte former, kan forekomme i noe høyere konsentrasjoner.

Fisk kan ta opp og metabolisere PAH komponenter som finnes i vannet. Gjennom metabolismen dannes reaktive og giftige metabolitter som tilhører kPAH-klassen. Disse kPAH-metabolittene kan påvirke fiskens DNA. Det dannes såkalte DNA-addukter, og slike DNA-addukter kan brukes som en sensitiv biomarkør for virkning av produsert vann hos fisk.

I de senere årene har det vært utført en del studier som har forsøkt å avdekke om det er forskjeller i følsomhet for oljepåvirkning mellom arktiske og tempererte organismer.

Resultatene fra disse studiene er ikke entydige; noen viser større følsomhet hos temperere arter, noen viser større følsomhet hos arktiske arter. Andre forskjeller mellom arktiske strøk og temperere strøk, som temperatur, lysforhold, store sesongsvingninger og ulike bunndyrs sammensetning kan tenkes å utgjøre forskjeller i effekter av regulære utslipp i disse områdene.

Konsekvenser av petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst

Utredningsområdet Barentshavet sørøst er gyte- eller oppvekstområde for bl.a. lodde, hyse, sild og torsk. Området er preget av få fiskearter men store bestander. Det er også svært store bestander av sjøfugl, her dominerer også et fåtall arter. Flere viktige fiskearter har Barentshavet som oppvekst- og beiteområde; store mengder fiskeegg og –yngel driver hvert år med hav-strømmene fra gyteområdene utenfor Lofoten (torsk), Eggakanten (hyse) og Haltenbanken (sild).

Barentshavet er generelt lite påvirket av forurensning og den samlede vurderingen av totalbelastningen på dette området indikerer at helhetstilstanden til økosystemet er god.

Simulert spredning og økologiske konsekvenser av borekaks og produsert vann i sørøstlige Barentshavet

Spredningsberegningene av borekaks og produsert vann ble simulert med modellen GEMSS. Vi har benyttet modellerte strøm og vinddata fra simulerte verdier i offentlige databaser: <http://hycom.org/> og <http://www.ncdc.noaa.gov/oa/rsad/air-sea/seawinds.html>.

Scenariet inkluderer 7 utslippspunkt i Barentshavet. To av disse er borelokasjoner og resten produserende installasjoner. Utslipp av borekaks ble modellert for borelokasjonene B-G2 og B-G4. For to av de produserende installasjonene, B-O1 og B-O2, ble utslipp av produsert vann modellert. Det ble antatt at utslippet fra boringen varte i en måned. Influensområdet på bunnen for sedimentering av kaks fra et vedvarende utslipp i 30 dager vil være mindre enn 1500 m² for lokasjon B-G2 og 4500 m² for lokasjon B-G4. Arealmessig tilsvarer det største området en sirkel med radius ca. 40 m. Effekter begrenset til et så lite areal må forventes å representere en ubetydelig risiko for økologiske effekter på den lokale bunnfaunaen. Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert influensområde for 10 brønnboringer fra samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til innenfor henholdsvis 400 m og 300 m fra brønnlokasjon B-G2 og B-G4.

Risiko for effekter av suspenderte kakspartikler fra de angitte boreoperasjonene (5 dager utslipp ved bunnen fulgt av 25 dagers utslipp nær overflaten) vil være begrenset til godt innenfor en avstand av 100 m. Eksponeringstiden for organismer i vannmassene vil være under en time og for kort til å sannsynliggjøre effekter. For fastsittende organismer (svamp, koraller) innenfor influensområdet kan eksponeringen være kronisk, men det finnes liten/ingen kunnskap om sårbarheten av disse overfor suspenderte partikler

Risiko for toksiske effekter av en eller flere av utslippskomponentene i produsert vann vil være begrenset til en avstand på ca. 100 meter fra utslippspunktet, og i et dyp som ikke avviker mye fra utslippsdypet. På andre dyp vil influensområdet være mindre. Eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske vil være begrenset til under en time. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området Barentshavet sørøst karakteriseres som ubetydelig.

Kunnskapen om effekter av produsert vann og borekaks i arktiske områder er begrenset, men de estimerte utslippene vil trolig ikke gi effekter på bestandsnivå i utredningsområdet.

Ved sammenlikning av utslipp av olje fra skipstrafikken og de estimerte tallene for utslipp av olje i produsert vann, observeres det et betydelig større bidrag fra den eksisterende skipstrafikken enn fra petroleumsvirksomheten i scenariene. De modellerte scenariene vil bidra med økt tilførsel av olje til sjø og borekaks til havbunn. De planktoniske artene som ikke har egenbevegelse er potensielt mest sårbare for utslipp av produsert vann, mens det er de bunnassosierte artene som vil være utsatt for sedimenterende materiale på havbunnen.

Forvaltningsregime

Norsk miljøforvaltning baserer seg på et føre-var-prinsipp når det gjelder aktivitet i områder der alle miljøkonsekvenser ikke er godt kjent. Det kreves i dag en grundig kartlegging av sårbare naturtyper i nærheten av planlagte boreutslipp i Barentshavet, men det er fortsatt usikkerheter rundt hvilke mengder og typer utslipp som medfører uakseptabel påvirkning av for eksempel svamp og/eller korallrev. Det forutsettes at gjeldende forbud mot utslipp av borekaks med oljevedheng opprettholdes, og at forvaltningsplanens "sak-til-sak" prinsipp vil baseres på generelle kriterier som er tilstrekkelig gjennomarbeidet og kunnskapsbasert til fange opp de tilfeller der utslipp vil medføre uakseptabel miljøpåvirkning, og de tilfeller der utslipp ikke medfører negativ miljøpåvirkning

Avbøtende tiltak

For utredningsområdet Barentshavet sørøst anses de forvaltningsmessige prinsippene knyttet til håndtering av regulære utslipp nedfelt i forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet å være tilstrekkelig dekkende også for dette havområdet. Det er ikke avdekket forhold som tyder på behov for omfattende tekniske løsninger til håndtering av utslipp av borekaks.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 FORORD	7
2 INNLEDNING	8
2.1 SCENARIER FOR PETROLEUMSVIRKSOMHET I BARENTSHAVET SØRØST	8
3 VIRKNINGER AV REGULÆRE UTSLIPP TIL SJØ	10
3.1 REGULÆRE UTSLIPP	10
3.1.1 Borefasen	10
3.1.2 Produksjonsfasen	10
3.2 OVERVÅKNINGSAKTIVITET KNYTTET TIL REGULÆRE UTSLIPP	12
3.2.1 Forvaltningsplaner	12
3.2.2 Tilførselsprogrammet	13
3.2.3 Operatørenes miljøovervåkning	13
3.2.4 Internasjonale overvåkningsprogrammer	14
3.2.5 Målsetning om nullutslipp	15
3.3 PÅVIRKNING PÅ ULIKE DELER AV ØKOSYSTEMET	15
3.3.1 Virkninger i vannsøylen	15
3.3.2 Virkninger på sjøbunnen	17
3.3.3 Virkninger på plankton	19
3.3.4 Virkninger på kommersielle ressurser	20
3.3.5 Virkninger på kommersiell og annen human aktivitet	21
3.3.6 Øvrige virkninger	21
3.3.7 Effekter av regulære utslipp i Arktis	21
3.4 MILJØPÅVIRKNING FRA ULIKE FASER AV VIRKSOMHETEN	22
3.4.1 Leteboring	22
3.4.2 Innstallering og oppstart	22
3.4.3 Produksjonsboring	22
3.4.4 Produksjonsfase	23
3.5 MANGLER VED DAGENS KUNNSKAP	24
4 INFLUENSOMRÅDER FOR MULIGE REGULÆRE UTSLIPP I HAVOMRÅDET BARENTSHAVET SØRØST	25
4.1 INNLEDNING	25
4.2 AKTUELLE UTSLIPP (TYPE, VOLUM, SAMMENSETNING) FRA OED	26
4.2.1 Produsert vann	26
4.2.2 Borekaks	26
4.3 UTSLIPPSKOMponenter OG GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER (PNEC)	27
4.3.1 Produsert vann	27
4.3.2 Borekaks	29
4.4 SPREDNINGSMODELLERING	29
4.4.1 Modellbeskrivelse	29
4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser	30
4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann	31
4.4.4 Scenarier med utslipp av borekaks	41
4.5 IDENTIFIKASJON AV INFLUENSOMRÅDER	49
4.5.1 influensområder og eksponeringstid for utslipp av produsert vann	49
4.5.2 Influensområde og eksponeringstid for utslipp av borekaks	51
4.6 TIDLIGERE LOKALITETSUNDERSØKELSER	53
4.7 KONKLUSJONER	54
5 KONSEKVENSER AV REGULÆRE UTSLIPP I BARENTSHAVET SØRØST	55
5.1 NATURMILJØET I BARENTSHAVET SØRØST	55
5.1.1 Barentshavet sørøst, fysiske forhold	57
5.1.2 Biologiske komponenter og prosesser: vannsøylen og pelagisk	58
5.1.3 Biologiske komponenter og prosesser: havbunn/sedimenter	60
5.2 MULIGE KONSEKVENSER AV REGULÆRE UTSLIPP	60

5.2.1 Plankton	60
5.2.2 Fisk	60
5.2.3 Bunndyr	61
5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl	61
5.2.5 Samlede effekter for økosystemet	61
6 BETYDNING AV REGULÆRE UTSLIPP FRA PETROLEUMSVIRKSOMHET	64
6.1 YTRE PÅVIRKNING OG TOTAL BELASTNING BARENTSHAVET SØRØST	64
6.1.1 Overordnet miljøtilstand i Barentshavet sørøst, utredningsområde	64
6.1.2 Hovedkilder og transportveier miljøpåvirkende stoffer for Barentshavet sørøst	65
6.1.3 Status miljøpåvirkning total belastning. (Status klimaendring, havforsuring og fiskeri)	68
6.2 VURDERINGER TOTAL BELASTNING AV YTRE PÅVIRKNING	69
7 AVBØTENDE TILTAK	71
7.1 HÅNDTERING AV REGULÆRE UTSLIPP GJENNOM DE ULIKE FASENE AV PETROLEUMSVIRKSOMHETEN	71
7.1.1 Leteboring	71
7.1.2 Utbyggingsfasen	71
7.1.3 Produksjonsboring	71
7.1.4 Produksjonsfase	72
7.2 AVDEKKE KUNNSKAPSMANGLER	72
8 REFERANSER	76

Oversikt over figurer og Tabeller

FIGUR 2.1 MULIGE FUNN OG UTBYGGINGSLØSNINGER KNYTTET TIL HØYT (VENSTRE) OG LAVT (HØYRE) AKTIVITETSNIVÅ I BARENTSHAVET SØRØST (OD 2012).	8
FIGUR 4.1. SKJEMATISK SKISSE (SETT OVENFRA) AV DEN KONTINUERLIGE PROSESSEN DER ET UTSLIPP TIL SJØ BLANDES MED OMGIVENDE SJØVANN. UTSLIPPET FØLGER STRØMMEN OG VIL ETTER HVERT NÆRME SEG KVALITETEN PÅ DET OMGIVENDE VANNET. ETTER EN VISS INNBLANDING VIL NIVÅET AV EN UTSLIPPSKOMponent (PEC) BLI LAVERE ENN DET NIVÅET SOM GIR EFFEKTER (PNEC), DVS. $PEC:PNEC < 1$ OG DET VIL IKKE LENER VÆRE RISIKO FOR SKADEVIRKNING.	25
FIGUR 4.2. LOKALISERING AV UTSLIPPSPUNKT, BARENTSHAVET SØRØST	30
FIGUR 4.3. SIMULERTE MIDLERE STRØM I ØVRE 0-10 M 1. MAI 2012. KILDE HYCOM.	32
FIGUR 4.4. INSTALLASJON B-O1. DYP 0 – 10 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	33
FIGUR 4.5. INSTALLASJON B-O1. DYP 0 - 20 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	34
FIGUR 4.6 INSTALLASJON B-O1. DYP 30 - 40 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	34
FIGUR 4.7. INSTALLASJON B-O1. DYP 50 - 60 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	34
FIGUR 4.8. INSTALLASJON B-O1. DYP 90 - 100 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	35
FIGUR 4.9. INSTALLASJON B-O1. EKSEMPEL PÅ STRØM OG SIMULERT SPREDNING AV PRODUSERT VANN 3. MAI 2012. A: SPREDNINGSMØNSTER I 0-10 M DYP. B: VERTIKALFORDELING LANGS ET SNITT MOT NOR-SØR SOM ANGITT I A.	36
FIGUR 4.10. INSTALLASJON B-O2. DYP 0 - 20 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	37
FIGUR 4.11. PLATTFORM B-O2. DYP 40 - 50 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	38
FIGUR 4.12. PLATTFORM B-O2. DYP 90 - 100 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	38
FIGUR 4.13. PLATTFORM B-O2. DYP 190 - 200 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	39
FIGUR 4.14. INSTALLASJON BO-2. EKSEMPEL PÅ STRØM OG SIMULERT SPREDNING AV PRODUSERT VANN 24. MAI 2012 (SNITT VEST-ØST). A SPREDNINGSMØNSTER I 0-10 M DYP. B: VERTIKALFORDELING LANGS SNITTET ANGITT I A. DE HØYESTE KONSENTRASJONENE FANT STED MELLOM 30 OG 50 METER.	40

FIGUR 4.15. FRAKSJON KAKS SEDIMENTERT OVER TID. STØRSTEDELEN AV DEONIET BLE DANNET AV UTSLIPP NÆR BUNNEN DEN FØRSTE UKEN.	42
FIGUR 4.16. LETEBRØNN B-G4. SIMULERT AVSETNING AV BOREKAKS (GJENNOMSNITTLIG MM TYKKELSE PR GRIDRUTE). VANDDYBDE CA. 300 M.	43
FIGUR 4.17. LETEBRØNN B-G4. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS I OVERFLATEN I MAI 2012.	44
FIGUR 4.18. LETEBRØNN B-G4. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS VED BUNNEN I MAI 2012.	45
FIGUR 4.19. LETEBRØNN B-G4. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 6. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR BUNNEN OG BEGYNNENDE UTSLIPP NÆR OVERFLATEN.	46
FIGUR 4.20. LETEBRØNN B-G4. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 24. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR OVERFLATEN.	46
FIGUR 4.21. LETEBRØNN B-G2. SIMULERT AVSETNING AV BOREKAKS RUNDT PLATTFORMEN (GJENNOMSNITTLIG MM TYKKELSE PR GRIDRUTE). DYBDE CA. 300 M.	47
FIGUR 4.22. LETEBRØNN B-G2. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS I OVERFLATEN I MAI 2012.	48
FIGUR 4.23. LETEBRØNN B-G2. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 9. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR OVERFLATEN.	48
FIGUR 4.24: OVERSIKT AV UNDERSØKTE LOKALITETER I BARENTSHAVET (AKVAPLAN-NIVA AS)	53
FIGUR 5.1 DOMINERENDE HAVSTRØMMER I BARENTSHAVET SØRØST, INKLUDERT MULIGE PETROLEUMSINSTALLASJONER (BASERT PÅ DATA FRA HAVFORSKNINGSINSTITUTTET).	56
FIGUR 5.2: KART SOM VISER TIDLIGERE OMSTRIDT OMRÅDE INKLUDERT UTREDNINGSOMRÅDET. KYSTBELTET, ISKANTEN OG POLARFRONTEN ER MARKERT OG MULIGE PETROLEUMSINSTALLASJONER ER Plassert I UTREDNINGSOMRÅDET (BASERT PÅ DATA FRA HAVFORSKNINGSINSTITUTTET)	59
TABELL 2.1. ANTALL LETEBRØNNER PER ÅR FOR DE TO SCENARIENE I BARENTSHAVET SØRØST (OD 2012)	9
TABELL 2.2. SKISSETE UTBYGGINGSLØSNINGER FOR DE TO SCENARIENE I BARENTSHAVET SØRØST (OD 2012)	9
TABELL 3.1 OVERSIKT OVER DE VIKTIGSTE KOMPONENTENE I REGULÆRE UTSLIPP. DATA ER HENTET FRA NIVA, NILU	11
TABELL 4.1 KJEMIKALIEFUNKSJONER OG KONSENTRASJONER FOR PRODUKSJONSKJEMIKALIER (GOLIAT KU/ENI 2008).	26
TABELL 4.2. UTSLIPP AV RESTER AV BOREVÆSKE/KJEMIKALIER FRA BORING MED VANNBASERT BOREVÆSKE.	26
TABELL 4.3. KOMPONENTER I PRODUSERT VANN, SAMT KRONISKE PNEC-VERDIER.	27
TABELL 4.4. BARENTSHAVET SØRØST. OVERSIKT OVER PLANLAGTE INSTALLASJONER MED POSISJONER OG VANDDYB.	31
TABELL 4.5. KARAKTERISTIKA FOR UTSLIPP AV PRODUSERT VANN FRA EN OLJEPLATTFORM.	32
TABELL 4.6. BOREHULLETS DIMENSJONER OG AGGREGERT BORELENGDE.	41
TABELL 4.7. KAKSVOLUM OG –VEKT PER BRØNN.	41
TABELL 4.8. ANTATT KORNFORDDELING AV BOREKAKS	42
TABELL 4.9. KONSENTRASJON AV UTSLIPPSSTOFFER VED UTSLIPP).	50
TABELL 4.10: UNDERSØKTE LOKALITETER I DET TIDLIGERE OMSTRIDTE OMRÅDE (AKVAPLAN-NIVA AS)	54
TABELL 5.1 OPPSUMMERTE EFFEKTER AV MODELLERTE UTSLIPP (JF. KAPITTEL 4) AV PRODUSERT VANN PÅ MARINE ORGANISMER I BARENTSHAVET SØRØST	62
TABELL 6.1: DE ÅTTE TILFØRSELSVEIENE/ KILDENE BESKREVET I TILFØRSELSPROGRAMMET (GREEN ET AL., 2012).	65
TABELL 6.2: OVERSIKT OVER HOVEDKILDER FOR TILFØRSLER AV MILJØGIFTER OG OLJE FRA DE MEST BETYDNINGSFULLE TILFØRSLER FOR BARENTSHAVET. TALL ER HENTET FRA MODELLERTE BEREGNINGER I TILFØRSELSPROGRAMMET (GREEN, ET AL. 2012).....	67
TABELL 7.1 OVERSIKT AV TILGJENGELIG TEKNOLOGI SOM KAN ANVENDES TIL Å REDUSERE MENGDEN AV BOREKAKS VED LETE- OG PRODUKSJONSBORING (OLJEDIREKTORATET, 2011).	73
TABELL 7.2: OVERSIKT AV TILGJENGELIG TEKNOLOGI SOM KAN ANVENDES TIL OG REDUSERE MENGDEN OG TOKSITETEN AV PRODUSERT VANN (OLJEDIREKTORATET, 2011).	74

1 Forord

Olje- og energidepartementet sendte høsten 2011 "Forslag til program for konsekvensutredning etter petroleumsloven for det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjen i Barentshavet sør" på offentlig høring. Som en del av denne konsekvensutredningsprosessen har Akvaplan-niva i samarbeid med Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og SALT utredet virkninger av planlagt petroleumsvirksomhet i dette området, innen temaet "regulære utslipp til sjø".

Studien omfatter en sammenstilling av eksisterende kunnskap om og analyser av utslipp, spredning og virkninger av borekaks og produsert vann.

Til grunn for de spesifikke analysene ligger to alternative scenarier for utvikling av petroleumsvirksomheten i Barentshavet sørøst, utarbeidet av Oljedirektoratet. Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap fra hele norsk sokkel og internasjonalt der relevant.

Tromsø 29.09.2012



Lars-Henrik Larsen

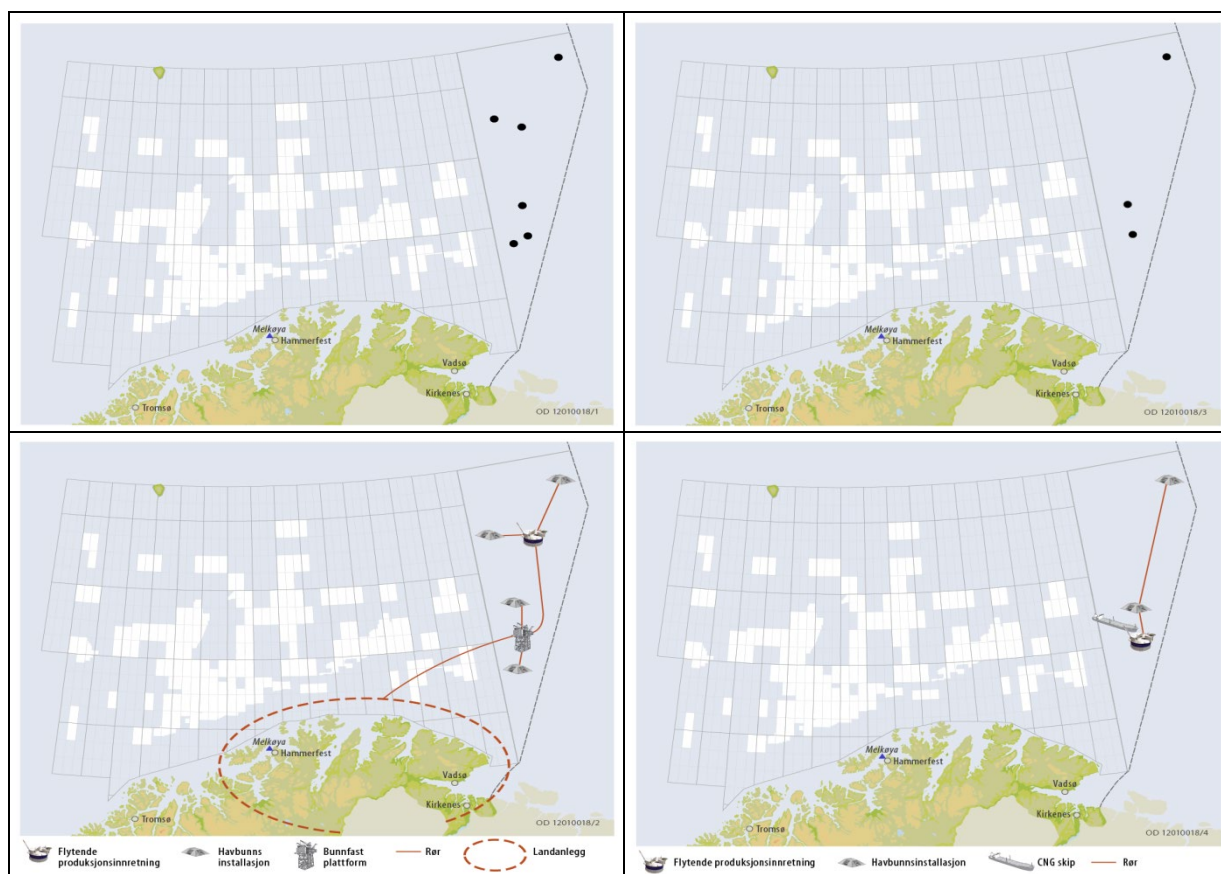
Prosjektleder

2 Innledning

Det beskrives i foreliggende utredning hvordan operasjonelle (planlagte og godkjente) utslipp fra petroleumsvirksomheten påvirker marint miljø generelt, og det foretas en analyse av spredning, konsekvenser og relativt bidrag til belastning i Barentshavet sørøst. Forslag til og omfang av avbøtende tiltak diskuteres.

2.1 Scenarier for petroleumsvirksomhet i Barentshavet sørøst

Som grunnlag for utredningene av virkninger av petroleumsvirksomhet har Oljedirektoratet skissert to scenarier for leting, funn og produksjon fra Barentshavet sørøst (Oljedirektoratet 2012). Det er skissert et aktivitetsomfang som defineres som "høyt" og ett som klassifiseres som "lavt". Begge scenarier beskriver mulige antall letebrønner, typer, mengder og lokalisering av hydrokarbonfunn, og mulige tekniske utbyggingsløsninger. De foreliggende scenariene omfatter ikke beskrivelse av forventet omfang av utslipp til sjø, seismisk datainnsamling, offshore borestedsundersøkelser mv, slik at det er dagens forvaltningsregime, mengder og sammensetning som er lagt til grunn for valg av input til modelleringene.



Figur 2.1 Mulige funn og utbyggingsløsninger knyttet til høyt (venstre) og lavt (høyre) aktivitetsnivå i Barentshavet sørøst (OD 2012).

Omfanget av leteboringer og utbyggingsløsninger for de to scenariene er sammenfattet i Tabell 2.1 og 2.2

Tabell 2.1. Antall letebrønner per år for de to scenariene i Barentshavet Sørøst (OD 2012)

Aktivitet	Scenario 1	Scenario 2
Første brønn	2017	2017
Antall brønner	3 per år til 2022	2 per år til 2024
Funn	Funn i hver tredje brønn	Funn i hver tredje brønn fram til 2020.

Tabell 2.2. Skisserte utbyggingsløsninger for de to scenariene i Barentshavet sørøst (OD 2012)

Område	Scenario 1	Scenario 2
Nordligste funn	Største oljefunn. Flytende produksjonsinnretning. Olje transporteres bort med tankskip. To gassfelt med havbunnsinnretninger koples opp mot produksjonsinnretningen. Gassen transporteres i rørledning til land.	Minste gassfunn lengst mot nord bygges ut med havbunnsinnretning og knyttes opp mot plattform beskrevet nedenfor.
Sørligste funn	Bunnfast brønnhodeplattform. Olje transporteres bort med tankskip. To gassfelt med havbunnsinnretninger koples opp mot plattformen. Gassen transporteres i rørledning til land.	Oljefunn bygges ut med flytende eller bunnfast innretning. Olje transporteres bort med tankskip. Største gassfunn knyttes opp mot plattform: Behandles og sendes med LNG-skip til markedet.

3 Virkninger av regulære utslipp til sjø

3.1 Regulære utslipp

Petroleumsindustriens regulære utslipp til sjø er planlagte og forhåndsgodkjente. Under leting er det utslipp av borekaks med vedheng av kjemikalier som har størst volum, mens det er produsert vann som utgjør de største volumer i produksjonsfasen.

3.1.1 Borefasen

Under boring av brønner blir det benyttet borevæske¹ for frakte ut borekaks, smøre og kjøle borekronen og for å kontrollere trykket i reservoaret. Det benyttes tre ulike borevæsker på norsk sokkel; oljebaserte, vannbaserte og syntetiske. Utslipp av oljeholdig borekaks og borekaks med vedheng av syntetiske borevæsker er i utgangspunktet forbudt, men det kan gjøres unntak fra forbudet når innholdet i kaksen av formasjonsolje, annen olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn ti gram per kilo tørr masse. Slikt avfall blir enten transportert til land eller injisert i avfallsbrønner på havbunnen. Som følge av krav fra myndighetene har bruken av syntetiske og oljebaserte borevæsker gått ned, mens bruken av vannbaserte borevæsker har gått opp (OLF, 2012). Borevæske består av basevæske (vann eller olje) og et vektstoff, ofte barytt eller ilmenitt, som kan inneholde spor av ulike tungmetaller. I tillegg tilsettes en rekke godkjente kjemikalier for at borevæsken skal få de ønskede egenskaper (Bakke et al. 2012, Tabell 3.1).

Kaks og borevæske er utslipp som følger av lete- og produksjonsboring. Oftest slippes dette fra riggen enten over sjøoverflaten, umiddelbart under sjøoverflaten eller på sjøbunnen, sistnevnte ved boring av topphull uten riser (stigerør). Utslipet vil spres i vannmassene og store partikler vil sedimentere nær utslippsstedet, mens mindre partikler vil fraktes lengre fra utslippsstedet. Borekaks er knust steinmasse fra boreoperasjonen og består av partikler i ulike størrelser (Tabell 3.1). Det samlede utslippet av borekaks på Norsk sokkel var i overkant av 200 000 tonn i 2011 (OLF, 2012).

3.1.2 Produksjonsfasen

Produsert vann

Produsert vann følger med petroleum fra reservoaret og består både av vann som naturlig forekommer i berggrunnen og vann som pumpes ned i reservoaret for å øke utvinningen av petroleum. Produsert vann består av en rekke komponenter og inneholder blant annet dispergert olje samt vannløste mono- og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), alkylfenoler, tungmetaller, naturlig radioaktivt materiale, organiske stoffer, organiske syrer, uorganiske salter, mineralpartikler, svovel og sulfider. I tillegg til stoffene som følger med petroleum fra reservoaret, kan produsert vann inneholde kjemikalier som av ulike årsaker er tilsatt vannet som pumpes ned i reservoaret (Bakke et al., 2012, Tabell 3.1). I 2011 ble det sluppet ut 129 millioner m³ produsert vann på norsk sokkel. Den gjennomsnittlig oljekonsentrasjonen i det produserte vannet var på 11,5 milligram per liter og totalt ble det sluppet ut 1478 tonn dispergert olje i produsert vann på norsk sokkel i 2011 (OLF, 2012). I år

¹ Borevæske blir i noen sammenhenger også omtalt som "boreslam", etter det engelske begrepet drilling-mud, der "mud" overettes med "slam". Boreslam og borevæske er synonymer, og kun borevæske benyttes her.

uten store uhellsutslipp utgjør olje fra produsert vann majoriteten av oljeutslipp fra norsk sokkel (OLF, 2012).

Kjølevann

Oljeinstallasjoner bruker betydelige mengder kjølevann. Ved utslipp til sjø er dette vannet normalt 30 – 35°C varmt. Denne typen utslipp vil stige til overflaten og fortynnes raskt (Rye et al., 2008). For å hindre begroing i kjølevannssystemene benyttes det ofte klor. Denne bruken er begrenset til korte behandlingsintervall, oftest med relativt høye sjokk-doser, og man antar at virkningene på miljøet er små (Rye et al., 2008).

Andre regulære utslipp

Andre forhåndsgodkjente utslipp fra petroleumsvirksomheten omfatter drenasjevann, som er regnvann og vann som brukes til rengjøring av plattformene. Dette vannet samles i tanker og renses før det slippes ut sammen med kjølevann eller produsert vann. BOP-væsker slippes ut i forbindelse med testing av utblåsningsventiler (BOP) og består typisk av omlag ett tonn hydraulikkvæske. Ved klargjøring av nye rørledninger tilsettes sjøvann og stoffer som skal hindre begroing, samt fargestoff som brukes til lekkasjesporing.

Tabell 3.1 Oversikt over de viktigste komponentene i regulære utslipp. Data er hentet fra NIVA, NILU

Type utslipp	Utslippskilde	Viktigste komponenter
Produsert vann	Vann som følger petroleumstrømmen fra reservoaret, og som skilles ut i produksjonen. Består av formasjonsvann og kondensert vann, og kan også inneholde tilbakeprodusert injeksjonsvann.	• Dispergert olje • Oppløste organiske forbindelser (mono- og polysykliske aromatiske hydrokarboner, alkylfenoler) • Organiske syrer • Løste uorganiske salter • Utfelte salter • Lavradioaktive komponenter • Tungmetaller • Mineraler fra formasjonen • Rester av kjemikalier tilsatt i reservoaret eller i produksjonen
Ballast- og fortrenningsvann	Vann som lastes av tankbåter i lossehavner, og slippes ut ved lasting av olje eller gass.	• Ballastvann kan inneholde organismer, og bidra til uønsket spredning av disse til nye områder
Kjølevann	Sjøvann som benyttes for kjøling i produksjonsprosessene	• Natriumhypokloritt • Kobber
Drenasjevann	Regn- og spylevann fra innretninger og skip	• Kan inneholde forurensninger av olje, borevæske mv.
Vann fra klargjøring av rørledninger	Sjøvann eller ferskvann tilsatt kjemikalier fylles i rørledninger ved legging, og tømmes ut før oppstart av produksjon	• Fargestoff (fluorescein) • Biocid (glutaraldehyd, lut/-oksygenfjerner (natriumbisulfitt). Avhengig av metode og rørmateriale.
Hydraulikkvæske	Væske som benyttes for å operere ventiler på havbunnsbrønner. Vannbaserte åpne systemer, eller oljebaserte lukkede systemer.	• Kjemikalier
Borevæske	Væske som tilsettes i borehullet for blant annet å smøre boret, kontrollere trykk og frakte borekaks ut.	• Barytt • Bentonittleire • Tungmetaller • Kjemikalier
Borekaks	Knust bergmasse fra grunnen	• Kan inneholde hydrokarboner fra boring i hydrokarbonholdige lag. • Bergartsmineraler • Rester av kjemikalier fra borevæsken

3.2 Overvåkningsaktivitet knyttet til regulære utslipp

Det foregår en betydelig overvåkning av miljøtilstanden i norske havområder. Mandatet til overvåkningsprogrammene er nedfelt i forvaltningsplaner for de ulike havområdene, og i aktivitetsforskriften. Resultatene fra miljøovervåkingen har i de siste årene blitt samlet og analysert gjennom tilførselsprogrammet. Regulære utslipp til sjø er en av mange utslippskilder som kan påvirke miljøtilstanden i norske havområder og gjennom de nasjonale miljøovervåkningsprogrammene kan det være vanskelig å skille effekten av regulære utslipp fra andre utslippskilder. Den delen av miljøovervåkingen som er direkte knyttet til regulære utslipp, er operatørenes pålagte miljøundersøkelser rundt installasjonene, og disse gir et godt grunnlag for å evaluere de lokale effektene av regulære utslipp.

Videre er norske havområder omfattet av internasjonale miljøovervåkningsprogrammer som er initiert fra EU og Arktisk råd.

3.2.1 Forvaltningsplaner

St.meld. nr. 12 (2001-02) *Rent og rikt hav* la grunnlaget for arbeidet med helhetlige forvaltningsplaner for alle norske havområder. Den første forvaltningsplanen for havområdene fra Barentshavet til havområdene utenfor Lofoten (St.meld. nr. 8, 2005-2006) dannet i 2006 utgangspunktet for de kommende forvaltningsplanene og for senere oppdateringer. Det har også vært et politisk mål for Norge å være pådriver i det internasjonale arbeidet med helhetlig, økosystembasert forvaltning av Nordsjøen. Det overordnede arbeidet med marine forvaltningsplaner koordineres av en interdepartemental styringsgruppe som består av representanter fra ikke mindre enn syv departementer.

Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten

Forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (St.meld. nr. 8, 2005-2006) var den første forvaltningsplanen for et norsk havområde. Formålet med denne og den oppdaterte forvaltningsplanen (St.meld. nr. 10, 2010-2011) er å tilrettelegge for verdiskaping gjennom bærekraftig bruk av ressurser og goder i det aktuelle havområdet og samtidig bevare økosystemets naturmangfold. Dette er prinsipper som går igjen i alt forvaltningsplanarbeid. Forvaltningsplanene skal således sikre både verdiskaping og miljøverdier i havområdene.

Allerede i den første forvaltningsplanen vedtok Stortinget at planen skulle oppdateres i 2010. Arbeidet med det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen ble koordinert av Norsk Polarinstitutt med bidrag fra 26 direktorater og institusjoner (von Quillefeldt (red.), 2010). Kunnskapsgrunnlaget ble styrket på alle områder men fokuserte spesielt på ny kunnskap innen bunnkartlegging gjennom programmet MAREANO, sjøfuglbestander gjennom SEAPOP, nye og uoppdagede petroleumsressurser gjennom innsamling av seismikkdata, tilførsler av miljøgifter gjennom en samordnet overvåking, effekter av klimaendringer og havforsuring, økosystemtjenestenes verdier og samfunnsøkonomiske forhold.

Norskehavet

Gjeldende geografisk avgrensning av forvaltningsområdene er basert på økologiske så vel som på administrative vurderinger beskrevet i St.meld. nr. 37 (2008-09), *Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet*. Forvaltningsplanen for Norskehavet dekker områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone fra 62°N ved Stad og nord til 80°N i Framstredet nordvest for Svalbard, inkludert et dypvannsområde vest for Barentshavet, fiskerivernsonen ved Jan Mayen, og det internasjonale farvannet kalt "Smutthavet". Internasjonalt farvann som

beskrives i forvaltningsplanen for Norskehavet omfattes ikke av geografisk bestemte tiltak. En del av Vestfjordbassenget er tatt med i denne forvaltningsplanen på grunn av betydelige miljøverdier og tematisk like aktiviteter som i Norskehavet for øvrig. I forvaltningssammenheng dekkes de nære havområdene utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.

Nordsjøen

Bakgrunnsrapportene som skal inngå i forvaltningsplanen for Nordsjøen ble lagt fram i mai 2012 og forvaltningsplanen ventes fremlagt i 2013. Klima- og forurensningsdirektoratet leder det faglige utredningsarbeidet med bidrag fra omlag 13 institusjoner. Geografisk vil dette forvaltningsområdet bli avgrenset til å gjelde området syd for 62°N ved Stad og inkludere norsk del av Skagerrak. Det legges opp til at forvaltningsplanen samkjøres med pågående internasjonalt arbeid med relevante EU-direktiver som havstrategidirektivet og vanndirektivet (Miljøstatus.no).

3.2.2 Tilførselsprogrammet

Tilførselsprogrammet ble startet opp i 2009, som en følge av at det i forvaltningsplanen for Barentshavet (St.meld. nr. 8, 2005-2006) ble pekt på inngående kunnskapsmangler om forurensningssituasjonen i de åpne havområdene. Tilførselsprogrammet opererer som et bredt anlagt overvåkningsprogram hvis formål er å på sikt kunne danne et helhetlig bilde av den generelle forurensningssituasjonen i de norske havområdene. De definerte målene til programmet er:

- 1) *Identifisere de viktigste kildene til olje og miljøfarlige stoffer inklusivt radioaktivitet*
- 2) *Gi oversikt over tilførselene og tilførselsveiene til disse regionene*
- 3) *Dokumentere tilstanden for utvalgte forurensningsindikatorer*
- 4) *Kartlegge endringer i kilder, påvirkning og tilstand over tid*
- 5) *Gi en helhetlig oversikt over forurensningstilstanden i norske havområder*

Programmet sammenfatter ekspertise på en rekke ulike områder fra mange norske forskningsinstanser. Programmet omfatter "alle kjente tilførselsveier for forurensninger til havet, både havstrømmer, lufttilførsler, avrenning fra land, utlekking fra berggrunn og sedimenter i havet og tilførsler fra skipstrafikk og petroleumsvirksomhet i norske havområder". Ett havområde har stått i fokus hvert år. Første året (2009) stod Barentshavet i fokus (Green et al. 2010), i 2010 Nordsjøen (Green et al. 2011) og Norskehavet i 2011 (Green et al., 2012). For å tilpasse tilførselsprogrammet til arbeidet med forvaltningsplanene er det planlagt en rullerende overvåkning, i første omgang i en treårig syklus. Rulleringen omfatter beregning av tilførsler av miljøskadelige stoffer og overvåkning av forurensningsindikatorer. Tilførselsprogrammet supplerer og anvender pågående overvåkningsprogrammer i regi av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), Havforskningsinstituttet (HI), Nasjonalt institutt for ernæring og sjømatforskning (NIFES), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Bjerknessenteret og Statens strålevern (SSV).

3.2.3 Operatørenes miljøovervåkning

Overvåking av utslipp til vann omfatter sedimentovervåkingen offshore, strandsoneundersøkelser og analyser av tungmetaller og hydrokarboner i blant annet blåskjell. Operatørselskapene er pålagt å selv utføre miljøovervåking av egen virksomhet på norsk kontinentalsokkel for å ha kunnskap om hvilke effekter på miljø virksomheten har eller kan få, og for at myndighetene skal ha et tilfredsstillende grunnlag for å regulere utslippene til sjø og luft.

Miljøovervåkingen til havs skal påvise trender i miljøtilstanden og så langt det er mulig gi grunnlag for prognoser for forventet miljøutvikling. Resultatene fra overvåkingen brukes som fakta- og beslutningsgrunnlag i oljepolitisk sammenheng. Overvåkingen av vannsøylen består av en tilstandsovervåking og en effektovervåking. Tilstandsovervåkingen ser på forurensing fra petroleumsvirksomhet på fisk og utføres hvert tredje år, mens effektovervåkingen omfatter både fisk, blåskjell og evt. flere arter og utføres isolert i ulike regioner. Overvåking av bunnhabitat, derimot, består av grunnlagsundersøkelsene som gjennomføres i forkant av lete- og produksjonsfasen, og av regulære feltspesifikke undersøkelser som utføres fortløpende gjennom hele produksjonsfasen (Klif 2011). Landanleggene slipper ofte ut store mengder oppvarmet kjølevann og det utføres miljøundersøkelser i resipientene for å avdekke eventuelle miljøpåvirkninger fra slike utslipp (miljøstatus.no).

3.2.4 Internasjonale overvåkningsprogrammer

Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP)

Grunnleggelsen av OSPAR konvensjonen av 1992 forpliktet medlemslandene til å samarbeide om jevnlig overvåking og tilstandsvurdering av det marine miljø. I 2010 resulterte dette samarbeidet i et fornyet rammeverk som fokuserte spesielt på implementeringen av EUs Marine Strategy Framework Directive.

CEMP er overvåkningsprogrammet under OSPAR som fortløpende overvåker og vurderer tilstanden i det nordøstlige Atlanterhavet med jevnlig kontroll på strategiske lokaliteter til bestemte tider. I inneværende periode overvåkes hovedsakelig konsentrasjoner og effekter av forurensing og næringsstoffer i sjøvann. Det fokuseres spesielt på forekomsten i biota og sediment av kjemiske stoffer som tungmetaller, PAH, PCB, bromerte flammehemmere, tributyltin (TBT), og på effekter av næringssalter og kunstgjødsel på sjøvann. Alle innsamlede data under CEMP rapporteres til International Council for the Exploration of the Sea (ICES).

I den sist utgitte CEMP-rapporten konkluderes det med at forurensing i Region I (Arktiske farvann) er lavere enn i de øvrige regionene lengre sør og at forekomsten her av både tungmetaller, TBT, PCBs, PAH og kunstgjødsel er innenfor tillatte tålegrenser. Likevel, rapporten nevner spesielt at datasettene fra dette nordlige OSPAR-området er mangelfulle og begrenser mulighetene til å vurdere tilstanden i dette området med nødvendig sikkerhet (CEMP, 2009).

Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP)

AMAP er en internasjonal organisasjon som først ble etablert i 1991 for å implementere deler av den multilaterale avtalen "The Arctic Environmental Protection Strategy" mellom hovedsakelig åtte arktiske naboland om ansvaret for miljøvern i Arktis. AMAP organiseres som ett av fem forskningsprogram under Arktisk råd hvor målet er å skaffe til veie tilstrekkelig informasjon om status og miljøtrusler mot det arktiske miljø, og gi vitenskapelig veiledning til arktiske nasjoner med handlingsplaner mot miljøforurensing i den hensikt å hjelpe regjeringene til å utføre nødvendige tiltak.

AMAP-programmet jobber integrert med både overvåking og evaluering av ivaretagelsen av det arktiske miljø for å kunne produsere oppdaterte evalueringsrapporter, identifisere eventuelle miljøforandringer, oppdage og utrede kommende miljøtrusler, og for å kunne veilede i risikohåndtering (Amap.no)

3.2.5 Målsetning om nullutslipp

I Stortingsmeldingen om miljøvernpolitikk for bærekraftig utvikling (St. meld. nr. 58, 1996-1997) ble målsetningen om nullutslipp fra norsk sokkel etablert. I Rikets miljøtilstand (St. meld. nr. 25, 2002-2003) ble denne målsetningen ytterligere spesifisert. I praksis skal alle nye installasjoner møtet kravet til null utslipp av miljøskadelige stoffer fra første dag, og eksisterende installasjoner skal ha implementert tiltak for å nå målet om nullutslipp innen 2005 (Klif, 2010a). Operatørene har valgt å imøtekomme målsetningen ved hjelp av tiltak som: reinjeksjon av produsert vann, reduksjon av miljøfarlige produksjonskjemikalier, ulike former for renseteknologi (Myhre et al. 2006). I en gjennomgang av petroleumsvirksomhetens arbeid med nullutslipp (Klif, 2010a) vises det til at målet om nullutslipp av farlige kjemikalier anses som nådd. Reduksjonen av utslipp av olje gjennom produsert vann er mindre enn forventet, men at den oppfyller OSPARs mål om 15% reduksjon i utslipp. Utslippene av PAH er på nivå med tallene fra 2003, mens utslipp av alkylfenoler er sterkt redusert. Utslippene av tungmetaller fra petroleumindustrien regnes som små i forhold til andre utslippskilder (Klif, 2010a). Målsetningen om 80 % reduksjon i miljørisiko ble ikke nådd og reduksjonen var langt lavere enn forventet.

3.3 Påvirkning på ulike deler av økosystemet

3.3.1 Virkninger i vannsøylen

Spørsmålet om mulige miljøskadelige virkninger av regulære utslipp fra offshorenæringen på organismer i vannsøylen har først og fremst dreid seg om produsert vann og muligheten for negative effekter på fisk og fiskebestander, selv om også andre utslippstyper (f.eks. utslipp til vannsøylen fra boreoperasjoner) og andre organismetyper (f.eks. plankton) har vært belyst. Et betydelig antall forskningsprosjekter om vannsøyleproblematikk har blitt utført av norske forskningsgrupper de siste 20 årene. En detaljert oversikt over disse er nylig utarbeidet av Bakke et al. (2012 in prep). I disse forskningsprosjektene er det først og fremst laboratoriebaserte eksperimenter som er utført der organismer (hovedsakelig fisk) har blitt eksponert for kjemiske substanser og blandinger som er relevante i forhold til utslipp av produsert vann. Feltundersøkelser av utslipp, miljøeffekter og miljøtilstand i vannsøylen kom for alvor i gang på nittitallet etter pålegg fra myndighetene.

Vannsøyleovervåkingsprogrammet på norsk sokkel startet i 1993 og data er tilgjengelig gjennom rapporter fra den regionsvise tilstandsovervåkingen (som utføres hvert tredje år) og effektovervåkingen (som i en periode har vært utført årlig på utvalgte felt). Andre spesifikke enkeltprosjekter, f.eks. BECPELAG (Aas et al. 2002; Hylland et al. 2006), har også blitt utført på bestemte offshorefelt og har bidratt med feltbaserte data om eksponering og effektvurderinger på vannsøyleorganismer. Også data fra oljenæringens egne utslippsrapporteringer og modelleringsstudier av hvordan utslipp av produsert vann eller utslipp fra boreaktivitet oppfører seg i vannsøylen, har hatt betydning for vår kunnskap om mulige virkninger for organismer i vannsøylen.

Størst oppmerksomhet i granskningen etter virkninger hos vannsøyleorganismer har de seneste 10 - 15 år vært fokusert på hvorvidt alkylfenoler og andre substanser i produsert vann, gjennom hormonelle virkningsmekanismer, kan forstyrre reproduksjonsevnen i nedstrøms fiskebestander. Effekttstyrte analyser av produsert vann viser at blandingen inneholder forbindelser som kan påvirke østrogene og androgene kontrollprosesser (Tollefsen et al. 2007; Thomas et al. 2009). Dette er hormonelle prosesser som har avgjørende betydning for kjønnsutvikling og kjønnsmodning hos fisk og de fleste andre organismetyper. Visse alkylfenoler (særlig C8 og C9 alkylerte fenoler) er kjent for å ha østrogenliknende virkningsmåte (østrogen reseptor (ER) agonister eller androgen reseptor (AR) antagonister).

Tendensen til østrogenisitet varierer mye mellom ulike alkylfenoltyper. De typene som gir sterkest østrogen virkning er generelt svært lite forekommende i produsert vann. Også andre vanlige substanser i produsert vann, som for eksempel naftensyrer, kan tenkes å ha betydning for hormonelle virkninger i fisk. Muligheten for hormonelle forstyrrelser i fiskebestander nedstrøms for oljefelt utløste atskillig bekymring og dette ledet til at et betydelig antall forskningsprosjekter og publikasjoner på dette temaområdet fra norske forskningsgrupper (Boitsov et al. 2004; Hasselberg et al. 2004a; Hasselberg et al. 2004b; Meier et al. 2005; Sturve et al. 2006; Boitsov et al. 2007; Meier et al. 2007a; Meier et al. 2007b; Olsvik et al. 2007; Holth et al. 2008; Jonsson et al. 2008; Tollefsen et al. 2008; Tollefsen and Nilsen 2008; Lie et al. 2009; Sundt et al. 2009; Böhne-Kjersem et al. 2010; Meier et al. 2010; Meier et al. 2011; Tollefsen et al. 2011). Disse arbeidene som hovedsakelig er laboratoriebaserte studier er også blitt fulgt opp av feltstudier offshore, hvor en blant annet ved hjelp av utsetting av passive prøvetakere, eller fisk og blåskjell, har undersøkt forekomsten av alkylfenoler nedstrøms for plattformer (Harman et al. 2009; Harman et al. 2010; Brooks et al. 2011; Harman et al. 2011; Sundt et al. 2012). Generelt viser undersøkelsene at en rekke formeringsevnerrelevante endringer inntreffer når fisk over tid blir eksponert for produsert vann, men at effektene oppstår først ved relativt høye eksponeringskonsentrasjoner i forhold til hva som vil være de forventede eksponeringsnivåer i resipienten. De mer sensitive virkningene som ble påvist i alkylfenoleksponert fisk omfattet blant annet reduksjon av mengde hannlige kjønnsceller og forsinket kjønnsutvikling hos hanner og hunner (Meier et al. 2007a; Meier et al. 2007b; Meier et al. 2011). På basis av de mest sensitive responsene i torsk ble det beregnet et LOEC (lavest observerbar effekt konsentrasjon) nivå for produsert vann relevante alkylfenoler i sjøvann på cirka 8 ng/l (Meier et al. 2011). Fisk i en offshore bestand som befinner seg i en slik eksponering over tid vil med andre ord kunne få tilsvarende formeringsrelevante forstyrrelser. Risikovurderinger hvor fiskebestandsdata i Nordsjøen blir sammenholdt med de eksponeringsnivåer som behøves viser imidlertid at bare en neglisjerbar del av fiskebestanden vil bli berørt av slike alkylfenolrelaterte reproduksjonsforstyrrelser, selv når et «worst-case» scenario av LOEC-betraktninger legges til grunn (Myhre et al. 2004; Beyer et al. 2012).

PAH er en stor og kompleks gruppe av hydrofobe (lite vannløselige) organiske forbindelser som består av multiple (3 eller fler) aromatiske ringstrukturer, og er vanlig forekommende i råolje og i produsert vann (Utvik et al. 1999; Neff et al. 2011). Naftalene forbindelser som har 2 aromatiske ringstrukturer skal normalt ikke regnes til PAHene, men blir ofte tatt med likevel. Hydrofobisiteten til PAH øker med antallet ringer. PAH regnes som prioritert miljøgift, fordi noen PAH-typer er sterkt gentoksiske og kreftfremkallende (kPAH). Slik giftighet av PAH er kjent for å være svært strukturavhengig og 5-rings PAHen benzo(a)pyrene kan anses for å være en typisk representant for kPAHer. I produsert vann er nivåene av slike kPAHer typisk sett lave, mens mindre giftige mono-, di- (naphthalene) og tri-sykliske (eks. phenanthrene) typer, samt alkylerte former, er sterkt dominerende (Utvik et al. 1999; Neff et al. 2011). I produsert vann vil PAH-komponentene forefinnes i oljefasen eller vannfasen avhengig av deres spesifikke vannløselighet. I fisk skjer det et effektivt opptak av PAH, hovedsakelig via gjelleoverflaten. Etter opptak i fisk vil PAH-forbindelsene bli metabolisert og dette fører blant annet til at det dannes reaktive og giftige metabolitter av de PAH-formene som tilhører kPAH klassen. Disse kPAH metabolittene vil reagere med biomolekyler som for eksempel DNA og danne såkalte addukter. Dannelse av slike PAH-relaterte DNA-addukter er mye brukt som en sensitiv biomarkør for gentoksiske virkning av kPAH i fisk. En mengde studier viser at fisk kan danne høye nivåer av DNA-addukter etter eksponering for PAH i laboratorieforsøk eller i feltsammenheng (van der Oost et al. 2003). Også resultater fra forsøk med produsert vann viser dannelse av DNA-adduktnivåer signifikant over bakgrunnsverdiene når eksponeringsperioden er relativt lang (mer enn 16

uker) (Holth et al. 2009). Signifikant forhøyede nivåer av DNA-addukter er blitt målt i hyse fra Tampenområdet (Statfjord) i Nordsjøen (Balk et al. 2011). Funnet har fått mye oppmerksomhet ettersom plattformene i Statfjordområdet er kjent for svært store utslipp av produsert vann, og fordi mye oljeholdig boreavfall er blitt deponert i dette området. Det er foreløpig ikke klarlagt om de forhøyede adduktnivåene i hyse på Tampen henger sammen med PAH-forurensning fra oljenæringen. Videre er det uklart om de forhøyede adduktnivåene henger sammen med utslipp av produsert vann, eller oljeholdig borekaks som tidligere er deponert i området. Det finnes en rekke studerte virkninger av olje på virvelløse marine organismer. Dispergert olje er for eksempel vist å forstyrre eggutvikling hos blåskjell og forårsake DNA-skade hos blåskjellarvene etter klekking (Baussant et al. 2011). I hoppekreps er det påvist at dispergert olje og andre komponenter i produsert vann, kan modifisere gener involvert i viktige biologiske prosesser som næringsopptak, skallskifte, lagring og omsetning av fett, protein- og aminosyremetabolisme, i tillegg til forsvarssystemer mot toksisitet og oksidativt stress (Hansen et al. 2007; Hansen et al. 2008; Hansen et al. 2009; Hansen et al. 2010; Hansen et al. 2011). De eksponeringskonsentrasjoner av dispergert olje som er vist å utløse skadevirkninger i laboratoriebaserte effektstudier er imidlertid svært høye i forhold til de eksponeringsnivåer av dispergert olje som vil kunne oppstå i en fortynningsone for produsert vann.

Dersom kjemiske substanser fra utslipp av produsert vann skal føre til økologiske effekter i vannsøylen, må effektene forårsakes av en langvarig eksponering for lave kontamineringsnivåer. Feltundersøkelser antyder at en målbar kjemisk eksponering av vannsøyleorganismer kan observeres i en distanse på opptil 10 km nedstrøms for store utslipp av produsert vann i Nordsjøen (Aas et al. 2002), men at eksponering da er svært lav. En slik lav eksponering skyldes den kraftige fortynningen som skjer i de vannmassene som det produserte vannet fortynnes i. Fortynningsprosessen vil variere mye fra felt til felt, både avhengig av egenskaper ved selve utslippet og vesentlige faktorer ved resipienten (strøm, vind, dybdeforhold, sjikting, etc.). Den lave eksponeringskonsentrasjonen gjør at de måleparametere som skal kunne fange opp et kjemisk eksponeringssignal fra produsert vann i vannsøyleorganismer (som for eksempel fisk) må være svært sensitive. Forskning har vist at målinger av nedbrytningsprodukter (metabolitter) av PAH og alkylfenoler i fiskegalle, fungerer som svært sensitive eksponeringsmarkører for produsert vann (Beyer et al. 2010; Beyer et al. 2011; Sundt et al. 2012). I laboratoriebaserte studier finner man både tydelig opptak og biologiske effekter av produsert vann i fisk, men risikovurderingsstudier indikerer at den økologiske betydningen av slike forstyrrelser i bestandssammenheng vil være uhyre liten (Beyer et al. 2012). En må likevel understreke at den store kjemiske kompleksiteten til produsert vann, kombinert med langvarigheten til utslippene fra eldre produksjonsfelt, gjør at en ikke kan utelukke at det kan finnes hittil ikke-studerte komponenter og problemstillinger som kan vise seg å være relevante. Det kan derfor ikke utelukkes at eventuelle fremtidige oppdagelser av mer sensitive virkningsmekanismer (f.eks. på grunn av samvirkeeffekter) kan komme til å influere på denne risikobetraktningen.

3.3.2 Virkninger på sjøbunnen

Boreutslipp

Vurderinger av miljøforholdene på sjøbunnen har alltid vært den dominerende formen for miljøovervåking innenfor offshorenæringen, både på norsk sokkel og andre steder (Engelhardt et al. 1989). Påvirkning av sjøbunn og bunnlevende organismer rundt offshoreplattformer skyldes i første rekke deponering av boreavfall som består av borekaks (dvs. knust/fragmentert berg) med rester av borevæske og borevæskeskjemikalier (Bakke et al.

1989; Reiersen et al. 1989). I perioden 1996-2006 ble det i gjennomsnitt boret 125 brønner pr. år på norsk sokkel og den typiske mengde kaks produsert fra en enkelt brønnboring er ca. 1000 tonn. Til alle borevæsker tilsettes det en rekke kjemikalier for å gi slammet spesielle boretekniske egenskaper (smøring, stabilisering, egenvektegenskaper etc.). Bariumsulfat (barytt) og ilmenitt brukes som vektstoff i borevæske, og vektstoffet som brukes i store mengder vil noen ganger kunne inneholde spor av tungmetaller. Borekjemikalier utgjør i mengde den desidert største typen kjemikalieutslipp til det marine miljø innenfor norsk offshorenæring. Næringen har i en årrekke gjort mye for å redusere bruken av miljøfarlige (svarte og røde) borekjemikalier og erstatte dem med miljøakseptable (gule og grønne) kjemikalier. Målsetningen om null miljøskadelige utslipp kom i 1997 og i perioden frem til 2008 ble utslippene av svarte og røde kjemikalier redusert fra 228 og 3933 tonn til 2 og 15 tonn, ifølge tall fra Klif. Miljøundersøkelser av sjøbunnen rundt de forskjellige offshoreplattformene har blitt utført over mange år. Resultatene viser at den skjerpede miljøreguleringen har bidratt til en klar forbedring av bunnmiljøet i form av at arealet rundt installasjonene som har en målbar kjemisk eller økologisk påvirkning er kraftig redusert.

Krav til miljøundersøkelser før, under og etter boreoperasjoner er gitt i Klifs retningslinjer (Klif 2011). Ved boringer i områder med sårbar bunnfauna som koraller har det i den senere tid blitt utviklet metoder for nye typer undersøkelser i nærområdet nedstrøms utslipp av boreavfall. Det er videre stilt krav fra myndighetene om at operatørene skal kunne dokumentere at korallene ikke har tatt skade av boreaktivitet. Videre har forskere vært opptatt av å finne ut om boreutslipp og nedslamming kan føre til skader på den revdannende dypvannskorallen *Lophelia pertusa*. Foreløpige resultater indikerer at arten har relativt god toleranse mot mild nedslamming, men er sårbar for kraftig nedslamming, også når nedslammingen skjer med naturlige sedimentpartikler (Buhl-Mortensen et al. 2010b; Larsson and Purser 2011). Observasjoner av god korallvekst på offshoreinstallasjoner som har hatt boreoperasjoner over lengre tid, kan også indikere en rimelig god toleranse mot partikulær påvirkning. Det er imidlertid mange spørsmål som ikke er besvart ennå, for eksempel om vedvarende påvirkning for borevæskpartikler reduserer korallers spiseevne eller forårsaker en forhøyet energibruk for selvrensing. Likeledes er potensiell sårbarhet for nedslamming hos andre økologisk viktige dypvannsarter, som for eksempel svamper, nå i fokus i pågående forskningsprosjekter.

Eldre borekaksdeponier på offshorefelt der oljebasert borevæske ble mye brukt, vil i langt større grad inneholde miljøbetenkelige komponenter enn yngre kakshauger. Muligheten for at slike eldre kakshauger vil lekke forurensning i lang tid har vært en kilde til bekymring. Miljøovervåking har tidligere påvist målbar oljerelatert kontaminering av sediment opptil 7 km nedstrøms for utslippspunktet for oljeholdig kaks, og effekter på bunnfauna opptil 3-4 km fra utslippet. Etter at utslippene av oljeholdig kaks ble stoppet er det imidlertid blitt observert en markant restitusjon (både kjemisk og biologisk) i slike områder. Likevel er det sannsynlig at de gamle kaksdeponiene vil være en kilde til lokal forurensning i mange år. Leung et al. (2005), Bjørgesæter og Gray (2008) og Bjørgesæter (2009) benyttet data fra mange års miljøovervåking rundt slike kakshauger til å generere artsfølsomhetskurver (species sensitivity distribution, SSD) for bunnfauna overfor barium, kadmium og PAH. De tok

utgangspunkt i fysiske, kjemiske og biologiske data fra ca. 1000 faste sedimentstasjoner som er samlet i den allment tilgjengelige MOD-databasen. Ut fra SSD-kurvene for hver kontaminanttype, beregnet de grenseverdier som beskyttet 95% av alle artene i bunnsamfunnene. Normalt er slike SSD-kurver generert fra toksisitetstester, og dekker da bare det begrensede antall arter som inngår i testene, mens disse SSD-kurvene er basert på følsomheten hos 240 – 615 bunnfaunaarter i sitt naturlige miljø rundt plattformene. De utregnede grenseverdiene for effekter av metaller og PAH, er på linje med grenseverdiene som anvendes av oljeindustrien, men strengere enn den norske miljøkvalitetsstandarden for sedimenter basert på toksisitetstester. Grenseverdien for kadmium var for eksempel 33 ganger strengere og for PAH åtte ganger strengere enn norske nasjonale grenseverdier. Noe av grunnen til en slik systematisk forskjell er at de nasjonale grenseverdiene gjelder for hvert stoff isolert, mens grenseverdiene som ble utledet fra MOD-databasen reflekterer effektene av hvert stoff når alle forurensningsstoffene fra boreutslipp er til stede samtidig. Grenseverdiene er derfor strengt tatt bare gyldige for sedimentfaunaen på de feltene som inngår i SSD-kurvene. En foreløpig gjennomgang av nyere sedimentdata fra 14 norske petroleumsinstallasjoner indikerer imidlertid at disse grenseverdiene også er konservative nok til å beskytte sedimentfaunaen rundt andre installasjoner.

Bunnlevende fiskearter som lever i områder med tidligere deponering av oljeholdig kaks kan tenkes å komme i direkte kontakt med forurensede sedimenter, noe som i teorien vil kunne forårsake opptak og effekter av giftige kjemiske forbindelser. Tendensen til forhøyede nivåer av DNA addukter som i 2002 ble påvist i hyse fra Statfjord- og Gullfaksområdet (Tampen) i Nordsjøen (Balk et al. 2011) er interessant i denne sammenhengen. Hyse er en art som jakter etter føde på og i sedimentet og med mye direkte kontakt med selve sedimentoverflaten (i motsetning til torsk). I Statfjordområdet er det tidligere deponert store mengder oljeholdig kaks, og funnet av DNA-addukter i hyse reiser derfor et spørsmål om det er PAH fra sedimenter kontaminert med boreavfall som kan ha forårsaket disse overkonsentrasjonene av addukter. Funnet og problemstillingen er blitt fulgt opp gjennom tilstandsovervåkingen med flere gjentatte feltinnsamlinger og analyser av hyse og andre fiskearter fra Tampenområdet og andre områder av Nordsjøen (Grøsvik et al. 2010). Det er ikke endelig klarlagt om den observerte tendensen til forhøyede adduktnivåer henger sammen med PAH-forurensning fra eldre kaks deponering, eller om det kan skyldes andre forhold.

3.3.3 Virkninger på plankton

Plante- og dyreplankton er fundamentet i det marine økosystem og eventuelle påvirkninger på bestandsnivå hos disse artene vil kunne få store konsekvenser for resten av næringskjeden, særlig gjennom bioakkumulering av miljøfremmende stoffer. Følsomheten for løste hydrokarboner anses å være like stor hos plankton som hos fiskelarver, men fordi en rekke dyreplanktonarter er filtrerere vil hydrokarboner som er bundet til partikulært materiale kunne bli tatt opp hos disse artene (Jarandsen et al. 2008). Videre vil dyreplankton som foretar vertikale døgnvandring, kunne eksponeres for sedimentpartikler fra boreavfall i deler av døgnet og laboratorieforsøk antyder at slik påvirkning kan finne sted 15 km fra et boreutslipp (Myhre et al. 2006). I mesocosmos-eksperimenter er det vist at vekstraten til ulike planteplanktonarter synker med økende konsentrasjon av råolje (oppsummert i Camus og Olsen, 2012), men oljekonsentrasjonene som ble brukt i eksperimentene var langt høyere enn dem man kan forvente å finne i nærheten av utslipp av produsert vann. Ulike bestander av

planktonarter er spredt over store områder, og selv om det kan forekomme negative effekter på individnivå, er det grunn til å tro at regulære utslipp ikke vil kunne føre til effekter på bestandsnivå. Det kan likevel ikke utelukkes at små mengder forurensing i plankton kan påvirke deres predatorer i form av bioakkumulering.

3.3.4 Virkninger på kommersielle ressurser

Fisk

Virkningen av regulære utslipp på fisk regnes som liten (Klif 2012), men kunnskapen om effekten av regulære utslipp på fiskebestander er begrenset. I Nordsjøen er det et stort overlapp mellom oljeinstallasjoner og gytefelt for viktige fiskebestander som hyse, torsk, sei, øyepål, makrell og tobis (Myhre et al. 2006). Av disse artene er hyse i god forfatning, seibestanden er synkende og nærmer seg føre-var nivået, torsk er under kritisk nivå, men har hatt en viss bedring siden bunnåret 2006, øyepål har hatt dårlig rekruttering i 2010 og 2011 og har blitt kraftig redusert de siste årene, makrell er over føre-var nivået og tobis har en relativt god gytebestand, men har hatt lav rekruttering i 2010 (ICES kvoteråd for 2013, 2012). Av menneskelig påvirkning på fiskebestandene, regnes fiskeriaktivitet å utgjøre en stor belastning, langtransportert forurensing og utslipp fra land og kystnære aktiviteter regnes å ha inntil middels påvirkning, mens regulære utslipp fra offshorevirksomhet antas å ha liten konsekvens for fiskebestandene i Nordsjøen (Klif, 2012). Et mulig unntak fra fraværet av virkninger på fisk er tendensen til forhøyede nivåer av DNA addukter i hyse fra Statfjord- og Gullfaksområdet (Tampen) i Nordsjøen (Balk et al. 2011). Dette funnet er nå under nøyere granskning, men det er imidlertid ikke grunn til å tro at denne mulige virkningen representerer noen alvorlig risiko for bestanden.

Tette ansamlinger av gytebestander og egg og larver vil være sårbare for industrielle utslipp (Myhre et al. 2006) og mens man antar at større fisk vil kunne bevege seg bort fra områder med høye nivåer av hydrokarboner, er egenbevegelsen til yngre stadier av fisk for liten til å kunne unnsnippe områder med høye konsentrasjoner. For å avdekke mulige effekter på tidlige livsstadier hos fisk, er det gjennomført simuleringer for sildelarver og seilarver i Norskehavet. Disse simuleringene antyder at regulære utslipp ikke vil føre til skader på populasjonsnivå hos disse artene (Jarandsen et al. 2008). Effekter av boreutslipp på fisk antas å ha størst virkning på arter som er avhengige av bestemte bunnsbaser (for eksempel tobis) og at endringer som følge av kaksdeponier vil kunne ha en lokal negativ effekt (Myhre et al. 2006, Jarandsen et al. 2008). Det er ikke grunn til å anta at regulære utslipp vil kunne få negative effekter på bestandsnivå, men det er usikkerhet knyttet til om utslag i sensitive biomarkører kan ha økologisk relevans. I tilfeller der det foreligger et godt datagrunnlag for miljørisikosimuleringer, se for eksempel Beyer et al. 2012, vil imidlertid slik usikkerhet kunne reduseres til et akseptabelt nivå.

Skalldyr

Skalldyr er en fellesbetegnelse på krepsdyr og skjell. I Norge høstes det reker, krabber og enkelte skjellarter til konsum. Blåskjell har en vidstrakt utbredelse, er filtrerende og er følsomme for forurenset partikulært materiale. Blåskjell er derfor godt egnet som indikator i overvåkning av regulære utslipp. Nivåene av miljøgifter i blåskjell som kan tilskrives regulære utslipp er vist å være høyest nær utslippsstedet og avtagende med økende avstand fra utslippspunktet (Hylland et al. 2008). Eksponering for borevæskespartikler har vist signifikante endringer i filtreringsrate, økt nivå av DNA-trådbrudd, endret proteinmønster og vevsskader i både kamskjell og blåskjell (oppsummert i Myhre et al. 2006) og for fastsittende organismer inntil 15 km nedstrøms fra utslippsstedet vil borevæskespartikler kunne ha en

negativ effekt. Det er ikke grunn til å tro at det er negative effekter av regulære utslipp for individer i en større avstand fra utslippsstedet, og dermed antas det at faren for påvirkning på bestandsnivå er liten.

Det er generelt gjennomført få økotoksikologiske effektstudier på tifotkreps (reker og krabber) (Camus og Olsen, 2012). For reker er det vist fototoksiske reaksjoner hos larver ved relativt lave konsentrasjoner av PAH (0,03 µg/l) (oppsummert i Myhre et al. 2006) og for pyntekrabbe er det vist at oljeeksponering førte til endring i hjerterefrekvens (Camus et al. 2002 i Camus og Olsen, 2012). Det er trolig ikke negative effekter av regulære utslipp på bestandsnivå hos tifotkreps, men kunnskapsgrunnlaget er begrenset.

3.3.5 Virkninger på kommersiell og annen human aktivitet

Det er ikke grunn til å anta at regulære utslipp fra dagens petroleumsvirksomhet på norsk sokkel påvirker annen human aktivitet i nevneverdig grad. Per i dag foregår det meste av petroleumsvirksomheten langt fra land, mens akvakultur og rekreasjon foregår nært land. Så langt vi kjenner til, påvirker regulære utslipp i hovedsak nærområdet rundt petroleumsinstallasjonene. Fiskeriaktivitet foregår i områder med petroleumsvirksomhet og er påvirket av denne både når det gjelder arealbegrensning som følge av sikkerhetssoner rundt overvannsinstallasjoner og av seismikkaktivitet, men er så langt vi kjenner til, ikke påvirket av regulære utslipp.

3.3.6 Øvrige virkninger

Belasting fra regulære utslipp kan ha konsekvenser for sjøfugl, men kunnskapsnivået er lavt (Klif, 2012). Sjøfugler er øverste ledd i næringskjeden og er derfor være sårbar for bioakkumulering av miljøpåvirkende stoffer. I hekkesesongen er sjøfugler svært stedbundne og eventuelle forhøyede nivåer av miljøpåvirkende stoffer i byttedyrene vil kunne ha en negativ påvirkning på sjøfuglbestander.

3.3.7 Effekter av regulære utslipp i Arktis

Kunnskapen om effekter av regulære utslipp i Arktis er begrenset. Det har foregått leteboring i Barentshavet i flere tiår, men så langt er det kun Snøhvitfeltet som er i vanlig produksjon. Gass fra dette feltet utvinnes på landanlegget Melkøya og utslippene herfra er i all hovedsak kjølevann (se kapittel 3.4.4). Det er utført en rekke studier, blant annet gjennom forskningsprogrammet SAARP (Statoil-Arctos Research Programme) og PROOFNY, der potensiell effekt av olje på arktiske organismer er undersøkt. Camus og Olsen (2012) har gjennomgått tilgjengelige forskningspublikasjoner som omhandler biologiske effekter av petroleumrelaterte komponenter på arktiske marine organismer. De fleste studiene er gjort med tanke på å undersøke effekter av akutte oljeutslipp, og forfatterne har ikke funnet studier som undersøker effekter av produsert vann og kun én studie som omhandler potensielle effekter av boreutslipp. Camus og Olsen (2012) etterlyser en standardprotokoll for å undersøke effekter av olje på arktiske organismer. Av studiene de har oppsummert, benyttes det ulike oljetyper, oljekomponenter, eksponeringstid og konsentrasjoner. Dette gjør det vanskelig å gjøre direkte sammenlikninger mellom studier. Spørsmålet om arktiske organismer er mer sensitive for oljepåvirkning kan ikke besvares entydig og svært få studier har gjort slike sammenlikninger. Resultatene fra de oppsummerte studiene viser at i noen tilfeller er arktiske arter mer sensitive, andre ganger mindre sensitive, enn tempererte arter (Camus og Olsen, 2012). Dette er i tråd med konklusjonene i PROOFNY programmet, der forskjellen i sensitivitet for oljereelatert forurensing mellom arktiske og tempererte arter er liten og kan gi seg utslag begge veier (Bakke et al. 2012). Videre peker Bakke et al. (2012) på at andre forskjeller enn organismenes sensitivitet mellom Arktis og tempererte strøk kan gi ulike

responser på oljerelatert forurensing. Her nevnes sesongvariasjon, fordeling av bestander i tid og rom, lysforhold, temperatur, klimaendringer og forskjeller i bunnfauna-sammensetning (Bakke et al. 2012). Ved en opptrapping av petroleumsvirksomhet i kalde områder bør det settes av betydelig midler til å øke kunnskapsstatus på potensielle effekter av regulære utslipp i slike områder (se kapittel 7).

3.4 Miljøpåvirkning fra ulike faser av virksomheten

3.4.1 Leteboring

For å påvise nye petroleumsforekomster må det bores letebrønner, både undersøkelsesbrønner for å påvise forekomster, og avgrensningsbrønner for å kartlegge størrelsen på nye funn. I 2010 ble det påbegynt 65 letebrønner og i 2011 ble det påbegynt 52 letebrønner (miljostatus.no) på norsk sokkel. Leteboring foregår med boreskip eller flyttbare borerigger og det slippes ut borekaks, borekjemikalier, sementeringskjemikalier, gjengefett og ulike hjelpekjemikalier. Det slippes ut betydelige mengder kjemikalier, men svært lite miljøfarlige stoffer. For å kunne bore letebrønner må det foreligge utslippstillatelse fra myndighetene. Det er vanligvis tillatt å slippe ut borekaks med rester etter vannbasert borevæske, mens borekaks med vedheng av oljebaserte borevæsker ble forbudt i 1992 og utslipp av borekaks med syntetiske borevæsker har vært forbudt siden 2005 (miljostatus.no). Det kan imidlertid gjøres unntak fra forbudet hvis innholdet av olje eller basevæske i organisk borevæske er mindre enn 1% på tørrvektbasis. Borekaks som ikke tillates sluppet ut på sjøbunnen kan enten injiseres i berggrunnen, eller fraktes til land.

3.4.2 Innstallering og oppstart

Før produksjonen settes i gang må det utføres brønntesting for å få informasjon om hydrokarboner i brønnen og produksjonsmuligheter, dette gjøres normalt som en forlengelse av boreoperasjonen for en lete- eller avgrensningsbrønn. Ved brønntesting kan det benyttes en "drill stem test" for å få best mulig informasjon. Denne krever store væskeprøver og det vil normalt slippes ut væske til sjø (OED, 2003). Det finnes også en alternativ teknologi med prøvetaking i reservoaret, denne gir ikke like god informasjon som en vanlig brønntesting, men i noen tilfeller tilstrekkelig informasjon. Ved innstallering og oppstart skal rørledninger klargjøres for bruk og i den forbindelse slippes det ut vann som er tilsatt kjemikalier. Disse stoffene kan være miljøskadelige og det anbefales at utslippshastigheten er lav for å oppnå rask fortynning av miljøfremmende stoffer. Det bør unngås utslipp på gyteplasser og i gyteperioder for å hindre potensiell skade på tidlige livsstadier hos fisk (Myhre et al. 2006). Det brukes ofte fluorescein som fargestoff og glutaraldehyd som oksygenfjerner. Fluorescein er lite giftig, men sent nedbrytbart og bør derfor unngås sluppet ut nær korallrev (OED, 2003). Glutaraldehyd er giftig, men brytes ned i sjøen og effektene på torskeegg og larver regnes som begrensede (OED, 2003). Utslipp av kjemikalier som brukes i klargjøring av rørledninger gjøres normalt på produksjonsstedet.

3.4.3 Produksjonsboring

Ved produksjonsboring bores det flere brønner enn ved leteboring og det slippes derfor ut borekaks og borevæsker i større mengder enn ved leteboring. Ofte etableres det havbunnbaserte brønnrammer hvor det bores til flere brønner fra samme utgangspunkt (Rye et al., 2008). Her vil det samle seg større mengder boreavfall i form av borekaks og borevæske enn det gjør ved en enkelt leteboringsbrønn.

3.4.4 Produksjonsfase

I produksjonsfasen slippes det i hovedsak ut produsert vann, i tillegg slippes det ut drenasjevann, kjølevann og i flere tilfeller fortrenningsvann (se beskrivelse i kapittel 3.3.1). Mulighetene for å redusere utslipp av boreavfall er større i denne fasen enn i letefasen, fordi det i produksjonsfasen kan bygges tilstrekkelig infrastruktur til å håndtere de regulære utslippene. Det er en høy regularitet i reinjeksjon av produsert vann på norsk sokkel i dag.

Fra landbaserte anlegg slippes det i hovedsak ut kjølevann. Dette vil kunne gi forhøyet vanntemperatur i nærområdet rundt utslippspunktet. Det produserte vannet som slippes ut fra landanlegg blir rensset gjennom flere trinn. I de eksisterende landanleggene i Norge håndteres det kun gass og kondensat hvor det i utgangspunktet er svært lite produsert vann. Vi gir her en kort oppsummering av overvåkingsresultater fra tre landanlegg, derav ett (Melkøya) i Barentshavet:

Melkøya

Som en del av Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit har Akvaplan-niva gjennomført tre grunnlagsundersøkelser av Snøhvitfeltet i forkant av produksjonsstart i 2007 på Melkøya (Carroll et al., 2000, Trannum et al., 2004, Velvin et al., 2007) og to miljøundersøkelser (Velvin et al. 2009, 2010) av landanlegget i drift, i tillegg til én miljøundersøkelse for Region IX og én for hele region IX og X, Barentshavet (Mannvik, 2011). De operasjonelle regulære utslippene til sjø fra det landbaserte LNG-anlegget består i all hovedsak av kjølevann fra gasskjøleanlegget og av en mindre del rensset produsert vann. Disse utslippene skal i teorien ikke inneholde forurensende stoffer og skal dermed ikke gi målbare negative miljøeffekter. I miljøundersøkelsene som ble gjort i etterkant av driftsoppstart ble det gjort undersøkelser ved hjelp av biomarkører, både i felt og lab, undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og undersøkelser av hardbunnssamfunn, bløtbunnssamfunn og fjæresamfunn. Resultatene fra miljøundersøkelsene etter driftsoppstart viser ingen vesentlige endringer i miljøforhold siden grunnlagsundersøkelsene (Velvin et al. 2009, 2010).

Kollsnes

Prosessanlegget på Kollsnes utenfor Bergen behandler gass fra Trollfeltet, Kvitebjørn og Visund. Sjøbunnen rundt landanlegget har blitt undersøkt jevnlig fra første grunnlagsundersøkelse i 1991 og gjennom fire oppfølgende studier både før og etter utbygging og drift. Undersøkelsene har inkludert både kjemiske, biologiske og strandsonesøk og har ikke påvist noen vesentlige negative effekter på det marine miljø som følge av gassutvinning på Kollsnes. Den foreliggende miljøundersøkelsen (Alvsvåg et al. 2008) rapporterte om en forverret miljøtilstand på tre av syv prøvestasjoner sammenlignet med tidligere undersøkelser, men at endringene ikke kunne relateres direkte til Kollsnesanlegget.

Kårstø

Gassprosesseringsanlegget på Kårstø ble bygget i 1985-1988 og senere utvidet flere ganger for å kunne prosessere gass og kondensat fra stadig nye felter. Det operasjonelle hovedutslippet har i hele perioden vært kjølevann (oppvarmet sjøvann). Kjølevannet tas inn på ca. 80 m dyp og slippes ut i ca. 10-15 m dyp. Kjølevannsmengden har også økt med økende prosessering og var i 2002 oppgitt å være 14 000 m³/t. Dagens kjølevannsfluks ligger på ca. 50 000 m³/t (Kilde: Statoil). Avløpsvannet fra terminalens vannrenseanlegg går også inn på kjølevannsutslippet. Biologiske forhold rundt Kårstø er overvåket med ujevne mellomrom siden 1981 (1981-83 (Bakke et al., 1984), 1988-89 (Pedersen, et al. 1990), 1995-97 (Pedersen og Green, 1996, Pedersen et al., 1998), 2002-2003 (Walday et al., 2004)) og med hovedvekt på økologisk struktur i hardbunnssamfunn av alger og dyr fra tidevannssonen

og ned til maksimalt 30 m dyp. Miljøstudiene har også omfattet beskrivelse av primærproduksjon i vannmassene, bløtbunnsfauna og analyse av forekomst av biotilgjengelige miljøgifter i vannmassene (Bakke, 2003). Hardbunnsobservasjonen har dekket et stort antall lokaliteter fra nærsone og ut til anslagsvis 8 km fra terminalen. Sammensetningen av alger og dyr rundt Kårstø er typisk for vestnorsk kystområde. Samfunnsstrukturen varierer betydelig i tid og rom, primært på grunn av naturlige faktorer som substrat, bølgeeksponering og vekslende mellom kalde og varme år (Pedersen et al., 1998). Etter oppstart ble det i 1988-89 funnet svake tegn til endringer i artssammensetning i tidevannssone ca. 1 km vest for terminalen som kunne knyttes til kjølevannsutslippet (Pedersen et al., 1990), men ut over dette er det ikke dokumentert virkninger av de regulære utslippene.

3.5 Mangler ved dagens kunnskap

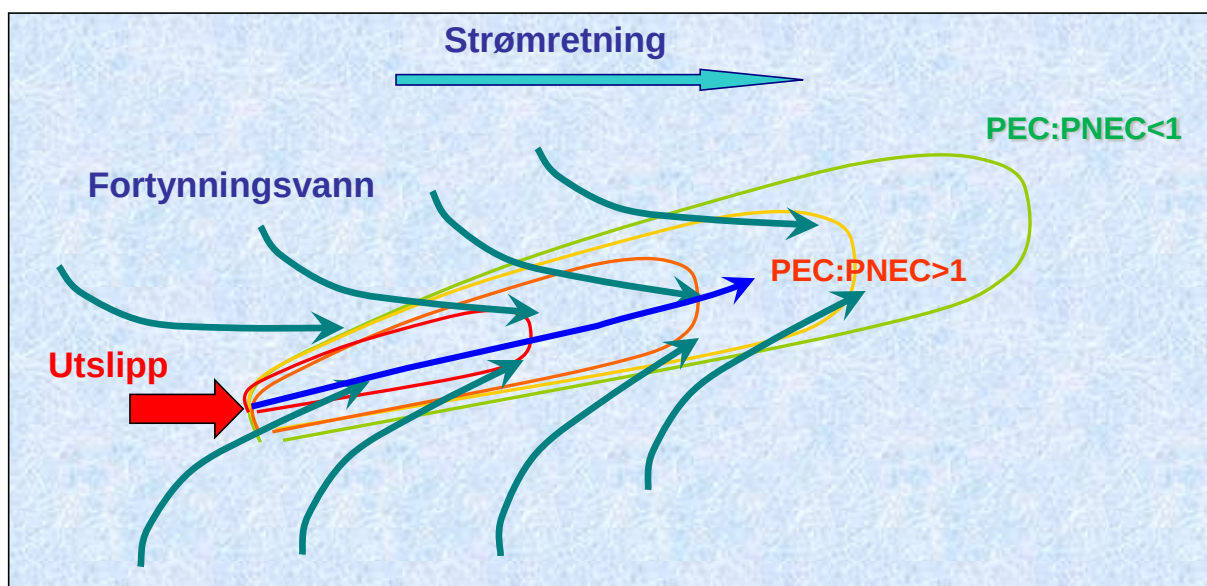
Det er fortsatt mangler i dagens kunnskap når det gjelder forholdet mellom nivå av ulike miljøgifter og effekten av disse på miljøet. Vi har relativt god kunnskap om nivåene av miljøgifter i seg selv, men mangler gode metoder for å detektere miljøeffekter (Klif, 2012). Det er god kunnskap om utslippenes virkninger på sedimentfauna, men vi vet svært lite om virkninger på koraller og svamp. Det betyr at det er vanskelig å fastslå den reelle effekten av regulære utslipp på enkelte elementer i miljøet som det er stor oppmerksomhet rundt. Man har også begrenset kunnskap når det gjelder effekten av blanding av flere miljøgifter og enkeltforsøk viser at blanding av flere gifter kan gi en akkumulert virkning som er mange ganger summen av de enkeltstående forventede effektene (Klif, 2012). Videre er kunnskapen om langtidsvirkninger av regulære utslipp og effekten av bioakkumulering av stoffer som kommer fra regulære utslipp begrenset. Det finnes lite kunnskap om effekten av regulære utslipp i Arktis. Følsomheten hos arktiske organismer er ikke systematisk forskjellen fra sårbarheten andre steder på sokkelen, men vi vet så langt ikke om arktiske marine økosystemer er mer sårbare enn områder lengre sør (Bakke et al. 2012, Camus og Olsen, 2012). Det er lite erfaring knyttet til kystnær petroleumsvirksomhet og petroleumsvirksomhet i høyproduktive havområder.

4 Influensområder for mulige regulære utslipp i havområdet Barentshavet sørøst

4.1 Innledning

Influensområde for utslippene defineres ut fra forholdet mellom modellert spredning og fortynning av de aktuelle stoffene og omforente grenseverdier av stoffenes toksisitet eller andre virkninger overfor marine organismer. Influensområdet for hvert stoff defineres som området hvor utslippet fortsatt har så høye nivåer av utslippskomponenter at det er fare for effekter, dvs. der beregnet nivå av et stoff (PEC: Predicted Environmental Concentration) overskrider grense for effekter på organismer (PNEC: Predicted No Effects Concentration). Utenfor dette området er forholdet $PEC/PNEC < 1$ og det bør ikke være risiko for effekter. Dette er skjematisk vist i Figur 4.1. Angivelse av influensområdet bør også ta hensyn til hvor lang tid det vil ta før man oppnår $PEC/PNEC < 1$ ved naturlig fortynning. Som konservativ tilnærming brukes kronisk PNEC i utgangspunktet for alle utslippene, men dersom fortynningen skjer raskt (størrelsesorden timer) vil også eksponeringsvarigheten i vannmassene være kort, og det kan være mest relevant på bruke PNEC for kortvarig (akutt) påvirkning. Ved langsom fortynning og for organismer som forblir vedvarende eksponert (f.eks. i sedimentene) vil kronisk PNEC være mest relevant.

Det følger av dette at influensområdet for de enkelte utslippstoffene vil være forskjellig. Utslippets totale influensområde er her definert som det største av disse. Det er ikke empirisk grunnlag for å angi influensområder basert på samvariasjon mellom stoffene.



Figur 4.1. Skjematisk skisse (sett ovenfra) av den kontinuerlige prosessen der et utslipp til sjø blandes med omgivende sjøvann. Utslipet følger strømmen og vil etter hvert nærme seg kvaliteten på det omgivende vannet. Etter en viss innblanding vil nivået av en utslippskomponent (PEC) bli lavere enn det nivået som gir effekter (PNEC), dvs. $PEC:PNEC < 1$ og det vil ikke lenger være risiko for skadevirkning.

4.2 Aktuelle utslipp (type, volum, sammensetning) fra OED

4.2.1 Produsert vann

De aktuelle utslippsstoffene og forventede konsentrasjoner ved utslipp er gitt av OED og vist i Tabell 4.1 (produksjonskjemikalier) og Tabell 4.9 (naturlige komponenter). Utslipp av tilsatskjemikalier vil variere mye fra felt til felt.

Tabell 4.1 Kjemikaliefunksjoner og konsentrasjoner for produksjonskjemikalier (Goliat KU/Eni 2008). Kilde: Notat OED 02.07.2012.

Kjemikalietype	Konsentrasjon tilsatt	Prosesstrøm
Avleiringshemmer	30 ppm	Produksjon
Vokshemmer	250 ppm	Produksjon
Emulsjonsbryter	30 ppm	Produksjon
Skumdemper	30 ppm	Produksjon
Flokkulant	10 ppm	Produsert vann renseanlegg

4.2.2 Borekaks

OED har angitt estimert mengde kaks per brønn til 490,8 m³ (1227 tonn), hvorav 284,2 m³ sluppet ut ved bunnen (Tabell 4.7). Sammensetningen av boreutslipp som legges til grunn for vurderingen er gitt i Tabell 4.2. Det er forutsatt at bare vannbasert borevæske blir sluppet ut sammen med borekaks. Tallene i Tabell 4.2 må anses som konservative anslag, og er basert på utslippssøknader. Det er ikke oppgitt utslippsrater (mengde/tidsenhet) for borekaks.

Tabell 4.2. Utslipp av rester av borevæske/kjemikalier fra boring med vannbasert borevæske.

Stoff	Samlet utslipp pr brønn (tonn/brønn)	Kommentarer
Barytt	300-500	Antatt å dominere som vektstoff. Bruk av ilmenitt bør ikke utelukkes
Bentonitt	15-30	
Sement	15-25	Utslipp nær brønnhodet for topphullseksjonene (5-10 m). Regulære utslipp fra rigg er normalt ubetydelige
Gule stoffer	60-100	Leirskiferstabilisatorer. Regnes som vanskelig nedbrytbare (Y2)

4.3 Utslippskomponenter og grenseverdier for effekter (PNEC)

Kroniske PNEC-verdier blir også kalt miljøkvalitetsstandarder. De er i stor grad definert på basis av toksisitetstester og andre relevante undersøkelser og vil være allmenngyldige for de enkelte stoffene.

4.3.1 Produsert vann

OSPAR (2012), Klif (2007) og Aquateam (2009) har utledet kronisk PNEC for de fleste av de aktuelle stoffene i produsert vann. Der slike finnes er de anvendt her. Tabell 4.3 viser ulike relevante verdier av kronisk PNEC fra utslippsstoffene. Forventede utslippskonsentrasjoner og anvendt PNEC for de stoffene som er vurdert, er gitt i Tabell 4.9. Der det foreligger flere forslag til PNEC har vi anvendt den laveste. Tabell 4.9 angir også fortynningsfaktorene som er nødvendig for å oppnå et PEC:PNEC-forhold på 1 for produsert vann. I praksis vil det stoffet som krever høyest fortynning være styrende for utbredelsen av influensområdet.

Spredning og fortynning av tilsatte produkter forventes å følge samme spredningsmønster som for enkeltstoffer i samme utslippet. Den kjemiske sammensetningen av produktene er imidlertid ikke kjent. Det er derfor ikke mulig å fastsette gyldige PNEC-verdier, og følgelig heller ikke mulig å angi influensområder.

Tabell 4.3. Komponenter i produsert vann (Kilde: Notat OED 02.07.2012) samt kroniske PNEC-verdier fra ulike relevante kilder. Laveste PNEC er anvendt i utredningen. i.u.: ikke utredet.

Komponent-gruppe	Stoff	PNEC µg/l			
		Klif TA-2229	OSPAR 2012	Aquateam 2009	Laveste PNEC
BTEX	Benzen		8		8
	Toluen		7,4		7,4
	Etylbenzen		10		10
	Xylen		8		8
NPD/PAH	Naftalen	2,4	2		2
	C1-naftalen		2		2
	C2-naftalen		2		2
	C3-naftalen		2		2
	Fenantren	1,3	1,3		1,3
	Antrasen	0,11	0,1		0,1
	C1-Fenantren	1,3	1,3		1,3
	C2-Fenantren		1,3		1,3
	C3-Fenantren		1,3		1,3
	Dibenzotiofen		0,1		0,1
	C1-dibenzotiofen		0,1		0,1
	C2-dibenzotiofen		0,1		0,1
	C3-dibenzotiofen		0,1		0,1
	16 EPA/PAH				
	Acenaftylen	1,3	0,13		0,13
	Acenaften	3,8	0,38		0,38
	Fluoren	2,5	0,25		0,25

	Fluoranten	0,12	0,0063		0,0063
	Pyren	0,023	0,023		0,023
	Krysen	0,07	0,007		0,007
	Benzo(a)antrasen	0,012	0,0012		0,0012
	Benzo(a)pyren	0,05	0,00017		0,00017
	Benzo(g,h,i)perylene	0,002	0,00017		0,00017
	Benzo(b)fluoranten	0,03	0,00017		0,00017
	Benzo(k)fluoranten	0,027	0,00017		0,00017
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,002	0,00017		0,00017
	Dibenz(a,h)antrasen	0,03	0,00014		0,00014
Fenoler	Fenol		7,7		7,7
	C1-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C2-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C3-Alkylfenoler		7,7		7,7
	C4-Alkylfenoler		0,64		0,64
	C5-Alkylfenoler		0,2		0,2
	C6-Alkylfenoler		0,01		0,01
	C7-Alkylfenoler		0,01		0,01
	C8-Alkylfenoler	0,12	0,01		0,01
	C9-Alkylfenoler	0,33	0,3		0,3
Organiske syrer	Maursyre			216000	216000
	Eddiksyre			126000	126000
	Propionsyre			76000	76000
	Butansyre			44000	44000
	Pentansyre			25000	25000
	Naftensyrer			9800	9800
Metaller	Arsen	4,8			4,8
	Bly	2,2	1,3		1,3
	Kadmium	0,24	0,24		0,24
	Kobber	0,64	2,6		0,64
	Krom	3,4	0,8		0,8
	Kvikksølv	0,048	0,048		0,048
	Nikkel	8,2	8,6		8,2
	Zink	2,9	4,5		2,9
	Jern	i.u.	i.u.	i.u.	-
	Barium	i.u.	i.u.	i.u.	-
NORM (bq/l)	226Ra				
	228Ra				
	210Pb				

4.3.2 Borekaks

Borekaks som sedimenterer vil kunne virke negativt både ved toksisitet og ved fysisk nedslamming fra kakspartikler. I tillegg vil en endret kornstørrelse i forhold til det som er naturlig, kunne endre faunasammensetningen. På basis av toleranse for nedslamming for en rekke sedimentlevende dyr har Smit et al (2008) utledet en PNEC for fysisk nedslamming på 6 mm. Dette er i praksis samme som terskel for effekter av sedimentert vannbasert borekaks på 10 mm funnet av bl.a. Trannum (2011) i mesocosmforsøk med intakte bunnsamfunn. I vår utredninger er en PNEC på 10 mm anvendt, dvs influensområdet for sedimentert borekaks vil være der kakslaget er 10 mm eller tykkere. Det bør likevel understrekes at denne PNEC først og fremst er basert på sårbarhet hos sedimentfauna. Det er lite kjent om toleranse for nedslamming hos f.eks. svamp og koraller. Larsson and Purser (2011) antyder at følsomheten hos kaldvannskorallen *Lophelia pertusa* kan være noe høyere enn den angitt PNEC, men dette er usikkert.

Smit et al (2008) har beregnet en PNEC for effekter av øket TSM (totalt suspendert materiale) på 18 mg/l barytt holdig kaks og 7,6 mg/l av ilmenit holdig kaks. Siden begge vektstoffene er aktuelle har vi konservativt brukt en økning på 8 mg/l over antatt bakgrunnskonsentrasjon som PNEC for TSM.

Vurdering av influensområde for toksisitet av borekaks-kjemikalier krever informasjon om konsentrasjon av de aktuelle stoffene i kaksutslippet. Informasjon som gjør det mulig å beregne dette er av OED bare gitt for barium, bentonitt og sement (Tabell 4.2). OED oppgir et kaksutslipp på 1227 tonn/brønn (Tabell 4.7) som da vil inneholde maksimum 41 % barytt (bariumsulfat), 2,5 % bentonitt og 2% sement. Ingen av disse stoffene forventes å ha en toksisk virkning av betydning. Vi har derfor ikke grunnlag for å beregne PNEC for toksisitet av stoffene i kaksutslippet.

4.4 Spredningsmodellering

4.4.1 Modellbeskrivelse

Vi har benyttet den 3-dimensjonale modellen/modellpakken GEMSS. Kjernen i modellpakken er hydrodynamiske beregninger (strøm, temperatur og saltholdighet) og transport av konservative stoffer. Derneft kan man laste inn moduler for vannkvalitet, sedimenttransport, oljespredning mm. Ved denne anledningen benyttet vi en spesial modul, GIFT. GIFT beregner hvordan en stråle bestående av væske og partikler oppfører seg fra den forlater rørledningen til den sedimenterer.

Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>.

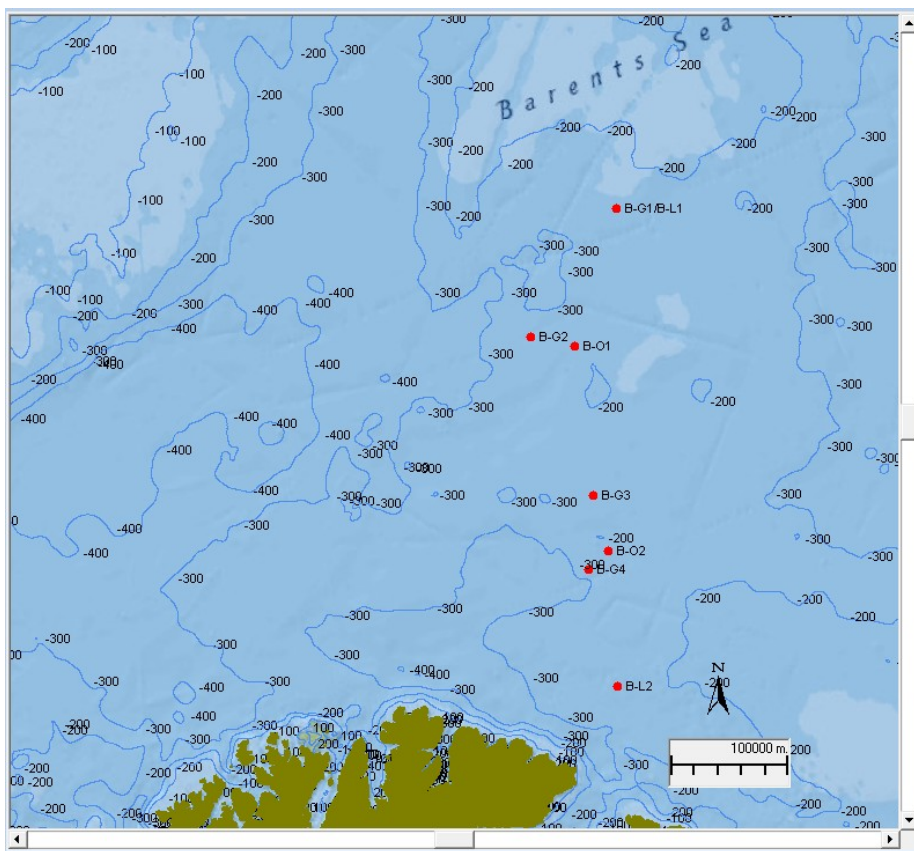
De viktigste inngangsdata for modellen er:

- Utslipp: mengde væske, tetthet og utslippets varighet
- For borekaks i tillegg: mengde partikler, partiklenes tetthet og kornfordeling
- Utslippsanordning: rørets diameter, utslippets plassering (x,y,z) og retning,
- Resipient: strøm, temperatur og saltholdighet
- Digitalt dybdekart (shape)

Resultatene er også avhengig av det rutenettet vi velger som beregningsenhet. For sedimentasjon av partikler er den horisontale utbredelsen av disse beregningsenhetene 12 x 12 meter. For konsentrasjoner i suspensjon er disse beregningsenhetene økende med avstanden fra installasjonen. De minste beregningscellene der var ca. 100 x 100 meter i horisontalplanet og 10 meter i dybderetningen. De presenterte konsentrasjonene representerer følgende middelverdien inne hvert beregningsselement (rute).

4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser

Det er oppgitt 7 installasjoner i Barentshavet sørøst. To av disse er letelokaliteter og resten produksjonsinstallasjoner. Dybden ved plattformene varierer mellom 200 m og 300 m (Tabell 4.4).



Figur 4.2. Lokalisering av utslippspunkt, Barentshavet sørøst

For letebrønnene ble det simulert spredning av borekaks. For de tre produksjonsinstallasjonene ble det simulert utslipp av produsert vann.

Modelleringen tar utgangspunkt i fire av de angitte installasjonene (Tabell 4.4), to letebrønner (gule) og to produksjonsinstallasjoner (grønne). For letebrønnene ble det simulert spredning av borekaks. For de tre produksjonsinstallasjonene ble det simulert utslipp av produsert vann.

Tabell 4.4. Barentshavet sørøst. Oversikt over planlagte installasjoner med posisjoner og vanndyp. Fargelagte installasjoner er modellert.

Felt/letebrønn	Geografiske koordinater	Geografiske koordinater	Ca. Havdyp , m
B-O1	73° 21' N	33° 58' E	-300
B-O2	71° 51' N	33° 13' E	-200
B-G4	71° 46' N	32° 40' E	-300
B-G1/B-L1	74° 12' N	36° 12' E	-250
B-G3	72° 16' N	33° 17' E	-300
B-G2	73° 31' N	32° 58' E	-300
B-L2	70° 53' N	32° 31' E	-250

4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann

4.4.3.1 Modellforutsetninger

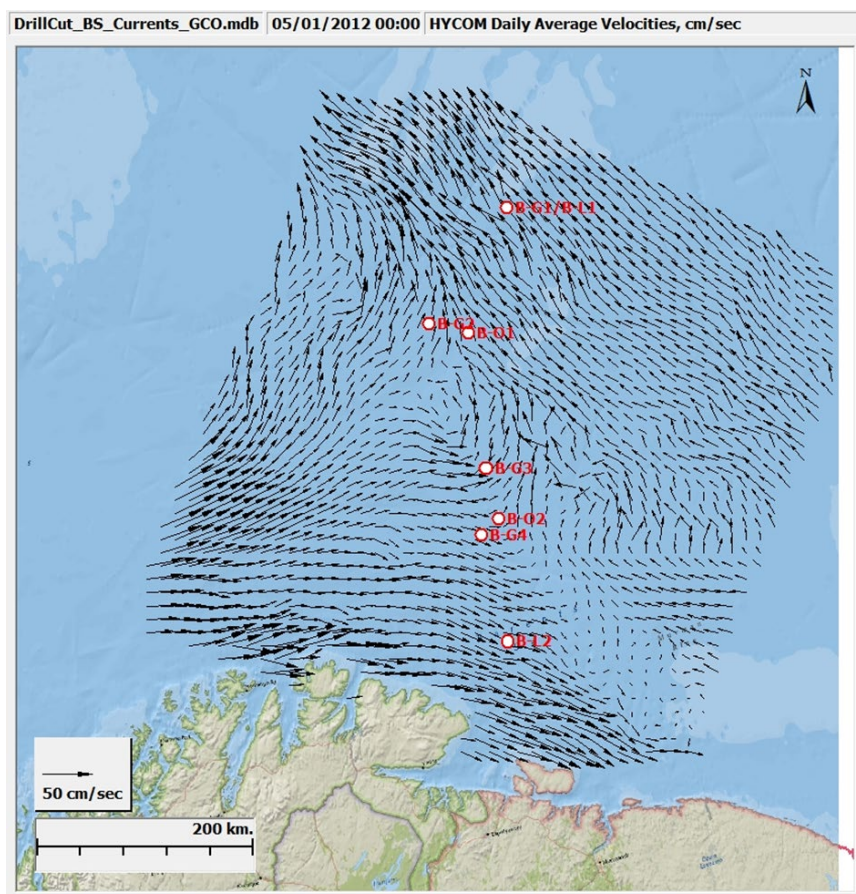
Vi har simulert utslipp av produsert vann i en måned, mai 2012.

Vi har benyttet simulerte strømmer, vanntemperatur og saltholdighet fra databasen HYCOM for denne perioden (Figur 4.3). Disse dataene finnes med en tetthet tilsvarende 1/12 grad både langs bredde- og lengdegrad. Dette utgjør et rutenett med ca. 4 km mellom punktene. I dybderetningen er det 30 lag, 10 meter i overflaten og eventuelt økende tykkelse nedover i dypet. For en nærmere beskrivelse se: <http://hycom.org/>. Figur 4.3 gir et eksempel på midlere overflatestrøm 1. mai 2012. Typisk strømhastighet var 10-20 cm/sek.

Vinddata 10 meter over havet er lastet ned fra databasen SEAWIND, <http://www.ncdc.noaa.gov/oa/rsad/air-sea/seawinds.html>.

Strøm og vinddata foreligger i databasen i formatet NETCDF. Dette formatet leses direkte inn i modellen.

Utslipet av produsert vann var kontinuert via en nedoverrettet rør med utløp 30 meter under overflaten (Tabell 4.5).



Figur 4.3. Simulerte midlere strøm i øvre 0-10 m 1. mai 2012. Kilde HYCOM.

Tabell 4.5. Karakteristika for utslipp av produsert vann fra en oljeplattform.

Utslippsdyp	30 m under havoverflaten
Utslippstemperatur	70 °C
Utslippsvannets tetthet	1030 kg/m ³ ved 15°C*
Utslippsrate, Barentshavet sør	3154 m ³ /døgn (B-O2)
Utslippsrate, Barentshavet nord	5341 m ³ /døgn (B-O2)
Diameter på utslippsrør	75 cm
Retning på utslippsrør,	Vertikal nedeoverrettet
Utslipphastighet,	0,466 m/s

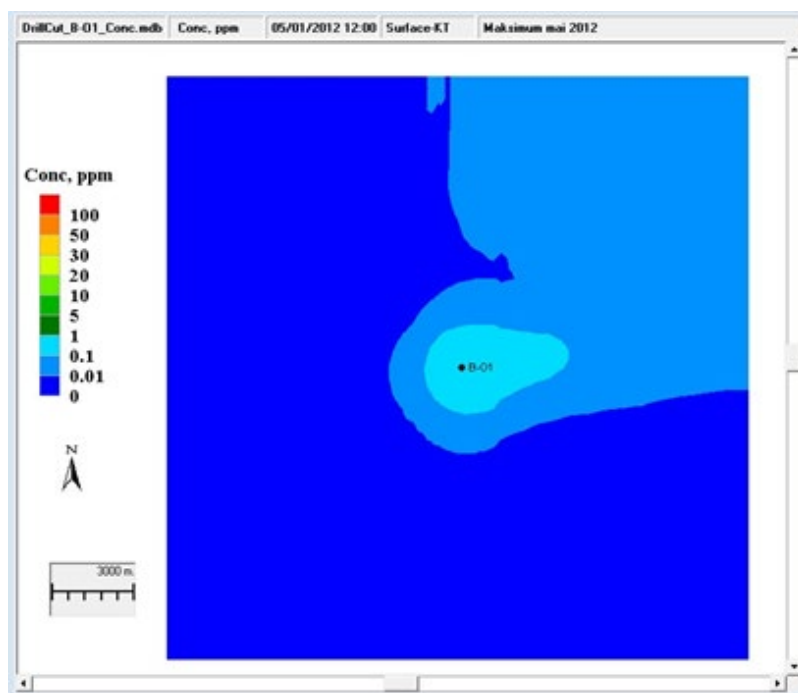
*Temperaturen på 15°C , spesifisert av OED.

4.4.3.2 Modellresultater - produsert vann

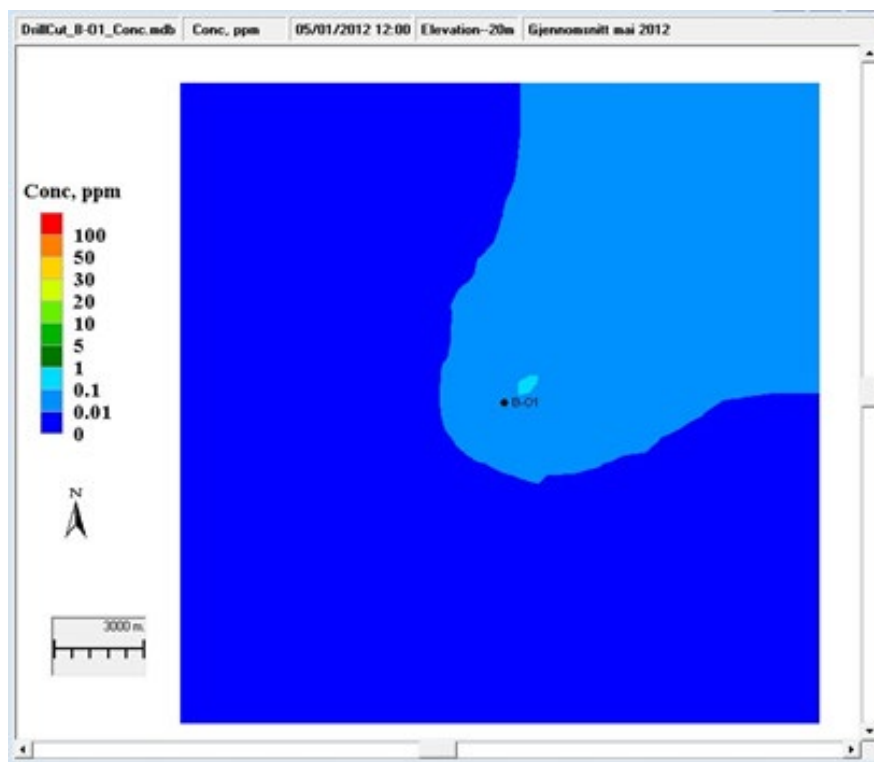
Installasjon B-O1

Dybden i området er ca 300 m. Utslippsmengden av produsert vann var 5 341 m³/døgn. Figur 4.4 til Figur 4.9. viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var ingen konsentrasjoner av produsert vann over 1 ppm. På 30-60 m vanndyp hadde konsentrasjoner på opp til 5 ppm en utstrekning på omtrent 1 km. I 90-100 m dyp var ingen konsentrasjon over 1 ppm og nivåer over 0,1 ppm hadde utstrekning på ca 1 km.

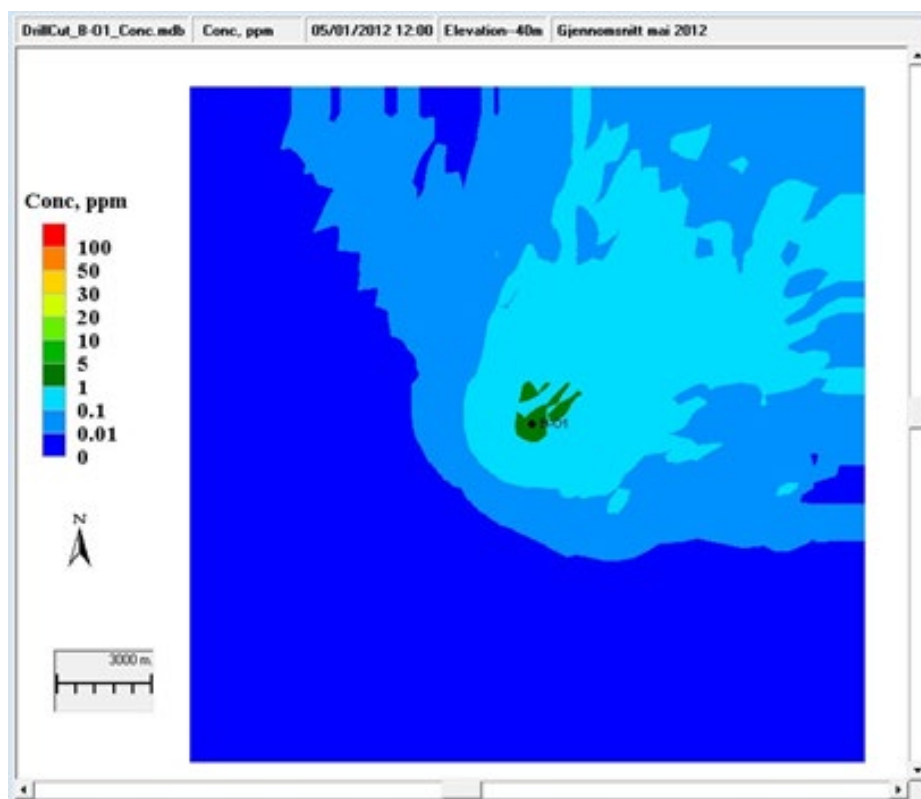
Figur 4.9 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.



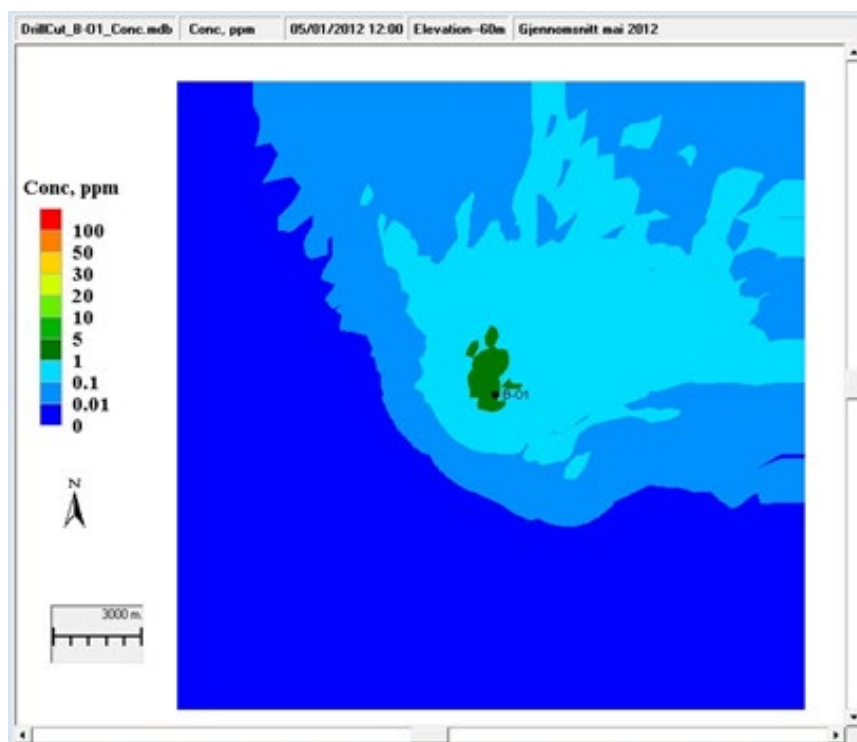
Figur 4.4. Installasjon B-O1. Dyp 0 – 10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.



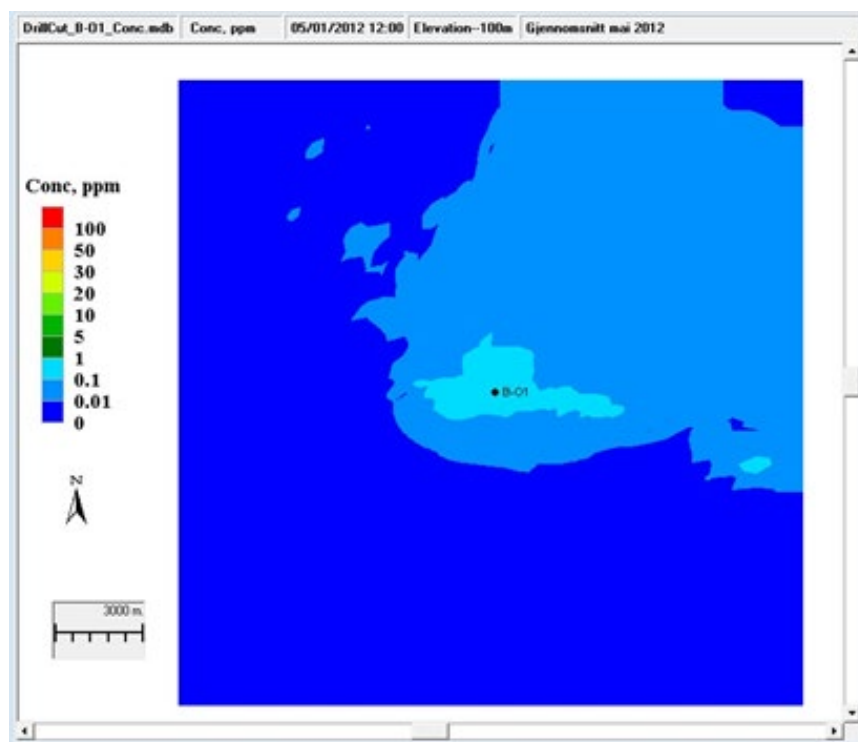
Figur 4.5. Installasjon B-O1. Dyp 0 - 20 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.



Figur 4.6 Installasjon B-O1. Dyp 30 - 40 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

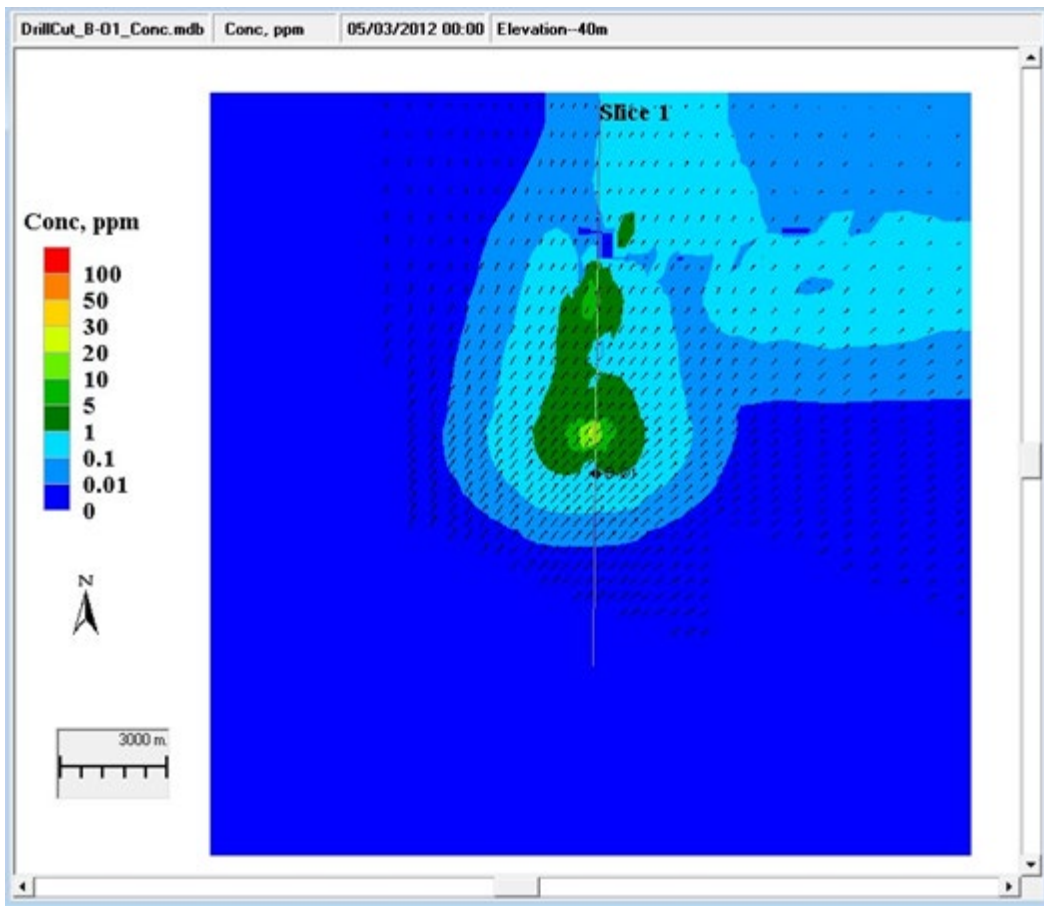


Figur 4.7. Installasjon B-O1. Dyp 50 - 60 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

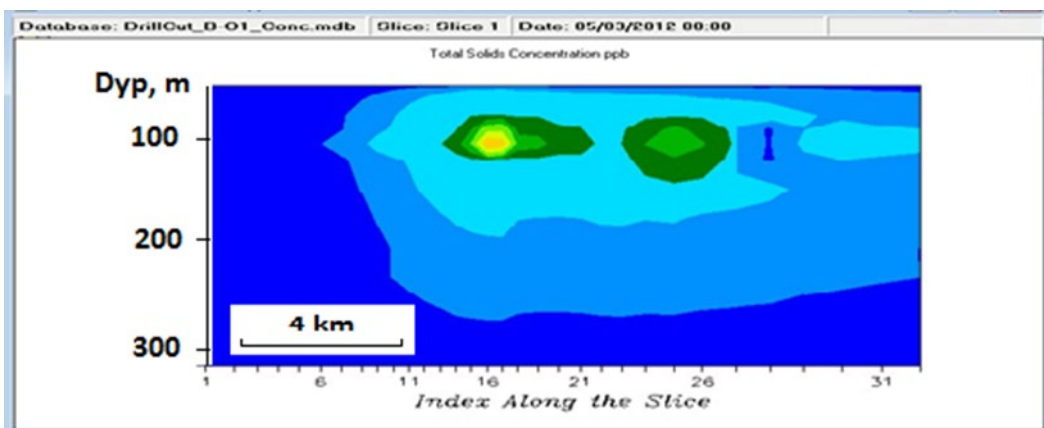


Figur 4.8. Installasjon B-O1. Dyp 90 - 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

A.



B



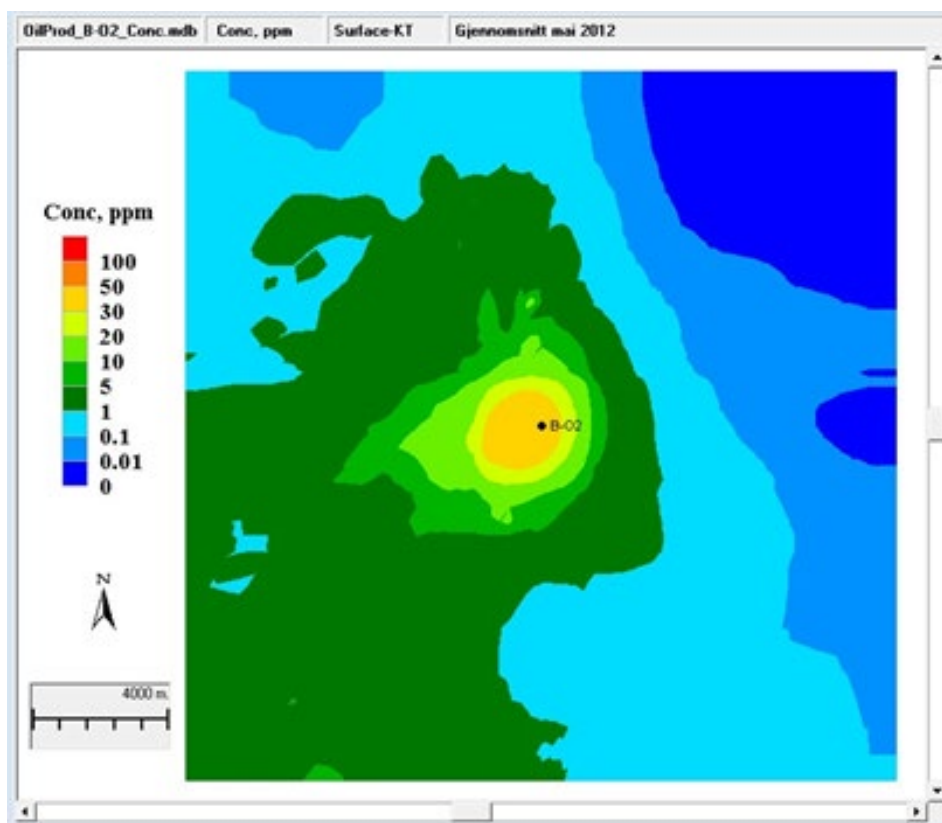
Figur 4.9. Installasjon B-O1. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 3. mai 2012. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalfordeling langs et snitt mot nor-sør som angitt i A.

Installasjon B02

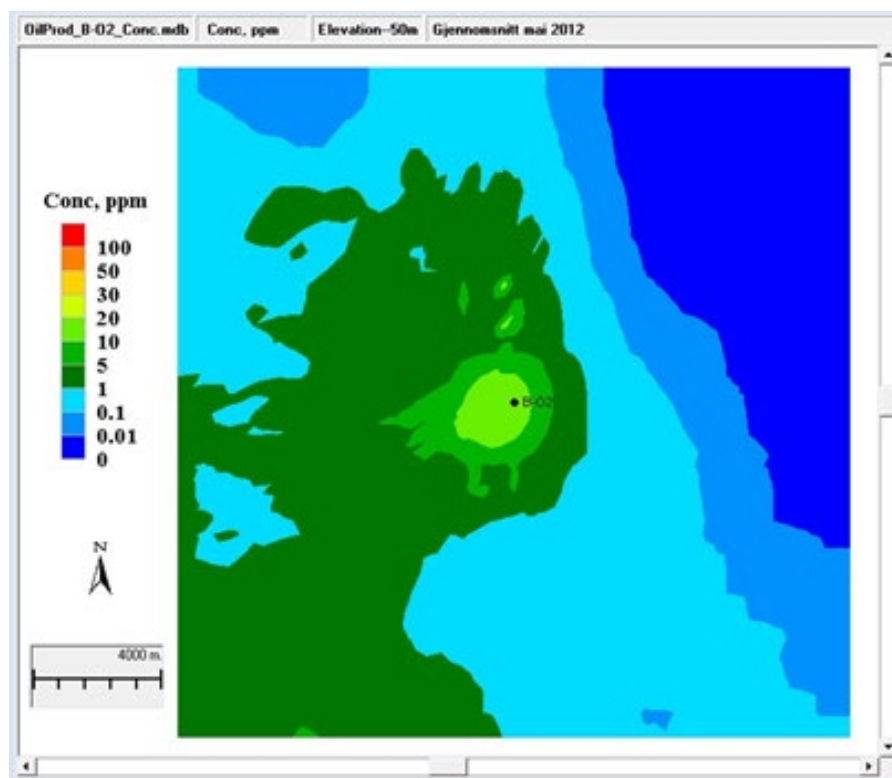
Utslippsmengden av produsert vann var 3 154 m³/døgn.

Figur 4.10 til Figur 4.14 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var de høyeste konsentrasjonene på mellom 30 og 50 ppm og med en utstrekning på opp til 2 km fra installasjonen. Konsentrasjoner over 5 ppm kunne forekomme ut til ca 6 km avstand. På 40-50 m vanddyb var de høyeste konsentrasjonene mellom 20 og 30 ppm og med en utstrekning på opp til 2 km. Konsentrasjoner over 5 ppm kunne forekomme ut til ca 4 km. På 90-100 m dyp var de høyeste konsentrasjonene mellom 1 og 5 ppm og med en utstrekning på opp til 4 km. På 190-200 m dyp var de høyeste simulerte konsentrasjonene <1 ppm.

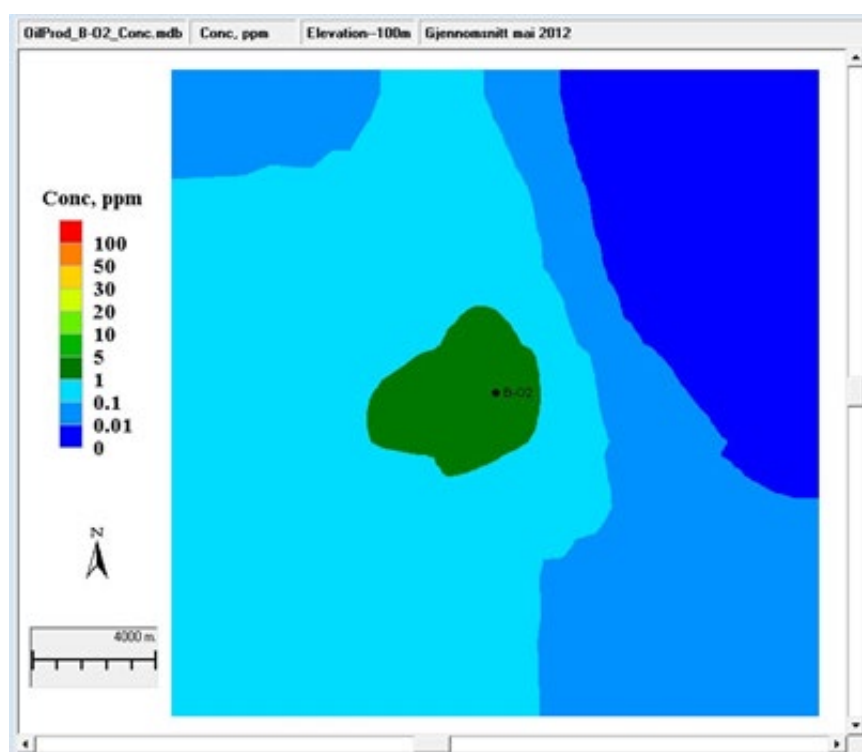
Figur 4.14 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.



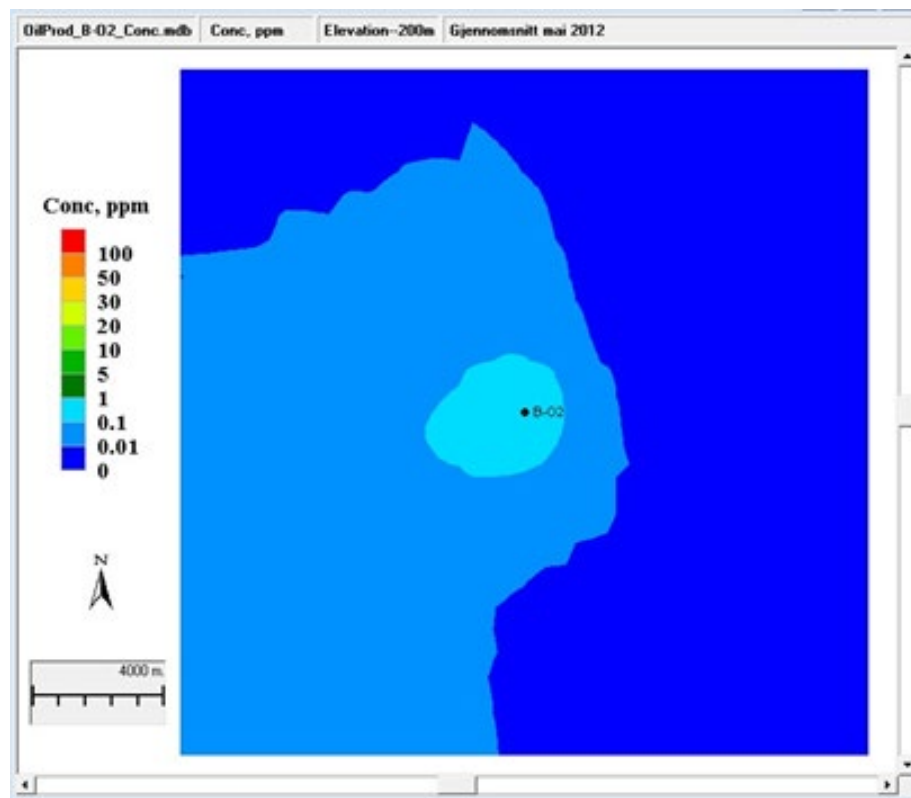
Figur 4.10. Installasjon B-O2. Dyp 0 -20 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.



Figur 4.11. Plattform B-O2. Dyp 40 - 50 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

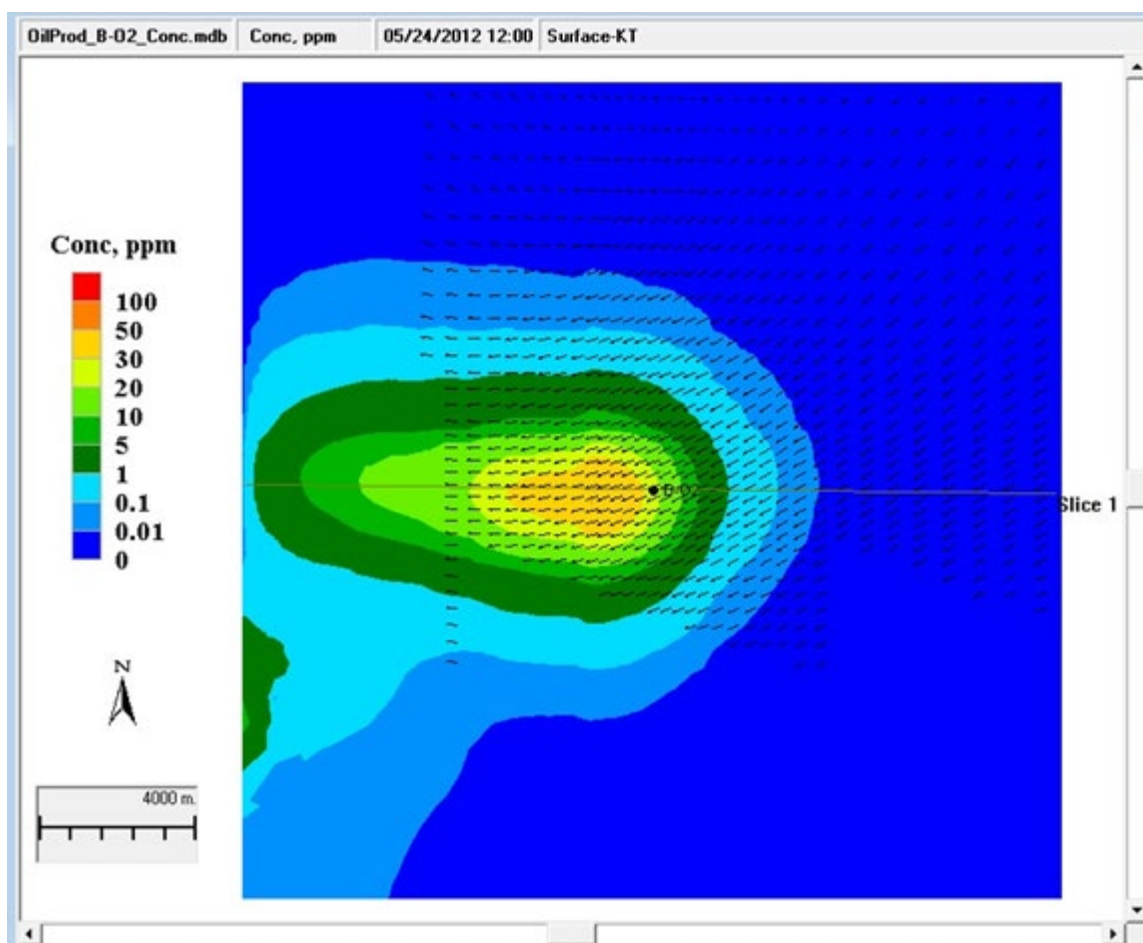


Figur 4.12. Plattform B-O2. Dyp 90 - 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012..

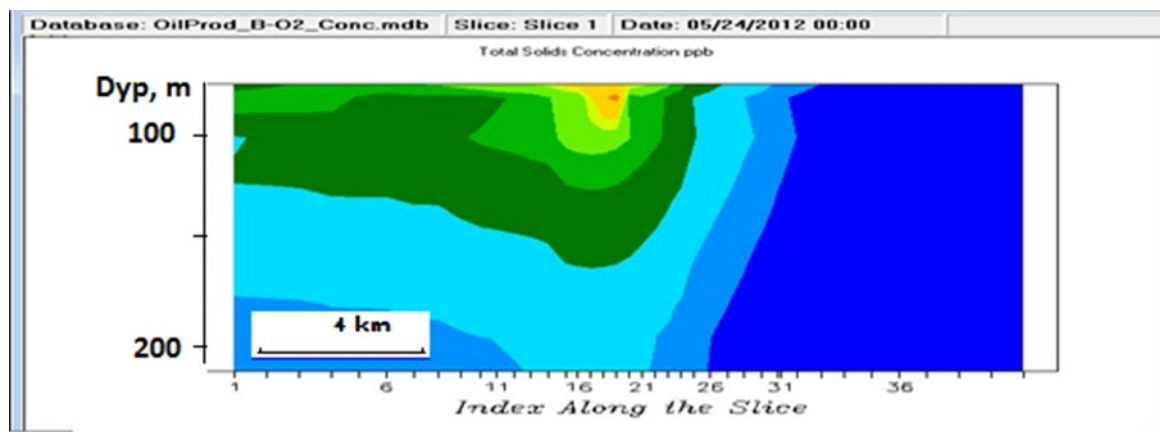


Figur 4.13. Plattform B-O2. Dyp 190 - 200 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

A



B.



Figur 4.14. Installasjon BO-2. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 24. mai 2012 (snitt vest-øst). A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene fant sted mellom 30 og 50 meter.

4.4.4 Scenarier med utslipp av borekaks

4.4.4.1 Modellforutsetninger

Det er tatt utgangspunkt i en typisk varighet for en boreoperasjon på 1 mnd. Vi har simulert scenarier hvor borekaksen i de første 5 dagene ble sluppet ut 2 meter over bunnen. I de påfølgende 25 dagene ble det dosert 2 meter under overflaten. I simuleringene har vi antatt at boringen fant sted i mai 2012.

Vi har benyttet simulerte strømmer, vanntemperatur og saltholdighet fra databasen HYCOM for denne perioden. Meteorologiske data er lastet ned fra databasen SEAWIND.

Boringen skjer i dybdeseksjoner med ulike diametere. Vi har antatt en total borelengde på 2500 meter (Tabell 4.6). De øverste to seksjonene (284 tonn, Tabell 4.7) dumpes nær bunnen. I simuleringene har vi brukt 2 meter over bunnen. Resten slippes ut nær overflaten (-2 m).

Tabell 4.6. Borehullets dimensjoner og aggregert borelengde.

Bor diameter	Lengde, m
36"	100
26"	600
17 ½ "	1200
12 ¼ "	2000
8 ½ "	2500

Tabell 4.7. Kaksvolum og -vekt per brønn

Utslippsdyp	Mengde, m ³	Mengde, tonn
2 m over havbunnen	284,2	710,5
2 m under overflaten	206,6	516,5

Det er antatt utboret volum + 20 % per brønn. Tetthet: 2,5 tonn/m³ (Tabell 4.8).

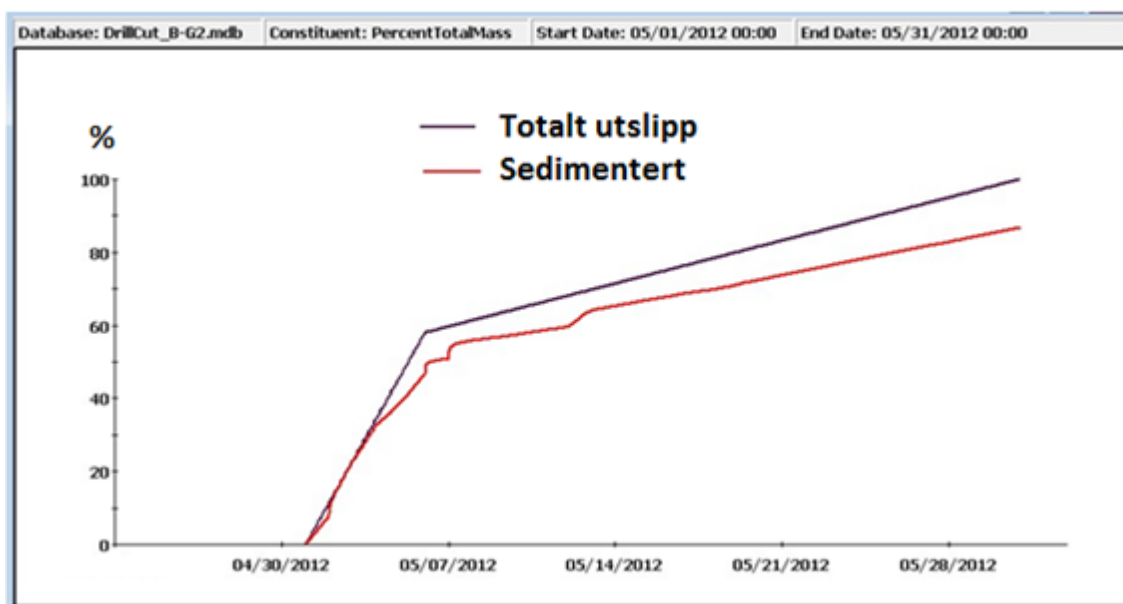
Tabell 4.8. Antatt kornfordeling av borekaks

DRILL CUTTINGS				
Diameter mm	Weight %	Density SG	Velocity m/s	Velocity m/day
0.007	10	2.5	1.9E-05	1.7
0.015	10	2.5	8.8E-05	7.6
0.025	10	2.5	2.5E-04	21.2
0.035	10	2.5	4.8E-04	41.6
0.05	10	2.5	9.8E-04	84.9
0.075	10	2.5	2.2E-03	191.0
0.2	10	2.5	1.6E-02	1356.5
0.6	10	2.5	5.7E-02	4898.9
3	10	2.5	2.1E-01	17988.5
7	10	2.5	3.2E-01	27483.8

4.4.4.2 Modellresultater - borekaks

Tidsforløp for kaks-sedimentering

Forløpet av simulert kaks-sedimentering er vist i Figur 4.15. Sedimenteringen var raskest i den første uka med utslipp nær bunnen og vel 50 % av kakset hadde sedimentert etter 1 mnd. 87 % av massen sedimenterte innen beregningsområdet på 14 km x 14 km omkring plattformene. Forløpet er det omtrent samme for hver av de to modellscenariene.



Figur 4.15. Fraksjon kaks sedimentert over tid. Størstedelen av deponiet ble dannet av utslipp nær bunnen den første uken.

Letebrønn B-G4.

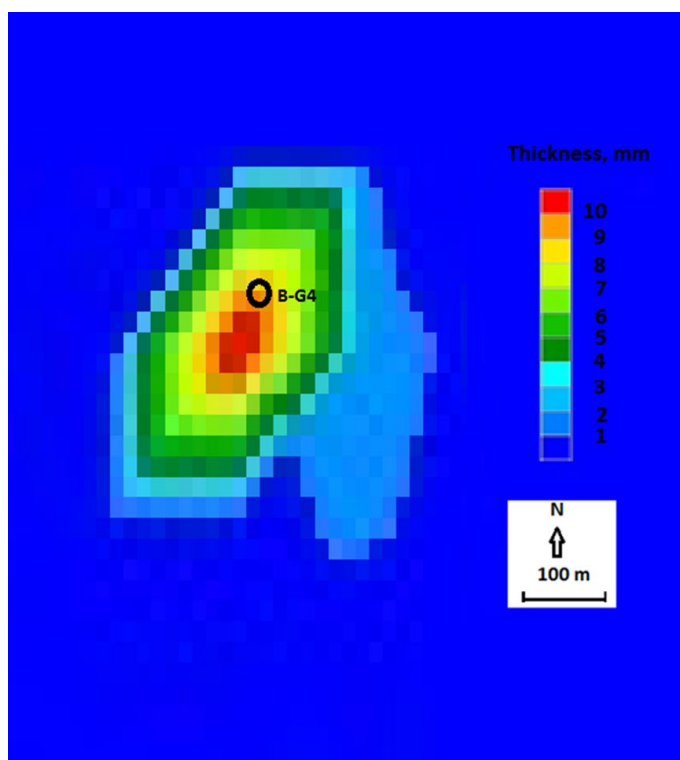
Dybden er ca. 300 m

Utbredelse av sedimenteringen er gitt i Figur 4.16. Tykkelsen av sedimentert kaks var over PNEC på 10 mm ut til en avstand på maksimum 110 m fra utslippet og tykkelser på mellom 10 og 1 mm forekommer ut til maksimalt 350 m. Totalt 80 % av kakset sedimentert nærmere enn 6 km fra utslippet.

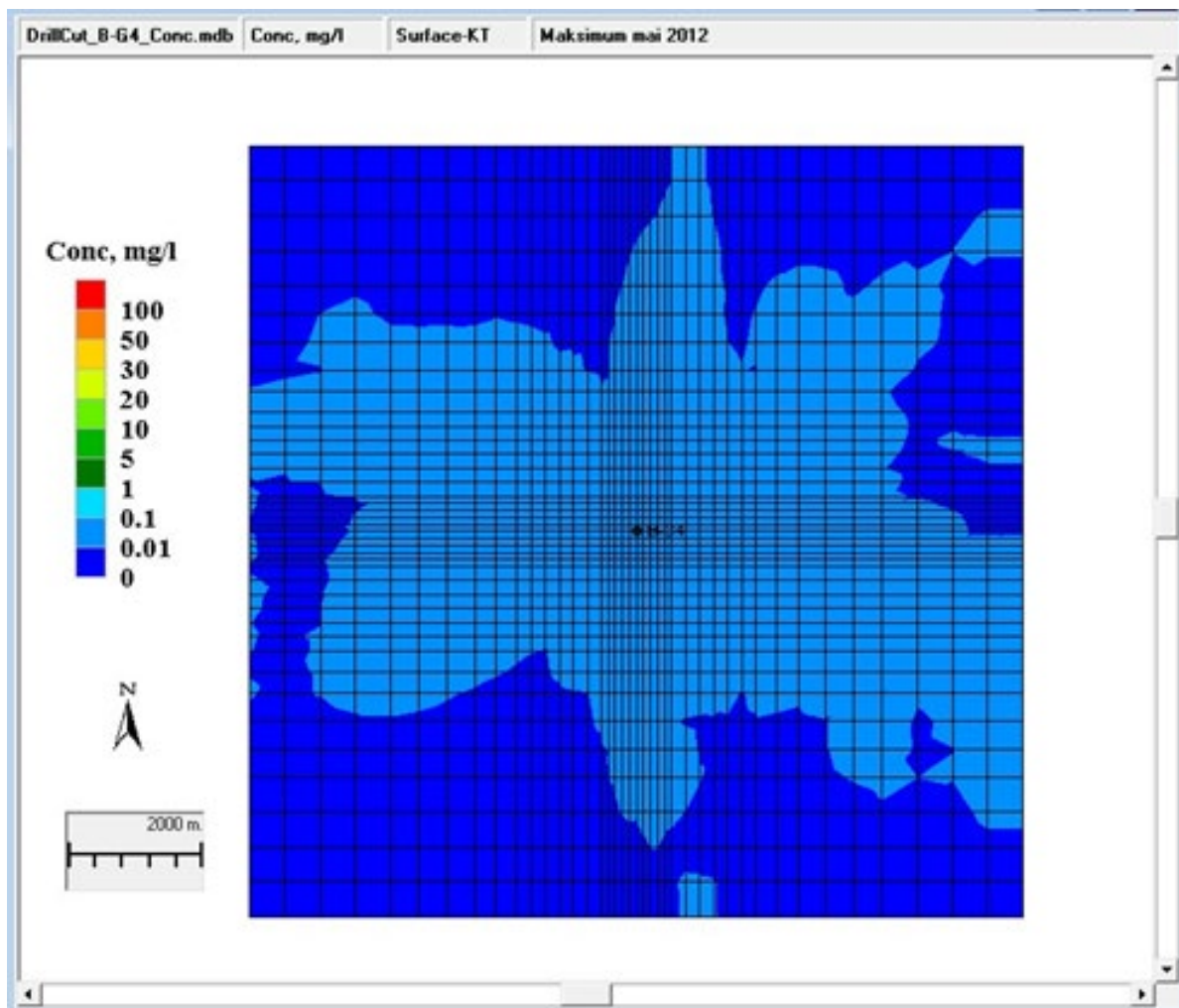
Figur 4.17 til Figur 4.20 viser simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks. I overflatevannet var de estimerte konsentrasjonene lavere enn 1 mg/l dvs at PNEC på 8 mg/l over bakgrunnsnivået bare vil forekomme helt i nærområdet for utslippet (Figur 4.17).

Konsentrasjonene av suspendert kaks ved bunnen (Figur 4.18) var også under 1 mg/l og nivåer over 0,1 mg/l strakte seg ut til ca. 2 km. Det betyr at også ved bunnen vil PNEC på 8 mg/l bare vil forekomme helt i nærområdet.

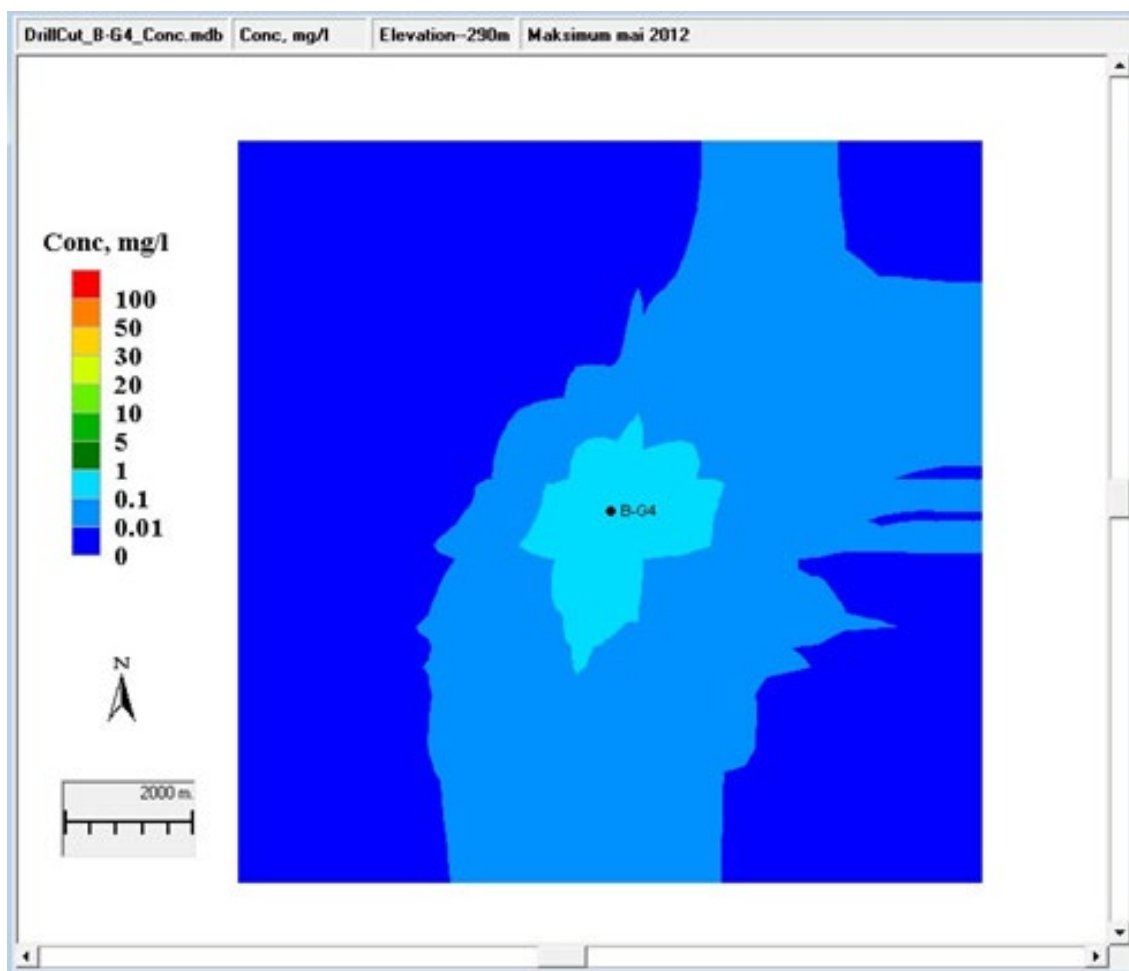
Utslipp i overflaten ble spredt over et større område enn ved utslipp nær bunnen (Figur 4.19 og Figur 4.20). De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble i stor grad transportert ut av beregningsområdet.



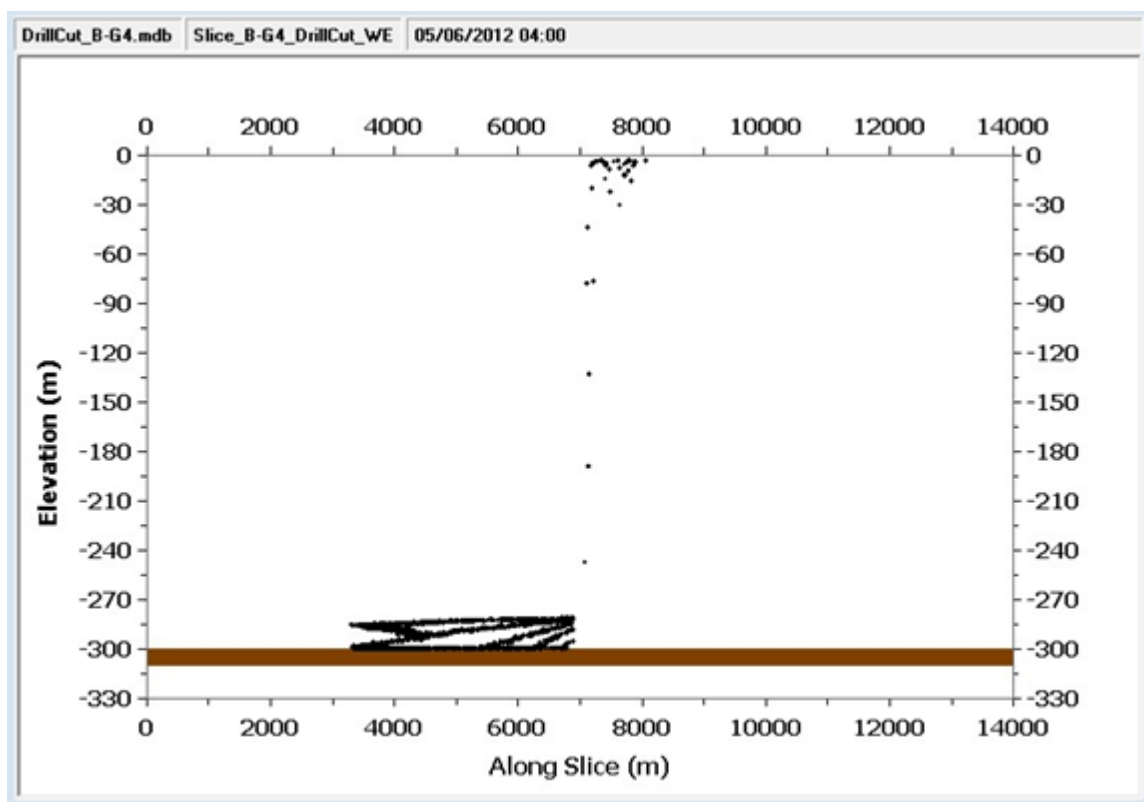
Figur 4.16. Letebrønn B-G4. Simulert avsetning av borekaks (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute). Vanndybde ca. 300 m.



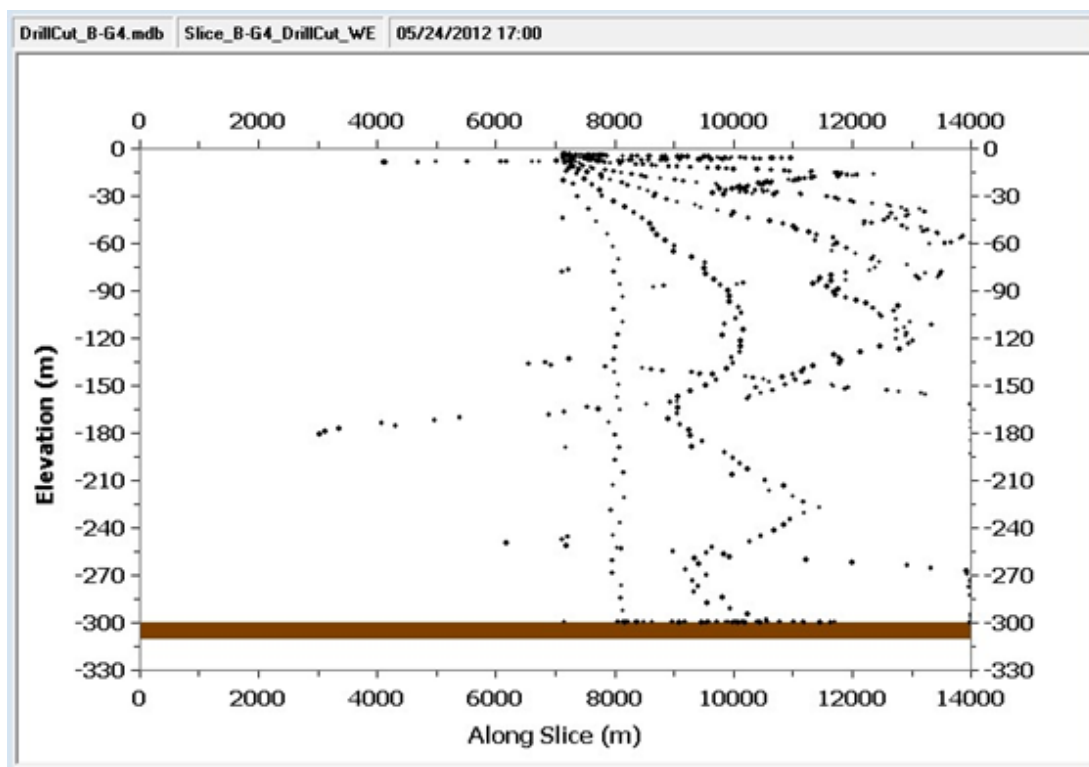
Figur 4.17. Letebrønn B-G4. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i overflaten i mai 2012.



Figur 4.18. Letebrønn B-G4. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks ved bunnen i mai 2012.



Figur 4.19. Letebrønn B-G4. Simulert spredningsituasjon 6. mai 2012 med utslipp nær bunnen og begynnende utslipp nær overflaten.



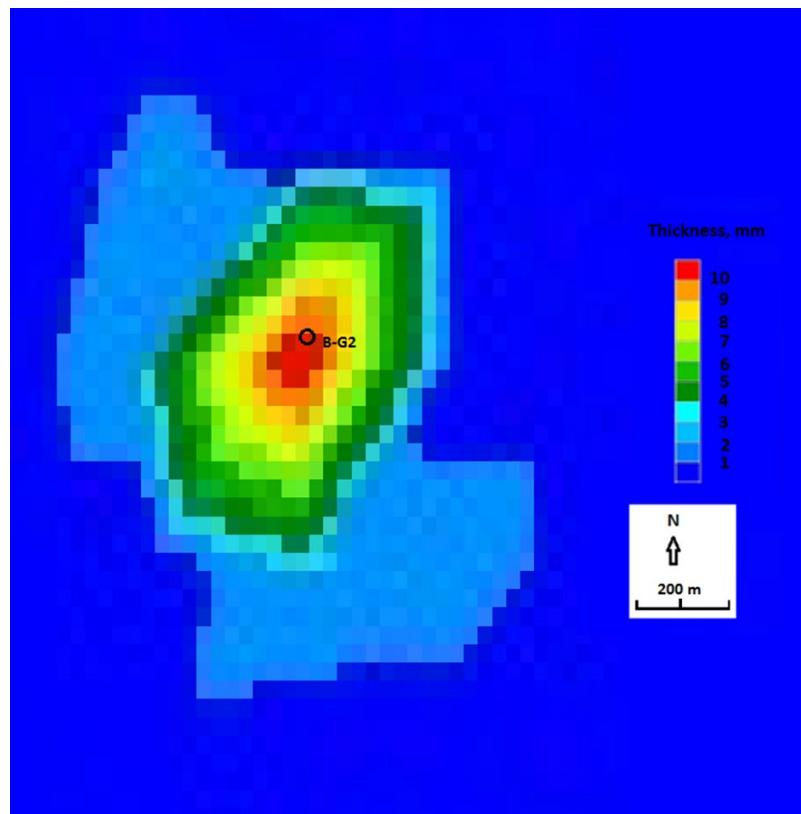
Figur 4.20. Letebrønn B-G4. Simulert spredningsituasjon 24. mai 2012 med utslipp nær overflaten.

Letebrønn B-G2.

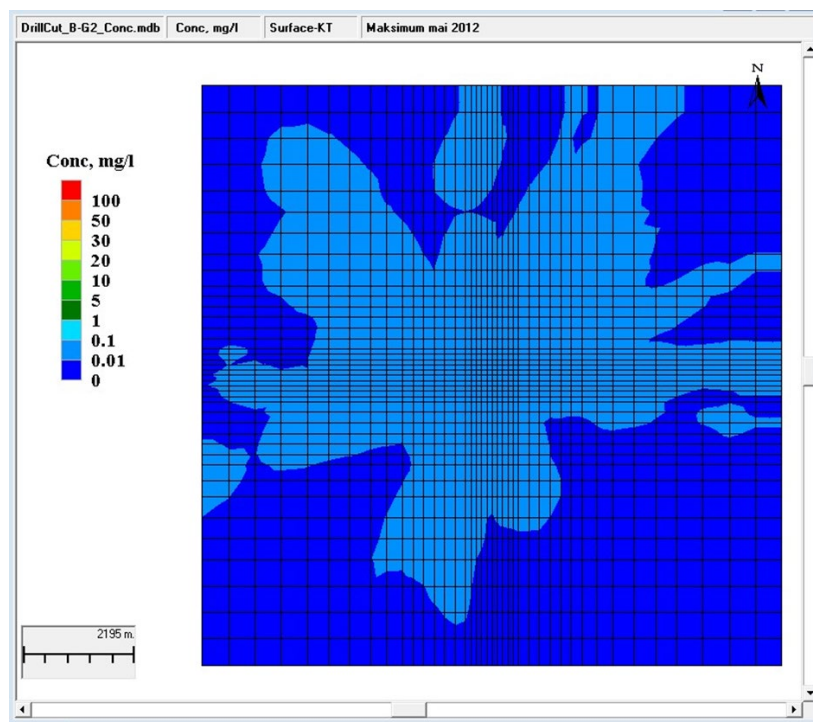
Dybden ved brønnposisjonen er 300 m. Tykkelsen på kaksavsetningen avtok fra ca 10 mm til under en millimeter noen hundre meter vekk fra utslippet. Arealet med kakstykkelse på 10 mm var omtrent 1500 m². Kakstykkelse på 1 mm eller mer strakte seg ut til maksimalt 400 m (Figur 4.21). Ca. 87 % av massen sedimenterte innen beregningsområdet på 11 km x 11 km omkring plattformene.

Høyeste maksimumsnivå av suspendert kaks i overflatelaget (0-10 m) var under 0,1 mg/l, med utstrekning ut over grensen for modellområdet på 6 km avstand

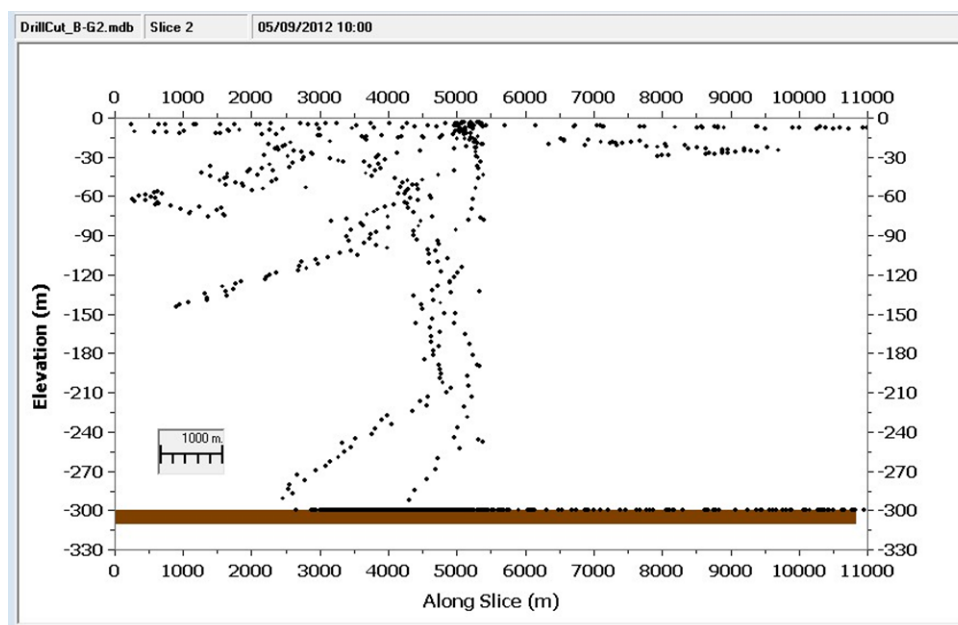
Simulert spredningssituasjon 9. mai 2012 med utslipp nær overflaten er vist i Figur 4.23. De minste partiklene ble i betydelig grad ført ut av beregningsområdet.



Figur 4.21. Letebrønn B-G2. Simulert avsetning av borekaks rundt plattformen (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute). Dybde ca. 300 m.



Figur 4.22. Letebrønn B-G2. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i overflaten i mai 2012.



Figur 4.23. Letebrønn B-G2. Simulert spredningssituasjon 9. mai 2012 med utslipp nær overflaten.

4.5 Identifikasjon av influensområder

Influensområdet for et utslipp avgrenses av avstanden ut til det punkt der $PEC:PNEC = 1$ for alle utslippsstoffene. Siden man konservativt regner at ingen av stoffene degraderes innenfor modelleringstiden vil alle følge det samme sprednings- og fortynningsmønsteret. Vi har derfor lagt til grunn at det stoffet som krever størst fortynning for å nå $PEC:PNEC=1$ bestemmer influensområdets utstrekning.

4.5.1 influensområder og eksponeringstid for utslipp av produsert vann

I følge Tabell 4.9 vil benzen og toluen i produsert vann kreve størst fortynning for å oppnå $PEC:PNEC = 1$, henholdsvis 793 og 722 gangers fortynning (1 del ufortynnet avløp blandet med 793 deler omgivende sjøvann). Fortynningsbehovet for de øvrige stoffene er lavere, og høyest for noen av 4-6 rings PAH-forbindelsene (faktor 130-400) og fenol-forbindelsene (faktor 103-196).

Vi anser derfor at etter en 1000 gangers fortynning vil $PEC:PNEC < 1$ for samtlige stoffer som kan vurderes, og at risikoen for eventuelle toksiske effekter av betydning vil være eliminert. Dette tilsvarer at produsert vann er 1000 ppm av totalt vannmasse. I følge modellresultatene i kapittel 4.4.3 er det ingen grid-ruter i noen av scenariene som hadde så høy gjennomsnittskonsentrasjon av produsert vann som 1000 ppm. Det betyr at selv på 30-60 m dyp der utbredelsen vil være størst, vil influensområdet være mindre enn en rute på 100 x 100 m, dvs en nærsone med areal på under 0,01 km². I andre dyp er influensområdet mindre. I begge de modellerte scenariene er altså den naturlige fortynningen av produsert vann med omgivende sjøvann så rask at et influensområde der det er risiko for effekter av en eller flere av utslippskomponentene, er begrenset til ca. hundre meter fra utslippspunktet, og i et dyp som ikke avviker mye fra utslippsdypet. Dette stemmer godt med influensområdet som er funnet i effektovervåkingen med organismer i bur rundt plattformer i Nordsjøen (f.eks. Brooks et al 2011).

Regner vi et influensområde ut til 100 m og antar en netto typisk strømhastighet på 10-20 cm/s vil det ta 10-15 minutter for utslippet å nå ut til grensen for influensområdet. For planktonorganismer som følger fortynningsvannet vil dette også være den maksimale eksponeringstiden til $PEC:PNEC > 1$. Influensområdet er basert på overskridelse av en PNEC for kronisk belastning. For stoffer som er inkludert i det norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann er kronisk PNEC i gjennomsnitt 5 ganger lavere enn PNEC basert på akutt belastning (normalt ut fra eksponering i 96 timer) (beregnet fra Klif 2007). Dette innebærer at det reelle influensområdet for eksponering i noen minutter er betydelig lavere enn det som er angitt, og at vurderingen av økologisk risiko derfor bør være meget konservativ.

Tabell 4.9. Konsentrasjon av utslippsstoffer ved utslipp (basert på EW snitt for sokkelen 2010, Kilde: Notat OED 02.07.2012), anvendt PNEC, antatt bakgrunnskonsentrasjon i sjøvannet, samt fortynningsfaktor for å oppnå $PEC:PNEC=1$ (manglende faktor betyr at fortynning ikke er nødvendig).

Komponent-gruppe	Stoff	Gj.sn. i utslipp µg/l	Anvendt PNEC µg/l	Bakgrunn µg/l	Fortynnings-faktor
BTEX	Benzen	6351,38	8	0	793
	Toluen	5347,71	7,4	0	722
	Etylbenzen	318,76	10	0	31
	Xylen	1861,34	8	0	232
NPD/PAH	Naftalen	364,66	2	0	181
	C1-naftalen	343,51	2	0	171
	C2-naftalen	167,02	2	0	83
	C3-naftalen	131,44	2	0	65
	Fenantren	12,03	1,3	0	8
	Antrasen	0,05	0,1	0	
	C1-Fenantren	16,96	1,3	0	12
	C2-Fenantren	19,83	1,3	0	14
	C3-Fenantren	5,30	1,3	0	3
	Dibenzotiofen	3,11	0,1	0	30
	C1-dibenzotiofen	4,59	0,1	0	45
	C2-dibenzotiofen	6,70	0,1	0	66
	C3-dibenzotiofen	0,17	0,1	0	
16 EPA/PAH	Acenaftylen	0,63	0,13	0	4
	Acenaften	1,50	0,38	0	3
	Fluoren	8,60	0,25	0	33
	Fluoranten	0,21	0,0063	0	32
	Pyren	0,33	0,023	0	13
	Krysen	0,23	0,007	0	32
	Benzo(a)antrasen	0,06	0,0012	0	50
	Benzo(a)pyren	0,02	0,00017	0	134
	Benzo(g,h,i)perylene	0,05	0,00017	0	268
	Benzo(b)fluoranten	0,07	0,00017	0	403
	Benzo(k)fluoranten	0,01	0,00017	0	44
	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	0,01	0,00017	0	44
	Dibenz(a,h)antrasen	0,02	0,00014	0	108
Fenoler	Fenol	7,7	1272,21	0	164
	C1-Alkylfenoler	7,7	1519,14	0	196
	C2-Alkylfenoler	7,7	640,15	0	82
	C3-Alkylfenoler	7,7	208,78	0	26
	C4-Alkylfenoler	0,64	66,47	0	103

	C5-Alkylfenoler	0,2	11,84	0	58
	C6-Alkylfenoler	0,01	0,95	0	94
	C7-Alkylfenoler	0,01	0,42	0	41
	C8-Alkylfenoler	0,01	0,54	0	53
	C9-Alkylfenoler	0,3	0,34	0	
Organiske syrer	Maursyre	216000	3770,33	0	
	Eddiksyre	126000	157966,09	0	
	Propionsyre	76000	20037,93	0	
	Butansyre	44000	3964,09	0	
	Pentansyre	25000	1842,40	0	
	Naftensyrer	9800	1367,82	0	
Metaller	Arsen	4,8	6,83	2	
	Bly	1,3	1,82	0,05	
	Kadmium	0,24	0,17	0,03	
	Kobber	0,64	0,68	0,3	
	Krom	0,8	1,72	0,2	1,5
	Kvikksølv	0,048	0,07	0,001	
	Nikkel	8,2	1,53	0,5	
	Zink	2,9	53,04	1,5	36
	Jern	-	6303,98	0	-
	Barium	-	53981,15	0	-
Radioaktive stoffer (bq/l)*	226Ra	-	0,0039	0	-
	228Ra	-	0,0042	0	-
	210Pb	-	0,00014	0	-

4.5.2 Influensområde og eksponeringstid for utslipp av borekaks

OED har i sine forutsetninger for spredningsmodellering lagt til grunn at utslippet fra boring av en brønn har 30 dagers varighet, hvorav de 5 første med utslipp ved bunnen. Det geografiske utbredelsesmønsteret for sedimentering av borekaks som følge av et utslipp med 30 dagers varighet er vist i Figur 4.15 til Figur 4.23. Her er også angitt utbredelsen av kakstykkelse i forhold til influensområdene med et topplag av kaks tykkere enn PNEC for nedslamming på 10 mm. For boreposisjon B-G2 viser Figur 4.21 at største gjennomsnittlige kakstykkelse ligger på PNEC og at denne tykkelsen kan finnes ut til ca. 50 m. Forventet influensområde med kakstykkelse ≥ 10 mm kan anslås til et område på ca. 1500 m². For boreposisjon B-G4 viser Figur 4.16 at største gjennomsnittlige kakstykkelse i en grid-rute også er 10 mm, dvs på grensen til PNEC og at denne tykkelsen finnes ut til vel 100 m. Anslått bunnareal med denne tykkelsen er ca. 4500 m², dvs et influensområde ca. tre ganger større enn for letebrønn B-G2.

OD har uttrykt behov for å få vurdert kumulativ virkning av at det kan bores flere brønner pr lokalitet. Dette scenariet er ikke simulert. Vi har gjort en vurdering basert på 10 brønner boret over anslagsvis 2 år (i praksis betyr dette en brønn pr 2 mnd). Vi har også konservativt antatt

at sedimenteringen vil være additiv, dvs en kakstykkelse på 10x det som forårsakes av en brønnboring. Den reelle tykkelsen av sedimentert lag er antakelig mindre fordi det kan påregnes en viss resuspensjon og videre spredning av sedimentert kaks, og siden bioturbasjonen (dyrs graveaktivitet) gradvis vil blande kakset med underliggende sediment slik at sedimenteringen ikke blir additiv. Forutsatt additivitet bør PNEC for nedslamming fra en enkelt brønn da settes til 1mm. Figur 4.16 og Figur 4.21 viser at en slik sedimentering vil være begrenset til innenfor henholdsvis 400 m og 300 m fra brønnlokasjon B-G2 og B-G4.

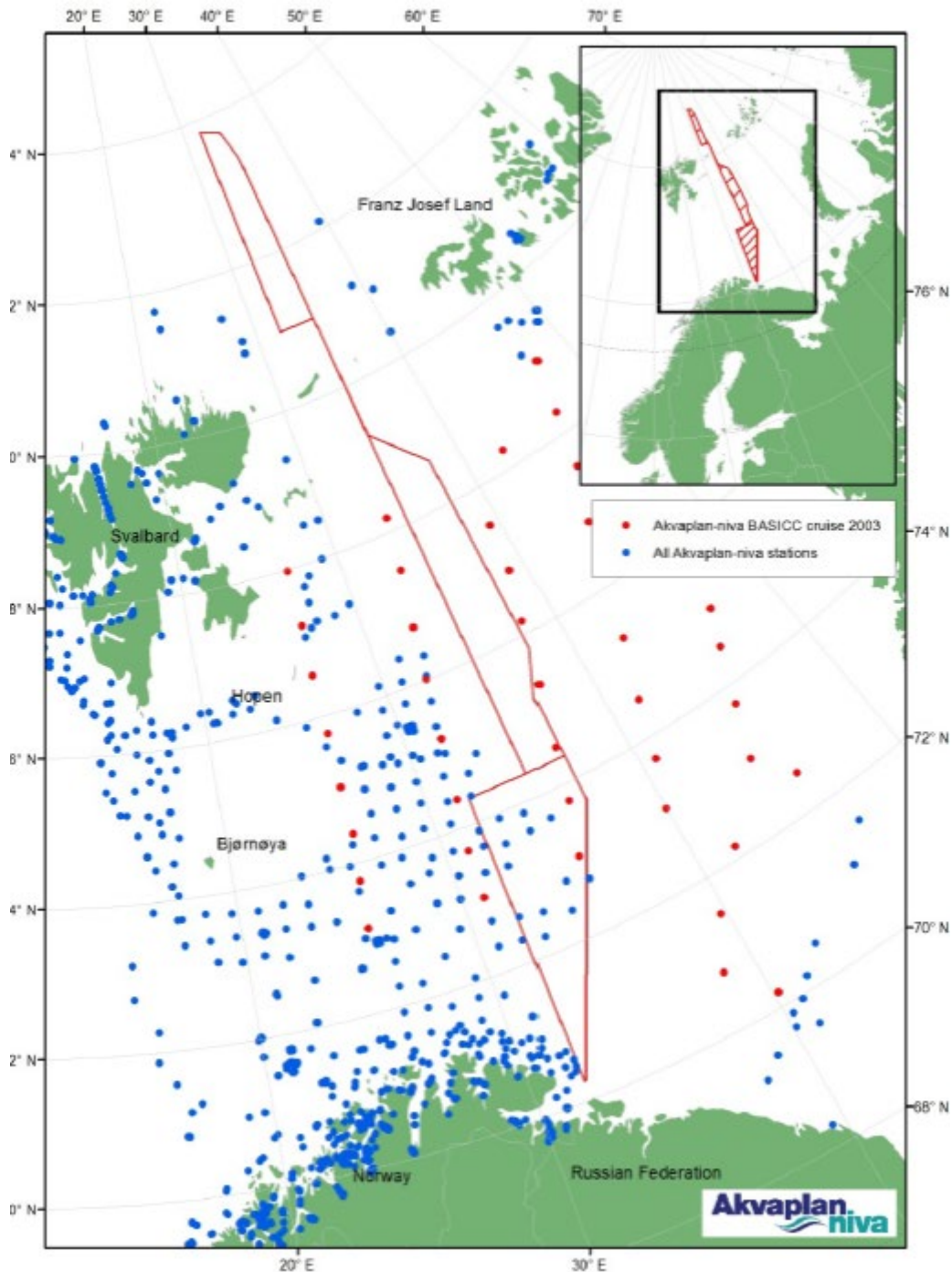
Influensområdet for effekter av suspenderte kakspartikler er bedømt ut fra en PNEC for øket TSM på 8 mg/l (se kapittel 4.2.2). For boreposisjon B-G4 er høyeste modellerte konsentrasjon i overflaten innenfor en grid-rute < 1 mg/l, dvs suspendert kaks vil være fortynnet til under 1 mg/l innen ca 100 m fra utslippet (Figur 4.17). Høyeste modellerte konsentrasjon av suspendert kaks ved bunnen er også < 1 mg/l med tilsvarende liten utbredelse av influensområdet med TSM > 8 mg/l. Risiko for effekter av suspenderte kakspartikler vil derfor være ubetydelig.

Ved en bunnstrømhastighet på eksempelvis 5 cm/s vil en kaks-suspensjon ta ca 30 minutter på å nå ut til 100 m der kaks-suspensjonen er < 1 mg/l. Tiden til suspensjonen er fortynnet til 8 mgTSM/l kan ikke beregnes, men vil være betydelig mindre enn dette. Det er liten grunn til å forvente at så kort eksponering til økt TSM vil kunne gi effekter av betydning på organismer i vannmassene, men for fastsittende organismer innenfor influensområdet kan eksponeringen til suspendert kaks være vedvarende. Dette vil være organismer innenfor en radius av langt mindre enn 100 m og eventuelle effekter vil bare ha økologisk betydning dersom området utgjør en spesielt verneverdig lokalitet.

Eksponeringen til sedimentert kaks vil vedvare helt til kakset enten eroderes og føres videre, blandes ned i det naturlige sedimentet ved bioturbasjon eller dekkes til av nytt sediment. I praksis utgjør tilslammingen derfor en kronisk belastning der PNEC på 10 mm kaks er gyldig. I verste fall vil dette kunne omfatte et område på ca. 0,12 km²

4.6 Tidligere lokalitetsundersøkelser

Den nye avklaring til tross er det gjort habitat undersøkelser i det tidligere omstridte området vest for avgrensingslinjen i Barentshavet sør. To prosjekter undersøkte infauna og sedimentsammensetning for metaller og miljøgifter. Se Tabell 4.10 for detaljer.



Figur 4.24: Oversikt av undersøkte lokaliteter i Barentshavet (Akvaplan-niva AS)

Tabell 4.10: Undersøkte lokaliteter i det tidligere omstridte område (Akvaplan-niva AS)

Name	Station_no	Latitude	Longitude	Date	Ansvarlig
Barentshavet 2002	329	72°26'0N	34°17'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	346	73°35'0N	32°50'0E	20/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	327	72°19'0N	31°52'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	328	72°15'0N	32°46'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	330	72°43'0N	35°32'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	331	72°49'0N	34°33'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	332	72°34'0N	33°06'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	333	72°37'0 N	32°07'0E	18/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	345	73°18'0N	32°32'0E	20/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	347	73°37'0N	34°06'0E	20/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	348	73°40'0N	35°09'0E	20/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	349	73°52'0N	34°10'0E	20/4 2002	Hilde Trannum
Barentshavet 2002	350	73°56'0N	33°0'0"E	20/4 2002	Hilde Trannum
BASICC 2003	17	73°02'4N	35°34'55E	14/8 2003	Sabine Cochrane
BASICC 2003	18	73°45'6N	36°15'2E	15/8 2003	Sabine Cochrane

4.7 Konklusjoner

Under de forutsetningene som er gitt for vurderingen, vil risiko for toksiske effekter av en eller flere av utslippskomponentene i produsert vann være begrenset til en avstand på ca. 100 meter fra utslippspunktet, og i et dyp som ikke avviker mye fra utslippsdypet. På andre dyp vil influensområdet være mindre. Eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske vil være begrenset til under en time. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området Barentshavet sørøst karakteriseres som ubetydelig.

Effekter av utslipp av vannbasert borekaks kan forårsakes både av kakspartikler i suspensjon og etter sedimentering. Laboratorieforsøk har sannsynliggjort at effektene i hovedsak forårsakes av fysisk stress, ikke toksisitet. Risiko for effekter av suspenderte kakspartikler fra de angitte boreoperasjonene (5 dager utslipp ved bunnen fulgt av 25 dagers utslipp nær overflaten) vil være begrenset til godt innenfor en avstand av 100 m ved bunnen og kortere nær overflaten. Eksponeringstiden for organismer i vannmassene vil være under en time og for kort til å sannsynliggjøre effekter. For fastsittende organismer (svamp, koraller) innenfor influensområdet kan eksponeringen være kronisk, men det finnes liten/ingen kunnskap om sårbarheten av disse overfor suspenderte partikler

Influensområdet på bunnen for sedimentering av kaks fra et vedvarende utslipp i 30 dager vil være mindre enn 1500 m² for installasjon B-G2 og 4500 m² for installasjon B-G4. Arealmessig tilsvarer det største området en sirkel med radius ca 40 m. Effekter begrenset til et så lite areal må forventes å representere en ubetydelig risiko for økologiske effekter på den lokale bunnfaunaen. Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert influensområde for 10 brønnboringer fra samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til innenfor henholdsvis 400 m og 300 m fra brønnlokasjon B-G2 og B-G4.

5 Konsekvenser av regulære utslipp i Barentshavet sørøst

5.1 Naturmiljøet i Barentshavet sørøst

Barentshavet er et grunt subarktisk sokkelhav med et samlet areal på omtrent 1,6 millioner km². De norske havområdene er inndelt i 12 regioner som grunnlag for miljøovervåkingen av petroleumsvirksomhet. Barentshavet dekkes av region X (70-75 °N) øst for 17 °Ø med et areal på 360 680 km² og region XI (75-80 °N) øst for 17 °Ø med et areal på 283 510 km². Barentshavet grenser i vest mot Norskehavet ved kontinentalskråningen mellom kysten av Norge og sørspissen av Svalbard, i nord mot Polhavet ved toppen av kontinentalskråningen, i øst mot russiske Novaja Semlja og i sør mot den norske og russiske kyst.

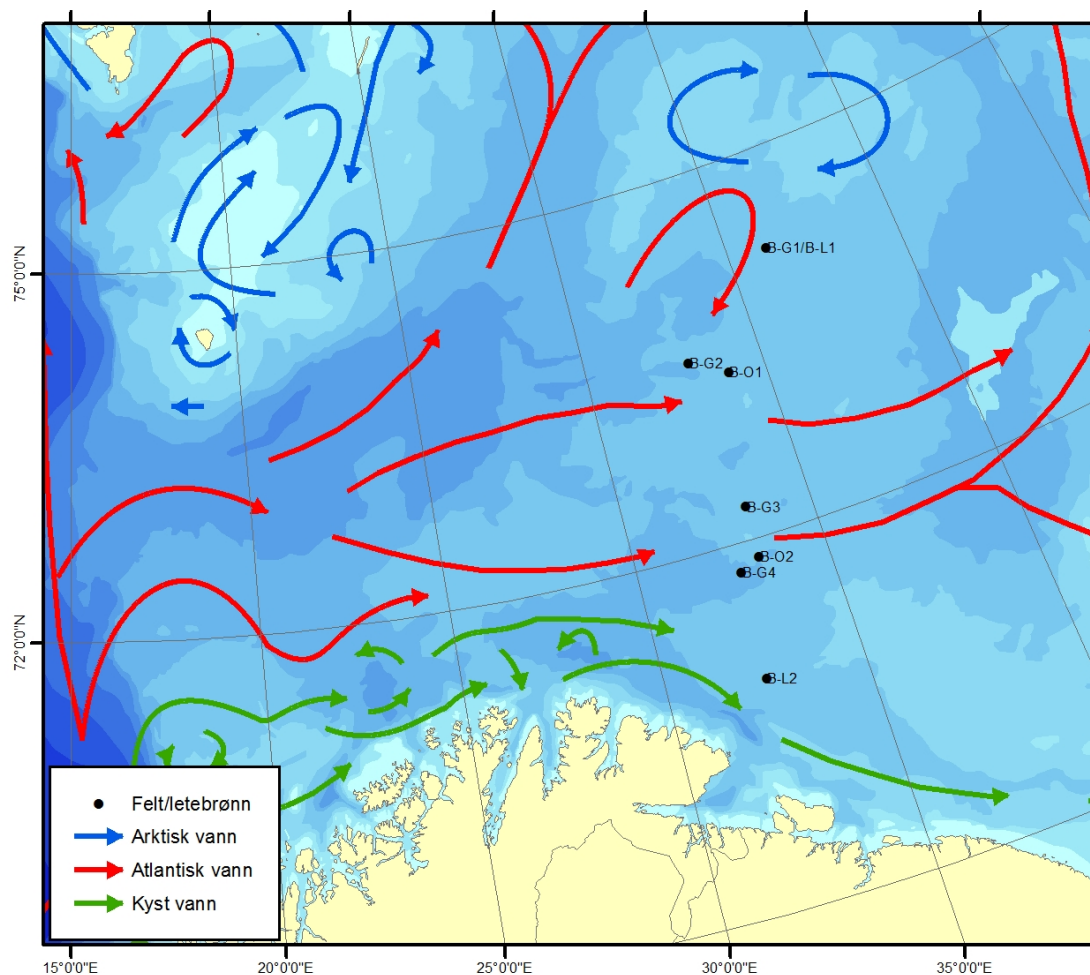
Det gjennomsnittlige dypet i Barentshavet er på 230 meter, det største dypet er på 500 meter i Bjørnøyrenna. Andre viktige dyp er Ingøydjupet, Djuprenna og Hopen djupet. Områder med grunne banker med dybder fra 50-200 meter er å finne flere steder; Tromsøflaket, Spitsbergenbanken, Sentralbanken og Storbanken er alle forholdsvis grunne havområder.

Topografien i det grunne Barentshavet har stor innvirkning på hvordan vannmasser beveger seg og blir fordelt. Under Barentshavet finnes det en betydelig mengde sedimentære bergarter. Området var dekket av tykk is helt ut til eggakanten i kvartærtiden, men etter istiden har mye sediment erodert og det har foregått en landheving. Sedimentene varierer fra slam i renner til sand, grus og blokk på de grunneste bankene. Bunnens sammensetning er svært avgjørende for leveforholdene for bunnlevende organismer (Buhl-Mortensen et al., 2010a)

Den dominerende faktor for de oseanografiske forholdene i det sørlige Barentshavet er innstrømming av varmt og næringsrikt atlantehavsvann (Atlantehavsstrømmen) fra Vesterålen til utsiden av Tromsøflaket, hvor strømmen deles i en sørlig gren mot Novaja Semlja, og en nordlig gren som følger Bjørnøyrenna og Hopen djupet mot nordøst og nordlige deler av utredningsområdet (Figur 5.1). Lengre sør langs norskekysten går Kyststrømmen inn i de sørlige delene av Barentshavet. Dette kystvannet er varmere og har lavere salinitet enn Atlanterhavet på grunn av elveavrenning. Nord i Barentshavet strømmer arktisk vann med lav salinitet og temperaturer under 0 °C fra Karahavet og Polhavet i nordøst mot sørvest. Polarfronten definerer skillet mellom arktisk og atlantisk vann; her ser man et markant skille både i temperatur- og saltgradient. Denne fronten er definert av topografien i vest der den følger de sørlige delene av Spitsbergenbanken, Storbanken og Sentralbanken, mens den er mer uklar i øst. De tre hovedvannmassene i Barentshavet; atlantisk, kyst og arktisk vann har ulike opprinnelse, særegne kvaliteter og ulike fordeling. Barentshavet har også virvler med størrelse på 5-10 km. Disse har stor betydning for retensjonen av pelagiske organismer som plankton og fiskelarver. De store bankene som Spitsbergenbanken, Sentralbanken og bankene langs Norskekysten inkludert Nordkappbanken og Tromsøflaket har de største og mest stabile virvlene. På disse bankene går virvlene med klokken, mens virvlene i dypområder går motsatt vei (Fosså, red. 2012). Disse strømsystemene samt andre fysiske faktorer som opprettholder en høy planktonproduksjon gir grunnlag for store fiskebestander og mye bunndyr på bankområdene; tettheten av sjøpinnsvin og sjøpølser er spesielt stor på Sentralbanken.

Opp til 90 % av Barentshavet kan være dekket av is om vinteren og dette sesongvariable isdekket er sentralt for dynamikken her. Isdekket har de siste 200 år blitt redusert med 60 % (Vinje, 2001). Utbredelsen av is varierer med mengden av atlantisk vann som renner gjennom den sørvestlige åpningen av Barentshavet sammen med store mengder plankton, fiskelarver

og –yngel som kommer inn med både kyststrømmen og atlantehavsstrømmen. Den årlige issmeltingen er svært viktig for økosystemet i Barentshavet; det dannes stabile overflatelag med høyere temperaturer og lavere salinitet, dette gir grobunn for en rask oppblomstring av planteplankton når lysforholdene blir gode nok. Utover sommeren trekker smeltesonen seg nordover og resulterer i at iskantoppblomstringen progressivt går nordover.



Figur 5.1 Dominerende havstrømmer i Barentshavet sørøst, inkludert mulige petroleumsinstallasjoner (basert på data fra havforskningsinstituttet).

Sammen med kystbeltet i sør, er polarfronten og iskanten definert i forvaltningsplanen som særlig verdifulle og sårbare områder; polarfronten fungerer som en naturlig og dynamisk biogeografisk grense som har høy biodiversitet, og høy produksjon gjør dette til et rikt beiteområde. En kortvarig men intens produksjon følger iskanten når den trekker seg nordover. Således er iskanten et viktig beiteområde og mange grupper av organismer kan forekomme i høy individtetthet.

Norske fiskerier henter årlig ut en fangstverdi på ca. 3 milliarder kroner fra områdene øst for en linje strukket fra sørspissen av Svalbard via Bjørnøya til det norske fastland. Dette representerer i underkant av 30 % av fangstverdien for den samlede norske fiskeflåten. Det er i første rekke fisket etter torsk, hyse og sei som bidrar til disse verdiene, men fisket etter reke og lodde er også helt sentralt. Fisket etter disse fem artene står for 91 % av den samlede norske fangstverdien fra området.

5.1.1 Barentshavet sørøst, fysiske forhold

Bakgrunn

Delelinjeavtalen mellom Norge og Russland om maritim avgrensning og samarbeid i Barentshavet og Polhavet i 2011 klargjorde den nøyaktige grensen for henholdsvis norske og russiske soner i disse områdene. Denne omfattende avtalen inneholdt også bestemmelser om videreføring av det gode norsk-russiske fiskerisamarbeidet, samt bestemmelser om samarbeid om utnyttelsen av mulige grenseoverskridende petroleumsforekomster i disse havområdene (St.meld. nr. 10, 2010-2011). Dette resulterte i at et nytt område av Barentshavet kunne åpnes for petroleumsvirksomhet. Olje- og energidepartementet (OED) har derfor igangsatt en åpningsprosess med konsekvensutredning etter petroleumsloven. Området som omfattes av utredningsprogrammet for åpning av Barentshavet sørøst er på 44 000 km² og defineres som det tidligere omstridte området vest for avgrensningslinjer i Barentshavet sørøst. Heretter omtales dette området som utredningsområdet (Figur 5.2).

Utredningsområdet domineres av innstrømmende atlantisk vann fra vest og er isfritt i de fleste år, mens polarfronten ligger rett nord for området. Næringssaltforholdene er gode og sikrer en høy primærproduksjon om våren og gode beiteforhold for fisk (Fosså et al. 2012).

Biologisk produksjon og betydning - økosystem

Utredningsområdet og Barentshavet generelt har en høy primærproduksjon og har således svært rike fornybare biologiske ressurser. Det finnes store høstbare bestander av marine pattedyr, skalldyr og fisk. Den største gjenværende bestanden av torsk; den nordøstatlantiske torsken, har Barentshavet som oppvekst- og beiteområde.

Det beskattes bare av om lag 11 av de rundt 200 kjente fiskearter i Barentshavet. Fiskeriene er størst etter nordøstarktisk torsk og lodde. Barentshavet er oppvekstområde for norsk vårgytende sild, mens sildefisket primært skjer i det nordlige Norskehavet. Andre viktige fiskeriressurser er hyse, sei, reke, kongekrabbe og rognkjeks, for den mindre kystflåten er de to sistnevnte artene viktigst. Grunnet klimatiske variasjoner som gir en økning i innstrømming av varmere atlantisk vann og høyere temperaturer i Barentshavet, er det registrert mer varmekjære arter som sild, makrell og kolmule i deler av disse havområdene. Hvalfangst foregår i de sørlige delene av det omstridte området vår og sommer.

Det er til tider store rekeforekomster i utredningsområdet. Trålfisket har i enkelte år tatt opp mot 30–50 % av de årlige fangstene i Barentshavet i dette området. Siden 2004 har fangstandelen ligget på 5–15 %, delvis som følge av at området ikke har vært tilgjengelig for fiske på grunn av stengning som følge av for høy innblanding av fiskeyngel (Fosså et al. 2012).

Samtlige deler av Barentshavet er av stor betydning for Norges marine biologiske ressurser; således er Barentshavet sørøst et viktig område. Utredningsområdes nordøstlige hjørne kan influeres av økologiske prosesser tilknyttet polarfronten eller iskanten. En strøm fra vest mot øst med vann av atlantisk opprinnelse karakteriserer dette området. Disse vannmassene fører med seg plankton som bl.a. transporteres videre østover mot Russland. Denne primærproduksjonen følger årlige sykluser som ikke skiller seg betydelig fra områdene rundt, unntatt fra i de nordligste områdene. Lodde, sild og torsk er nøkkelarter i Barentshavet og er i stor grad med på å regulere dynamikken i økosystemet her. Loddebestanden er avhengig av mengde dyreplankton. Loddelarver spises av ungsild som er på beitevandring i Barentshavet. Torsken foretrekker lodde som beite. I år med store mengder ungsild vil loddebestanden og derfor torskebestanden påvirkes (Aglen et al. 2012). Lodda bruker området som larver- og yngeloppvekst og beiteområde. Yngel av torsk og eldre torsk er det betydelige

forekomster av. Enkelte år er det store mengder yngel av hyse, særlig i sørlige områder. I de samme sørlige områdene er det i perioder stor rekruttering av ungsild. Den nordlige delen av utredningsområdet er viktig for bestanden av reker og man kan her finne larver, yngel og voksne individer. I forhold til de økologiske prosessene knyttet til polarfronten vil ikke disse få nevneverdig betydning for det omstridte området. De økologiske prosessene knyttet til iskanten har vanligvis ikke noen betydning for økosystemet her. Noen år, hvis iskanten går langt sør, kan dette ha stor betydning for forekomster av beitende lodde, polartorsk, og is-tilknyttede pattedyr som sel, hvalross og isbjørn i nordlige deler av utredningsområdet.

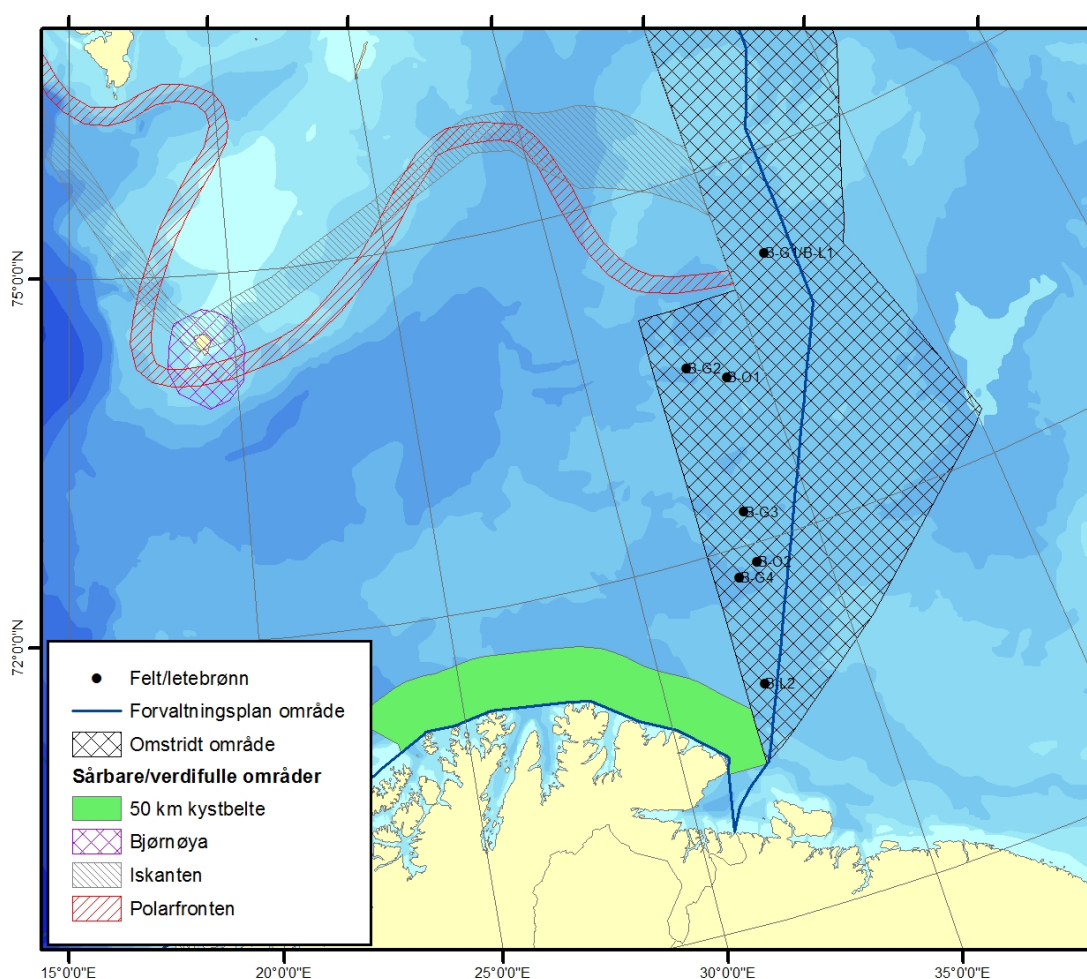
5.1.2 Biologiske komponenter og prosesser: vannsøylen og pelagisk

Med pelagisk marin flora og fauna menes de artene som er assosiert med de frie vannmassene, som har lite eller ingen egenbevegelse og som driver med strømmer og bølger. Dette omfatter planteplankton, dyreplankton, egg og larver, og fiskearter som lever i de frie vannmassene. Her beskrives også sjøfugl og marine pattedyr.

Planteplankton utgjør den viktigste primærproduksjonen på de store åpne havområdene. Primærproduksjon er oppbygging av organisk karbon basert på uorganiske næringssalter som nitrogen og fosfat, karbondioksid og sollys gjennom fotosyntesen. Disse mikroalgene er avhengig av stabilitet i vannsøylen; den holder algene i overflaten der deres fotosyntese utspiller seg. Nær kysten er tilførsel av kystvann en stabiliserende faktor, mens oppvarming er viktig i de åpne havområdene. For de nordligste områdene, Barentshavet inkludert, er ismelting en stabiliserende faktor. I våroppblomstringen skjer det en dramatisk endring i planteplanktonforekomstene (Sakshaug et al. 2009). Det kan være vanskelig å se et mønster i produksjonen av planteplankton i Barentshavet da det varierer veldig i produsert biomasse i kalde og varme år. Her spiller ismelting og dermed variasjon i isfritt område en spesielt stor rolle. Høyere temperatur er et resultat av økt innstrømming av næringsrikt oppvarmet atlantehavsvann. Dette kan påvirke fordeling av planteplankton. Det er gode næringssaltforhold i vinterperioden i det tidligere omdiskuterte området, noe som sikrer en høy primærproduksjon og planteplanktonbiomasse, spesielt om våren (Fosså et al., 2012).

Dyreplankton er en fellesbetegnelse på ulike virvelløse dyr som lever i de frie vannmassene i hele eller i deler av livssyklus. Eksempler på dyreplankton er hoppekreps, amfipoder, muslingkreps, reker og krill. Disse er enten rovdyr som beiter på andre dyr eller så har de planteplankton som hovedføde, for eksempel raudåte. Fettriakt dyreplankton utgjør næringsgrunnlaget for fiskelarver og –yngel og for bestandene av pelagisk fisk som lodde, sild og polartorsk. En av grunnene til de store konsentrasjonene av dyreplankton i Barentshavet er våroppblomstringen av planteplankton samt oppblomstringen ved iskanten som er gode beiteområder for herbivor (plantespisende) dyreplankton. Det er i tillegg stor innstrømming av larver og yngler fra ulike fiskearters gyting lengre sør fra Atlanterhavsstrømmen og kyststrømmen. Det er lokalisert høye konsentrasjoner av for eksempel raudåte i den sørvestlige delen av Barentshavet sør for Svalbard og til et langstrakt område i øst mot Novaja Semlja. Raudåtas nære slektninger ishavsåte (*Calanus glacialis*) og feitåte (*Calanus hyperboreus*) står for mye av de forhøyede konsentrasjoner i de nordre delene av Barentshavet. I forbindelse med våroppblomstringen kan raudåte alene stå for 80-90 % av den samlede dyreplanktonmassen i Barentshavet. Krill er det nest mest dominerende dyreplanktonet i biomasse.

I et relativt langstrakt område i Russisk sektor av Barentshavet like vest for Novaja Semlja er det normalt høye konsentrasjoner av dyreplankton. Mest sannsynlig er dette området avhengig av tilførsel av dyreplankton gjennom utredningsområdet for å kunne opprettholde mengde og konsentrasjoner på et høyt nivå. Likeledes er det betydelige forekomster av krill øst for dette området (Fosså et al., 2012).



Figur 5.2: Kart som viser tidligere omstridt område inkludert utredningsområdet. Kystbeltet, iskanten og polarfronten er markert og mulige petroleumsinstallasjoner er plassert i utredningsområdet (basert på data fra havforskningsinstituttet).

Larver og yngel av lodde finnes i utredningsområdet, men det er ikke dokumentert at lodda gyter her. Det er sporadiske forekomster av egg og nyklekte larver av nordøstarktisk torsk. Nedstrøms for dette området er det lokalisert viktige oppvekstområder for torsk som er 1-4 år gammel. Den nordøstarktiske hysen har tilsvarende forekomster. Det er spredte forekomster av sei og nordøstarktisk blåkkeite. I perioder med god rekruttering er det betydelige forekomster av ungsild som er fra 0-3 år gammel (Fosså, et al. 2012).

Sentrale deler av Barentshavet er overvintringsområde for mange arter av *sjøfugl*, bl.a. den kritisk truede polarlomvien, ismåke, havhest, krykkje, lomvi, alke, alkekonge, ærfugl, lunde og teist (Sakshaug et al., 2009). De fleste av disse sjøfuglarter som har hatt en markant tilbakegang, men dette er mest gjeldende for de mest tallrike artene som hekker i fuglefjell og beiter i åpent hav.

En finner lite is i utredningsområdet, men når isen trekker seg ned i dette området i kalde perioder observeres det marine pattedyr som isbjørn, ringsel, storkobbe og hvalross. Grønlandssel observeres assosiert med beitevandring. Både bardehvaler og tannhvaler beiter her og det foregår også hvalfangst vår og sommer. 17 hvalarter besøker jevnlig Barentshavet

bl.a. vågehval, finnhval, knølhval, seilhval, spekkhogger, spermasethval og kvitnos (Sakshaug et al. 2009).

5.1.3 Biologiske komponenter og prosesser: havbunn/sedimenter

Med bentisk flora og fauna menes de arter som er assosiert med havbunn og i sedimenter. Dette omfatter fastsittende og mobile arter. Gjennom MAREANO-programmet er det utført grundige undersøkelser av havbunnen i Lofoten og Vesterålen og nordover mot de vestlige deler av Barentshavet. I utredningsområdet ble det påbegynt en omfattende kartlegging av området i 2011 og de første dybdedataene er nå tilgjengelige (www.mareano.no).

Data-analyser fra økosystemtokt kan antyde at det finnes flere bunndyrsamfunn i utredningsområdet. Dette er dårlig kartlagt per dags dato, men det nordlige området domineres av ulike typer sjøstjerner, slangestjerner (bl.a. medusahode), samt reker og manglebørstemark. I tillegg er det funnet større, mer iøynefallende arter som sjøfjær og svamp. I sør domineres bentossamfunnet av svamper og noe kongekrabbe (introdusert art), mens det i nordøst er sandreker som dominerer.

5.2 Mulige konsekvenser av regulære utslipp

De modellerte scenarioene for regulære utslipp beskriver konsentrasjon og utbredelse av borekaks og produsert vann i utredningsområde (se kapittel 4). Eksponering i tid og rom er avgjørende for alvorlighetsgrad av de regulære utslippene. Mulige konsekvenser av regulære utslipp blir her beskrevet utfra scenarier fra letebrønnen med størst utslippsratio på borekaks, L-N1; som viser at influensområdet på bunnen for et vedvarende kaksutslipp i 30 dager vil være i underkant av 500 m² og i arealmessig sammenheng utgjøre en ubetydelig risiko for økologiske effekter på bunnfaunaen. Den største spredningen av produsert vann vil skje i dybdeintervallet 30-40 m for plattform N-O10. Ut fra de modellerte mengder, tidsintervaller og eksponeringsområder vil ikke de modellerte scenarier ha betydelige effekter på bestandsnivå. Individuer som befinner seg innenfor eksponeringsområdet kan få akutte eller kroniske eksponeringer for produsert vann eller borekaks (se tabell 5.1 og 5.2). Hvorvidt dette er letalt beror på habitatplassering og grad og tidsintervall for eksponering samt fødepåvirkning (bioakkumulering).

5.2.1 Plankton

Havområdene i utredningsområdet i Barentshavet sørøst har en betydelig biologisk produksjon. Plante- og dyreplankton vil kunne få akutt, men kortvarig eksponering av produsert vann. Likeledes vil tidlige livsstadier av fisk være utsatt ut fra de samme kriterier nevnt over. Egg- og yngelforekomster er i sesongbaserte og befinner seg i utredningsområdet i moderate til store mengder. Nødvendigheten er stor for mer dokumentasjon og forskningsbaserte modelleringer. Komponenter i borekaks kan påvirke dyreplankton som vandrer opp fra sediment til overliggende vannmasser. En slik mulig effekt fanges dårlig opp av eksisterende overvåkningsmetodikk (Myhre et al., 2006).

5.2.2 Fisk

Enkeltindivider som svømmer gjennom influensområdet vil kunne bli eksponert for produsert vann i en kortere tidsperiode. Individuer fra stasjonære arter vil kunne eksponeres over lengre tid. Langtidseffektene på stasjonær fisk er ikke godt nok kartlagt.

5.2.3 Bunndyr

Bunnassosierte organismer som svamp og bløtdyr i eksponeringsområdet vil kunne være kronisk eksponert for borekaks i leteperioden og dermed bli nedslammet og begravd. Det er lite kjent om nedslammede svamper lar seg restituere, men langsom vekst gjør dem ekstra sårbare og det er sannsynlig at de *ikke* lar seg restituere. Det er sannsynlig at den modellerte letebrønnen L-N1 vil ha en eksponeringsradius på rundt 460 m² og at tykkelsen på kaks-sedimenter i dette området kan ha gjennomsnittstykkelse på 7-8 mm. Som det kommenteres i kapittel 4, kan borekaks som sedimenterer virke negativt både ved toksisitet og ved fysisk nedslamming fra kakspartikler. I tillegg vil kakspartiklenes kornstørrelse variere fra den naturlige bunnsammensetningen og således kunne endre faunasammensetningen.

5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl

De årene isen trekker seg ned i dette området observeres isbjørn, ringsel, storkobbe, grønlandssel og hvalross. Hvalarter som bardehvaler og tannhvaler beiter her. De fleste andre marine pattedyr vil være utsatt for bioakkumulering. Dette er arter med mye spekk som isolasjon og næringslagring som er spesielt utsatt.

Direkte effekter av produsert vann på sjøfugl er lite sannsynlig. Beitende sjøfugl kan via føde få i seg eventuelle miljøgifter som vil kunne bioakkumuleres.

5.2.5 Samlede effekter for økosystemet

De modellerte lete- og produksjonsbrønnene vil trolig ikke gi effekter på bestander i det viktige økosystemet i utredningsområdet i Barentshavet sørøst, men det er en viss usikkerhet assosiert til effekter på visse nøkkelarter. De pelagiske artene som ikke har egenbevegelse; plankton og egg og yngel av fisk, er potensielt mest utsatt for produsert vann. Det er fortsatt et stor behov for kunnskap om effekter av produsert vann. Sårbare bentiske arter som svamp er de artene som er mest utsatt for borekaks og nedslamming av havbunn. Områdene rundt et letefelt vil bli nedslammet av borekaks og eksponeringen til sedimentert kaks vil være vedvarende til kakset enten eroderes og føres videre, blandes ned i det naturlige sedimentet ved bioturbasjon eller dekkes av nytt sediment. I praksis utgjør tilslammingen derfor en kronisk belastning der PNEC på 10 millimeter kaks er gyldig.

Det komplekse økosystemet som befinner seg i utredningsområdet er avhengig av svært mange viktige komponenter for å kunne opprettholdes og være i balanse. Om dette unike økosystemet kommer i ubalanse kan det få store følger for det marine liv og næringene som er tilknyttet dette. Dette diskuteres videre i kapittel 6.2. Det er med en viss usikkerhet at en kan konkludere at de modellerte scenarier ikke vil få noen effekt på økosystemet som en helhet.

Tabell 5.1 Oppsummerte effekter av modellerte utslipp (jf. kapittel 4) av produsert vann på marine organismer i Barentshavet sørøst

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid B: Eksponerings- område C: Alvorlighetsgrad	Kommentar
Planteplankton	Store sesongsvingninger. Høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen.	A: 0,5 – 5 timer B: 400 m fra utslippspunkt C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset, men komponenter i borekaks kan påvirke dyreplankton som vandrer opp fra sediment eller de nedre vannmassene til overliggende vannmasser (Myhre <i>et al.</i> 2006).
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen.	A: 0,5 – 5 timer B: 400 m fra utslippspunkt C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset.
Tidlige livsstadier av fisk	Betydelige mengder av tidlige livsstadier av fisk i utredningsområdet.	A: 0,5 – 5 timer B: 400 m fra utslippspunkt C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset.
Fisk – voksne individer	Få arter gyter her. Det fiskes store mengder av få arter; lodde, nordøstarktisk torsk, polartorsk, hyse, blåkveite og noe sild. Store mengder reker.	A: 0,5 – 5 timer B: 400 m fra utslippspunkt C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Individer fra stasjonære arter vil kunne eksponeres over lengre tid. Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset.

Tabell 5.2: Oppsummerte effekter av modellerte utslipp (jf. kapittel 4) av borekaks på marine organismer i utredningsområdet

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid	Kommentar
		B: Eksponerings- område	
		C: Alvorlighetsgrad	
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Høy produksjon under våroppblomstringen/ iskantoppblomstringen.	A: 0-kronisk eksponering B: 120 000 m ² C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann i høyproduktive områder er liten.
Tidlige livsstadier av fisk	Betydelige mengder av tidlige livsstadier av fisk i utredningsområdet.	A: 0-kronisk eksponering B: 120 000 m ² C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Kunnskapen om effekter av produsert vann på arktiske organismer er begrenset.
Fisk – voksne individer	Få arter gyter her. Det fiskes store mengder av få arter; lodde, nordøstarktisk torsk, polartorsk, hyse, blåkveite og noe sild. Store mengder reker.	A: 0-kronisk eksponering B: 120 000 m ² C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Individer fra stasjonære arter f.eks. hyse vil kunne eksponeres ved direktekontakt med forurensede sedimenter (Grøsvik 2010)
Bunndyr	Forekomster av svamp og bløtdyr. Bentisk fauna er lite kartlagt i disse havområdene	A: 0-kronisk eksponering B: 120 000 m ² C: Alvorlige konsekvenser (nedslamming) for svamp i områder (Buhl-Mortensen, L . et al. 2010a). Liten eller ingen effekt på koraller og svamp utenfor dette området.	Svamp innenfor eksponeringsområdet vil bli nedslammet og man bør søke å unngå at borekaks ødelegger sårbare bunnhabitater. Restitusjon: Svamp: ukjent

6 Betydning av regulære utslipp fra petroleumsvirksomhet

6.1 Ytre påvirkning og total belastning Barentshavet sørøst

6.1.1 Overordnet miljøtilstand i Barentshavet sørøst, utredningsområde

Miljøtilstand, ytre påvirkning og total belastning

I følge forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten er tilstanden til økosystemet i Barentshavet god og forurensningsnivåene lave. Disse havområdene har store fiskebestander som er i god forfatning og Barentshavet domineres av få arter, men desto mer tallrike bestander; dette gjelder også for sjøfugl. Generelt er økosystemets tilstand god men unntakene er således tilstede; det er observert betydelig nedgang i bestand hos flere arter av sjøfugl som lomvi og krykkje, lave bestandsnivåer av enkelte fiskearter grunnet tidligere overfiske og svikt i reproduksjon hos islevende selarter de senere årene. Sistnevnte kan være de første synlige effektene av klimaendringer i utredningsområdet. Mengden av dyreplankton har avtatt de siste tre år mens det ikke er noen klar trend for planteplankton. Som en endring fra 2005 til 2009 ser man at det er en redusert påvirkning på fiskebestander og bunndyr. Korallrev har blitt vernet mot bunntåling, men også andre miljøtyper og arter blir fortsatt utsatt for bunntåling. Den storstilte satsingen på økt kunnskap om havbunn og bunnlevende arters forekomster har blitt betydelig forbedret i regi av MAREANO-kartleggingen av Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Gjennom kartlegging og overvåkning i regi av SEAPOP-programmet har kunnskapen om sjøfugl likeledes blitt markant bedret.

Havområdene i et belte fra Røst nordover til Tromsøflaket, Eggakanten, Bjørnøya, Polarfronten og et 50 km kystbelte fra Tromsøflaket til utredningsområdet har svært høy miljøverdi og har blitt identifisert som *særlig verdifulle og sårbare havområder* (St.meld. nr. 8, 2005-2006). Dette er områder med næringsrikt havvann, høy primærproduksjon, gyte- og gytevandringsområder og overvintrings- og beiteområder for fisk, eller hekke-, myte- og overvintringsområde for sjøfugl. Spesielt sårbare og truede miljøtyper er også lokalisert her. I disse områdene skal det utvises økt aktsomhet og tas spesielle hensyn.

For utredningsområdet spesielt, finnes det få konkrete vurderinger av samlet belastning på økosystemets struktur. Ved en vurdering av samlet belastning på økosystemets struktur, produktivitet og naturmangfold tilsier ikke dette at det har skjedd store endringer på økosystemnivå i havområdet siden 2006. I forhold til total ytre påvirkning viser midlertid trender for de siste 30 årene at høyere temperaturer er registrert og at isdekket fortsatt reduseres. Frem til 2009 er påvirkninger fra skipsfart og petroleumsvirksomhet i mindre grad kjente men antatt små. Som et resultat av flere usikre og dårlig dokumenterte faktorer er det ikke sikkert hvilke konsekvenser den samlede menneskelige aktiviteten faktisk har på økosystemet (Green, et al. 2009).

Kort om tilførselsprogrammet og de åtte tilførselsveiene:

Tilførselsprogrammet for henholdsvis Norskehavet (2012) og Barentshavet og Lofotenområdet (2012) ble etablert som en direkte oppfølging av forvaltningsplanene for å kunne gi et helhetlig bilde av den generelle forurensningssituasjonen i de norske havområdene. Tilførselsprogrammet beskriver åtte tilførselsveier og kilder til tilførsler av ulike miljøfarlige

stoffer, olje og radioaktivitet. Oversikt over hovedkilder for tilførsler av miljøgifter og olje fra de mest betydningsfulle tilførsler for området er samlet i Tabell 6.1

Tabell 6.1: De åtte tilførselsveiene/ kildene beskrevet i Tilførselsprogrammet (Green et al., 2012).

Kilde	Beskrivelse	Leverandør
1	Avrenning fra land/elver i Norge	NIVA
2	Lufttilførsler fra Norge	NILU
3	Tilførsel via havstrømmer fra områder utenfor Norge	NIVA og NRPA
4	Tilførsel via luftstrømmer fra området utenfor Norge	NILU
5	Petroleumsaktivitet på Norsk sokkel	Klif
6	Skipsfart/båttrafikk i norske havområder	DNV
7	Naturlig utlekking fra berggrunn/havbunn, spesielt petroleum	Klif
8	Utlekking/remobilisering fra sedimenter/jord	Klif

6.1.2 Hovedkilder og transportveier miljøpåvirkende stoffer for Barentshavet sørøst

Hovedinntrykket av resultatene fra tilførselsprogrammet er at det er relativt små tilførsler av de fleste miljøfarlige stoffene til forvaltningsområdet Norskehavet og forvaltningsområdet Barentshavet og Lofoten (Tabell 6.2). Dette skyldes hovedsakelig de store havvolumene. Dette kan forstås ut fra flere faktorer som hvor, rent geografisk, utslippskildene er lokalisert, hvor de ulike havstrømmer og luftstrømmer går og hvor langt forurensningen faktisk når. Tilførsler via luft dominerer for de aller fleste miljøgiftene. Tilførsler fra regulære utslipp til Barentshavet er minimale og tilførsel av olje (THC) kommer kun fra skip. Tilførselsprogrammet inkluderer ikke beregninger av tilførsler til regionene X og XI fra russisk del av Barentshavet. Det er sannsynlig at havstrømmene fører tilførsler av miljøgifter og radioaktive stoffer fra Kolahalvøya, Kvitsjøen og russiske elver i øst (Green, et al., 2011). Når det skal fokuseres på Barentshavet i utarbeidelse av tilførselsprogram i 2012 bør beregninger av tilførsler fra russisk side tas med, da disse kan være betydningsfulle.

Det er et stort behov for bedre tilførselstall for enkeltstoffer og –kilder som skal benyttes som utgangspunkt for optimalisering av overvåkningsprogrammene. Dette skal gi en mer målrettet overvåkning og forvaltning av havområdene med mindre usikkerhet. I dette ligger også at det må bli tilegnet bedre informasjon om utslippskilder utenfor regionene (offshoreaktivitet utenfor Norges grenser, elveavrenning m.m.).

Havstrømmer

Havstrømmer kan ikke betraktes som direkte kilder for regionene men de fordeler stoffer fra de andre kildene rundt til ulike deler av havmassene. Reduksjon av konsentrasjon skjer via transport med havstrømmer og mekanismer knyttet til nedbrytning og sedimentering innen regionen. Havstrømmer fører med seg radioaktive stoffer som ⁹⁰Sr og ²³⁹⁺²⁴⁰Pu fra utstrømmende vann i Kattegat. Da tilførselsprogrammet for Barentshavet- Lofoten ble produsert kunne det ikke beregnes tilførsler med havstrømmer i Lofoten-området fordi den marine modellen bare dekket to regioner av Barentshavet.

Tilførsler fra land og offshoreinstallasjoner

Tilførsler fra land er betraktelig mindre enn tilførsler fra luft. Tilførsler fra nærområdene har mindre betydning fordi det finnes få store kilder til forurensning fra land- eller kystbasert virksomheter i nærhet til forvaltningsplanområdet. Slike tilførsler kan ha stor betydning lokalt og gjøre stor lokal skade bl.a. i havneområder. Her kan havbunn og sedimenter være svært forurensede som et resultat av utslipp fra industri, skipsverft og båter. Likeledes kan forurensning fra istransport, landavrenning og elvetilførsler ha lokal stor betydning. Elver bidrar med krom og kadmium. RID-programmet og opplysninger fra Klif gir et relativt godt grunnlag for beregninger av tilførsel av forurensende stoffer fra land og offshoreinstallasjoner. Retensjon av forurensende utslipp innenfor grunnlinjen kan være stor, og ha betydning både for tilstandene i fjordene og for beregningene av transporter i kystvannhav. Den bør kvantifiseres bedre ved bruk av utslippstall, data for konsentrasjon og mengder i sedimenter og vann kombinert med modeller. Flere av stoffene det fokuseres på i Tilførselsprogrammet måles ikke i RID-elve. Det foreslås derfor at det settes ut passive prøvetakere, etter samme prosedyre som ved Andøya, Jan Mayen og Bjørnøya.

Utlekking av olje fra havbunnen

Det bør utføres beregninger med bruk av oppdaterte data og utlekkingskoeffisienter da det er en mulighet for at det er en betydelig tilførsel av olje fra naturlig havbunnslekking på norsk sokkel. Denne mengden kan være opp mot det dobbelte av tidligere beregnede estimer.

Skipstrafikk

Skipstrafikken, dominert av fiskefartøyer, stykkgodsskip, bulkskip, tankskip, gasstankere og offshore supply-skip, bidrar med utslipp av miljøfarlige stoffer i form av klimagasser, forsurende stoffer og avdamping av flyktige stoffer som petroleum og petroleumsprodukter (både til luft og sjø). Utslipp til luft og sjø fra skipstrafikk i norske farvann har blitt beregnet i et eget prosjekt som NIVA og DNV har gjennomført for Klif. Disse data er benyttet i tilførselsprogrammet. Olje har størst tilførsel via skipstrafikk i de nordlige regionene (Region VIII og X). De høyeste nivåer av utslipp kommer fra Region III og tilførselskildene offshore og skipstrafikk. Det er i dag tillatt å slippe ut noe oljeholdig lensevann samt rester av oljeholdig vaskevann. Dette er den største *lovlige* kilden til oljeutslipp. Den største miljøpåvirkningen er mest sannsynlig uhellsutslipp og ulovlige utslipp som sjeldent rapporteres. Mulighet for akutte utslipp av miljøfarlige stoffer er alltid tilstede ved skipstrafikk. Det er ventet at skipstrafikken i Norskehavet og Barentshavet vil øke betydelig i årene som kommer. Grunnet en betydelig utvikling i skipstrafikken vil det være nødvendig at spesifikke produksjonsfaktorer bør revurderes. De underlagsdata som finnes for produksjon, behandling for fraksjoner som fast avfall, matavfall, bioslam, oljeholdig slam, aske, slagvann, spillvann, toalettavløp etc. bør gjennomgås og korrigeres. Innhenting av slike nye opplysninger vil oppdatere og gi riktigere tall for de totale årlige forurensningsutslipp fra skip til sjø for Norskehavet, Nordsjøen og Barentshavet.

Tilførsler fra luft

For tilførsler fra luft er det tilførsler av miljøgifter som dominerer. Oppdaterte beregninger fra Barentshavet har implementert data fra tørravsetning og viser derfor til større tilførsel av PCB og PAH enn tidligere antatt. Luft over polhavet og Nord-Atlanteren er hovedkilde for flere miljøgifter til Barentshavet (økt atmosfærisk avsetning). I de nordlige regionene er det luft som dominerer for tilførsler av kvikksølv, kadmium og bly, PCB, PAH og krom. I 2009 ble et nytt observatorium etablert på Andøya for å overvåke atmosfæriske tilførsler, som en del av tilførselsprogrammet. På Andøyaobservatoriet var de følgende parametere noe lavere enn i

fjor: sum HCH, sum DDT, sum PCB, sum PAH og sum tetraBDE. (Klif- Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør, 2012). Det er generelt sett lave nivåer av radioaktivitet i Barentshavet men målinger viser atmosfæriske avsetninger av radioaktive stoffer som ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$.

Det er store kunnskapsmangler vedrørende utslippskilder til luft, atmosfærisk transport og avsetning av miljøfarlige stoffer til de aktuelle havområdene. Tilførselsrapporten indikerer at innsatsen fremover må fokuseres på de komponenter og havområder der man allerede nå har en sterk indikasjon om at avsetning fra luft til hav utgjør et signifikant bidrag til miljøbelastninger for å redusere usikkerheten i det totale miljøgiftregnskapet det ønskes å etablere for disse havområdene. En forbedret kunnskap om utslipp og tilførselsveier er relevant og verdifull for evaluering av mulige fremtidige kontrolltiltak, nasjonalt og/eller internasjonalt for de komponentene der tilstedeværelse i hovedsak domineres av atmosfæriske tilførsler. Resultater kan forbedres ved verifikasjon og validering av modellparametre gjennom prøvetakning i vann og sediment. Likeledes forbedre resultater av kalkulasjoner og forminske usikkerheten ved optimalisering.

Tabell 6.2: Oversikt over hovedkilder for tilførsler av miljøgifter og olje fra de mest betydningsfulle tilførsler for Barentshavet. Tall er hentet fra modellerte beregninger i tilførselsprogrammet (Green, et al. 2012)

Stoff	Luft	Havstrømmer	Skip	Benevning
Kvikksølv				kg/år per 1000 km ²
Bly	67400			kg/år per 1000 km ²
Kadmium	7500			kg/år per 1000 km ²
Krom	40000			kg/år per 1000 km ²
Arsen	21200			kg/år per 1000 km ²
Tot PCB	452	458		kg/år per 1000 km ²
Tot PAH	113000			kg/år per 1000 km ²
Olje (THC)			260000	kg/år per 1000 km ²
Sr-90	48			TBq/år per 1000 km ²
Pu-239+240	200			GBq/år per 1000 km ²

Miljøindikatorer

Tilførselsprogrammet har analysert *torsk og sedimenter* for miljøgifter. Torsk var relevant å bruke som miljøindikator da torsk også ble brukt som indikatororganisme for overvåkingen igangsatt i forbindelse med utarbeidelsen med forvaltningsplanen for Norskehavet og i tillegg har NIFES benyttet seg av målinger på torsk i lange sammenhengende tidsserier for overvåking i både Barentshavet og Nordsjøen. Sjøbunn og sedimenter er store mottagere av forurensninger og fungerer som et lager for miljøgifter og kan derfor være en kilde til spredning av forurensning i bl.a. fjorder og bidra til opptak av miljøgifter i organismer. Prøvetaking fra sedimenter kan gi et godt bilde på forurensning, både av havbunnen, men også av resten av vannsøylen da sedimentprøver kan indikere hvilken og hvor omfattende forurensning havet over har blitt påvirket av (nedbrytning, presipitering, dispergering). Måling av forurensning i sedimenter pågår også som en del av den generelle overvåking av aktiviteten rundt leting etter petroleumsressurser; det gjennomføres faste programmer og denne indikatoren vil på sikt kunne utvikles til et godt verktøy for å studere endringer i organisk og ikke-organisk forurensning av havbunn og sedimenter.

Miljøgifter i torsk

Målinger at de forskjellige miljøgiftene ble utført fra prøver i torskelever. Miljøgifter i torsk ble gjennomgående målt til tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå) eller tilstandsklasse II (lite forurensset). PCB finnes i godt målbare nivåer i torskelever fra de tre stasjonene (Haltenbanken, Vest for Røst og Jan Mayen). Tilførselsprogrammet kommenterer ikke om det er registrert olje (THC) i torsk.

Miljøgifter i sediment

Ifølge Klifs klassifiseringssystem (Bakke et al., 2007) er det detektert lave nivåer av miljøgifter i sedimenter i Barentshavet. Det har i de seneste årene vært utført regelmessig overvåkning av tungmetaller, klororganiske miljøgifter og hydrokarboner fra Norskehavet, og disse nivåene holder seg godt innenfor tilstandsklasse II (god). Overvåkning av PCB og pesticider har ikke vært utført regelmessig i sedimenter fra Norskehavet; der det finnes data ser man at konsentrasjoner av PCB og pesticider i sedimenter ble målt til tilstandsklasse I (bakgrunnsverdier) ved alle målestasjoner. Både målinger utført i regi av Havforskningsinstituttet og Tilførselsprogrammet viser til THC-målinger i overflatesedimenter. Målingene gir de største THC-nivåer i fjord- og kystområder, på sørøstkysten av Svalbard og nordvest for Bjørnøya.

6.1.3 Status miljøpåvirkning total belastning. (Status klimaendring, havforsuring og fiskeri)

Klimaendring

I Barentshavet er det store årlige fluktuasjoner i klimatiske faktorer som temperatur, isforhold og oseanografi. Hele økosystemet i Barentshavet blir influert av dette og det er ofte registrert høyere biologisk produksjon de årene med høy sjøtemperatur og mindre utbredelse av havis. De siste 30 årene har det vært en trend til økende havtemperatur i Barentshavet. Parallelt med temperaturøkningen har havisutbredelsen avtatt. I årene etter 2000 har det flere år vært isfritt i Barentshavet om sommeren. Havtemperatur og isdekket er i stor grad regulert av innstrømming av atlantehavsvann fra Norskehavet (Aglen et al., 2012). Klimaendringer vil kunne resultere i konsekvenser for plankton, bunnlevende planter og dyr, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr i hele utredningsområdet og i andre marine økosystemer. Dette være seg endringer i forhold til utbredelse, tetthet og reproduktivitet. Komplekse sammenhenger og et utilstrekkelig kunnskapsnivå gjør det vanskelig å forutsi med sikkerhet hva konsekvensene av klimaendringer vil være. Det som synes klart er at is-assosiert fauna og flora vil gå tapt eller reduseres betraktelig, arter som har en mer sørlig utbredelse i dag vil trekke seg nordover og entre Barentshavet. Artssammensetningen i Barentshavet vil dermed forandres betydelig (von Quillfeldt (red.) 2010).

Forurensende miljøgifter og havforsuring

Som nevnt tidligere er økosystemet i Barentshavet utsatt for forurensning fra kilder utenfor området og som transporteres inn med luft- og havstrømmer. I tillegg påvirkes også Barentshavet av frigjøring av lagre av miljøgifter i is, jord, sedimenter og vegetasjon. Langtidsmålinger indikerer at nivåer av regulerte miljøgifter er noe nedadgående mens nye miljøgifter som det er lite overvåkning på, stadig blir introdusert. Totalt sett er nivåene av miljøgifter lave i Barentshavet, men det er flere unntak som er målt i toppredatorer.

Forsuring av havet er et økende og svært alvorlig problem. Som følge av opptak av CO₂ i vannet, blir havet gradvis surere og dette fører til at mindre kalsiumkarbonat blir tilgjengelig i vannet. Øvre deler av havet er naturlig overmettet av karbonat, og under et gitt metningsdyp

er det ikke mulig å danne kalkskall. Svært mange marine arter som koraller, plankton og krepsdyr er avhengig av kalk for å danne kalkskall (kalsifisering). En reduksjon i tilgjengelig kalsiumkarbonat får direkte følger for kalkdannende organismer og indirekte, alvorlige konsekvenser for alle arter som lever av disse kalkdannende artene (temasider for Direktoratet for naturforvaltning). Kaldt havvann kan løse opp mer CO₂ enn varmere vann og opptrer derfor mindre overmettet enn varmt havvann for de vanligste formene av kalsiumkarbonat. Barentshavet vil således kunne oppleve de første alvorlige symptomer på havforsuring. Det er allerede påvist at metningshorisonten er hevet med 100 meter på 30 år (von Quillfeldt, C. (red.) et al. 2010).

6.2 Vurderinger total belastning av ytre påvirkning

Barentshavet er et rent havområde hvor de største tilførslene av miljøpåvirkende stoffer kommer fra andre regioner. Av tilførsler som slippes ut direkte i dette havområdet, står skipstrafikken for den største belastningen. Det er med stor sannsynlighet at skipstrafikken generelt sett vil øke i både Norskehavet og i utredningsområdet i Barentshavet sørøst. I disse områdene er tilførsler fra skip den største kilden til oljeutslipp til hav. En økt skipstrafikk vil derfor øke tilførsler av olje til disse områdene betraktelig. En potensiell omfattende utbygging av petroleumsinstallasjoner i disse områdene vil ytterligere øke tilførsel av olje; ”olje til sjø” (drenasjevann, jetting og produsert vann). Om en sammenligner tall fra Tilførselsprogrammet ser vi at Norskehavet og Barentshavet ikke har nevneverdige tilførsler av olje fra petroleumsinstallasjoner, men betydelige bidrag fra skipstrafikken (se Tabell 6.1).

Petroleumsinstallasjoner står for betydelige tilførsler av olje i Nordsjøen, men det er utslipp fra skip som også dominerer i disse havområdene. Skipstrafikken i Nordsjøen er svært stor og resulterer i store utslipp. Her må det nevnes at tallene fra Nordsjøen gjelder fra lensevann, da det ikke er tillatt å slippe ut oljeholdig vaskevann i Nordsjøen, mens tallene fra skipstrafikk i Norskehavet og Barentshavet inkluderer også oljeholdig vaskevann. Norskehavet og Barentshavet ville sannsynligvis hatt enda lavere tilførsler av olje om det var forbud mot utslipp av oljeholdig vaskevann også her. Utslipp fra petroleumsvirksomhet er også medvirkende for tilførsler av PAH og også havbunnen i disse områdene står for betydelige utslipp. Årsaken til stor havbunnlekkage av petrogen PAH er at denne forbindelsen forekommer og dannes naturlig i havbunnen i fossiler (olje) (MAREANOs nettsider). Luft og atmosfæriske nedfall er kilde til pyrogen PAH tilførsler i Norskehavet og Barentshavet (Green et al. 2010). Det kan potensielt lekke naturlig forekommende petrogen PAH fra havbunnen i Norskehavet og Barentshavet, i tillegg til PAH-utslipp som direkte er forbundet med petroleumsinstallasjoner, dersom det bygges petroleumsinstallasjoner i disse havområdene.

En slik tilleggsbelastning i form av økte oljeutslipp fra de tenkte scenariene vil sannsynligvis ikke utgjøre en betydelig økning i menneskelige tilførsler av miljøfremmede stoffer i dette havområdet. Det bør likevel tas inn i betraktningen at en økt petroleumsvirksomhet vil gi en økt aktivitet, i hovedsak i form av skipstrafikk, og dermed økte utslipp fra denne sektoren. Den totale belastningen fra ny petroleumsvirksomhet vil også øke i takt med nye utbygginger, og selv om scenariene som her er skissert, utgjør relativt små utslipp, vil en tilleggsbelastning fra framtidig større utbygging av havområdet kunne utgjøre en vesentlig økning i menneskelige utslipp i utredningsområdet. Utslipp av boreavfall på havbunnen har en negativ påvirkning på lokal skala og det er liten grunn til å tro at boreavfall fra de skisserte leteboringene vil utgjøre et vesentlig bidrag til økt belastning av utredningsområdet.

I framtiden må man anta at skipstrafikken i Barentshavet vil øke, klimaendringer vil få stadig større effekt i området og havforsuring kan potensielt utgjøre en svært negativ påvirkning på

økosystemet i området. Kombinerte, samvirkende effekter av klima, havforsuring og miljøgifter er lite kartlagt. Klimaendringer og havforsuring er to av de største utfordringene for fremtiden og endringer vil kunne påvirke transport, deponering, omsetning og akkumulering av miljøgifter (von Quillfeldt (red.) et al., 2010). Med dagens kunnskap er det liten grunn til å anta at effekter av regulære utslipp fra den skisserte utbyggingen vil få effekter av betydning for det marine miljø i utredningsområdet. Usikkerhet knyttet til den samlede belastning av havforsuring, global oppvarming og annen miljøpåvirkning, gjør det likevel vanskelig å utelukke miljøeffekter av den tilleggsbelastningen som regulære utslipp vil kunne medføre.

7 Avbøtende tiltak

Det var tidligere særskilte regler for petroleumsvirksomhet i Barentshavet-Lofoten, der det skulle være null utslipp av boreavfall og produsert vann (St.meld. nr. 8, 2005-2006). I den reviderte forvaltningsplanen for Lofoten-Barentshavet har man imidlertid valgt å gå bort fra dette kravet og man vil stille de samme kravene til petroleumsvirksomhet i Barentshavet – Lofoten som for resten av norsk sokkel (St.meld. nr 10, 2010-2011). Det oppdaterte forvaltningsplanen slår likevel fast en rekke prinsipper for petroleumsvirksomheten i området, blant annet:

”Operasjonelle utslipp fra virksomheten i området skal ikke medføre skade på miljøet, eller bidra til økninger i bakgrunnsnivåene av olje eller andre miljøfarlige stoffer over tid.”

Kunnskapsnivået om bunndyrsamfunn i utredningsområdet ventes å øke betraktelig som følge av den forestående kartleggingen i regi av MAREANO-programmet. Gjennom denne kartleggingen kan det komme til å avdekkes særlig verdifulle og sårbare områder som krever av man tar særskilte hensyn.

De modellerte scenariene (kapittel 4) gir ikke grunn til å tro at regulære utslipp fra de tenkte utbyggingene vil true økologiske funksjoner eller biologisk mangfold i utredningsområdet. Men, med betydelige kunnskapsmangler omkring langtidsvirkninger av regulære utslipp, og effekter av petroleumsvirksomhet i kalde strøk, bør det være et mål å redusere mulige konsekvenser av regulære utslipp til et minimum.

7.1 Håndtering av regulære utslipp gjennom de ulike fasene av petroleumsvirksomheten

7.1.1 Leteboring

Det forutsettes at man følger gjeldende retningslinjer og unngår utslipp av oljeholdige borevæsker og borekaks med rester av olje. Det bør søkes å redusere utslipp av kaks i leteboringsfasen, dette kan gjøres ved hjelp av tynnhulls boring eller redusert antall hullseksjoner, men det advares mot uttesting av ny teknologi i eventuelle sårbare områder. Det må gjøres en grundig kartlegging av havbunnen, slik at man sikrer at borekaks ikke dekker til sårbare naturtyper.

7.1.2 Utbyggingsfasen

Utslipp og av kjemikalier i forbindelse med klargjøring av rørledninger bør reduseres til et minimum og utslippsraten må være tilstrekkelig lav til å sikre at farlige kjemikalier fortynnes til lave konsentrasjoner nær utslippsstedet.

7.1.3 Produksjonsboring

Boreslam og –kaks med oljerester bør injiseres i en kaksinjektor, fraktes til land for videre behandling, eller renses for oljerester før det slippes ut (tabell 7.1 og 7.2). Det vurderes derimot lite hensiktsmessig å transportere borekaks uten oljevedheng til landdeponier. Det er mulig å gjøre dette, men det vil øke trafikken til og fra oljeinstallasjonene og vil bidra til store mengder borekaks som skal håndteres på land (OED, 2003). I de skisserte scenariene vil arealet med kaksdybde >10mm for det største borehullet utgjøre et areal på 120 000 m²

(kapittel 4). Forutsatt at deponiene legges på steder uten sårbare naturtyper, vurderes dette som akseptabelt.

7.1.4 Produksjonsfase

Reinjisering av produsert vann er en utprøvd teknologi (Tabell 7.1 og Tabell 7.2) og vil i mange tilfeller kunne utføres. Ved å installere doble systemer for reinjisering vil man kunne redusere perioder med uforutsette utslipp til sjø til mindre enn 5% (2003).

For det tenkte mottaksanlegget på land (kapittel 4) forutsettes det tretrinnsrensing med biologisk renseanlegg. Utslipp av kjølevann bør gjøres i områder der den potensielle skadeeffekten av temperaturendringer er minst mulig.

7.2 Avdekke kunnskapsmangler

Kunnskapsmangler i forhold til effekter av regulære utslipp er omtalt i kapittel 3.5. At vi står uten sikker kunnskap i forhold til langtidsvirkninger av regulære utslipp og lite erfaring knyttet til petroleumsvirksomhet i kalde, er en betydelig utfordring. Ved en eventuell petroleumsvirksomhet i dette området, bør det derfor settes av ressurser til å øke kunnskapen på disse viktige områdene. Komplekse økologiske sammenhenger gjør det svært vanskelig å anskaffe god kunnskap om langtidsvirkninger av regulære utslipp, både på individnivå og på økosystemnivå. Gjennom ulike forskningsprosjekter forsøker man å utvikle komplekse modeller som skal kunne gi bedre kunnskap om mulige langtidsvirkninger i et økosystemperspektiv, en slik tilnærming vil kunne gi en bedre forståelse av hvordan regulære utslipp kan påvirke organismer direkte og indirekte vida bioakkumulering. Videre bør det etableres gode protokoller for testing av sensitivitet for påvirkning av regulære utslipp hos arktiske organismer (jf. kap 3.5), slik at studiene kan sammenliknes og bidra til å få et helhetsbilde av sensitivitet hos arktiske organismer. Kalde områder har en større andel epifauna i forhold til infauna sammenliknet med tempererte områder (Bakke et al. 2012) og man bør gjennom felt- og laboratoriestudier forsøke å avdekke hvordan arktisk epifauna responderer på regulære utslipp. Studier som kan belyse hvordan regulære utslipp påvirker det arktiske økosystem gjennom store sesongsvingninger mtp. lys og temperatur, vil også bidra til å avdekke viktige kunnskapshull.

Tabell 7.1 Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til å redusere mengden av borekaks ved lete- og produksjonsboring (Oljedirektoratet, 2011).

Teknologi	Beskrivelse	Fordele / ulemper
Eksisterende teknologi		
CTS (Cutting Transport System)	Borekaks pumpes via rør, til områder i opp til 2 km avstand.	CTS gjør det mulig å transportere borekaks til mindre miljø sensitive områder.
RMR (Riserless Mud Recovery)	Utboret masse returneres til rigg, hvor kakset blir skilt fra borevæsken, som kan gjenbrukes. Kaks kan transporteres til land eller reinjekseres. Kan benyttes på dyp inntil 400 m	Man unngår utslipp av kaks og borevæske offshore. Usikkert om det er en miljømessig fordel av å samle opp kaks som må transporteres til land for deponering når bunnfaunaen på lokaliteten ikke er spesielt sårbar, og omfang av effekt er helt lokal. Transporten og behandlingen på land krever energi og gir utslipp til luft, beslaglegger landområder og kan gi utslipp fra deponi.
Reinjeksjon	Borekaks injiseres i et egnet reservoar eller føres tilbake i brønnen, om denne ikke skal brukes senere.	Liten forstyrrelse av bunnfaunaen. Det er lite sannsynlig at en injeksjonsløsning for en enkel, isolert brønn vil være økonomisk attraktiv. Kan gi problemer med lekkasje til havbunn.
Tynnhulls boring	Bore brønner med tynnere tverrsnitt i alle brønnseksjoner noe som er med på å redusere boreavfall og energiforbruk	Anvendes ofte i dagens leteboringer. Mengden av borevæske, sement og kaks kan reduseres betraktelig, opptil 70 % for enkelte brønner
Redusert antall hullseksjoner	Denne teknologien går ut på å holde huldiameteren konstant gjennom hele brønnbanen. Dette krever bruk av ekspanderbare føringsrør for å opprettholde brønnstabiliteten.	50 % mindre borekaks.
"Monobore" brønndesign	Huldiameteren holdes konstant gjennom hele brønnbanen. Dette krever bruk av ekspanderbare føringsrør for å opprettholde brønnstabiliteten.	Redusert plassbehov for lagring av føringsrør på borerigg, redusert boretid, opptil 50 % redusert bruk av borevæske og metoden genererer 50 % mindre borekaks.
Pæling av lederør/ forankringsrør	Lederørene hamres ned i formasjonen uten at det genereres kaks. Krever bløte toppersedimenter.	Mindre utslipp av borekaks, borevæske eller sement ved boring av topphull. Ned til 1000 meter.
Behandling av oljekontaminert borekaks	Termisk, kjemisk eller biologisk behandling for å fjerne olje bunnet til borekaks.	Vedheng av (oljeholdig) borevæske kan reduseres til 0.1%, avhengig av metode.
Potensielle teknologier		
Oppsamlingsposer	Oppsamling av borekaks fra topphull på sjøbunn ved hjelp av oppsamlingsposer. Etter endt operasjon kan posene slepes til et egnet område.	Metoder som baserer seg på oppsamling og håndtering av borekaks på riggen vil medføre merkostnader, som må vurderes mot miljøgevinsten. Ved oppsamling på sjøbunnen unngås dette.
Badger teknologi	Badger Explorer er et frittstående verktøy som borer seg ned til mulige hydrokarboner, logger formasjonen underveis og sender denne sammen med informasjon om forhold i grunnen tilbake til sjøbunnen gjennom en tynn kabel.	Kakset, som bores ut uten bruk av borevæske, trykkes kontinuerlig sammen bak verktøyet og tetter hullet etter hvert bak verktøyet uten bruk av føringsrør og sement.

Tabell 7.2: Oversikt av tilgjengelig teknologi som kan anvendes til og redusere mengden og toksiteten av produsert vann (Oljedirektoratet, 2011).

Teknologi	Beskrivelse	Fordele / ulemper
Eksisterende teknologi		
Injeksjon av produsert vann	Kan enten være reinjeksjon av produsert vann som trykkstøtte i et produserende reservoar eller som injeksjon i egnet formasjon (deponering). Jo bedre vannet er renset innen reinjeksjon jo lettere er injiseringen.	Reinjeksjon medfører normalt ikke ekstra energiforbruk, da det erstatter sjøvanninjeksjon. Injeksjon som deponering krever ekstra energi og gir økte utslipp til luft. Boring av en dedikert injeksjonsbrønn øker driftskostnader, boreutslipp og utslipp til luft.
Vannavstengning	Vannavstengning er fysisk eller kjemisk avstengning av ulike produksjonssoner i brønnene som produserer for mye vann.	Økt oljeutvinning, samtidig som en unngår at vannet når prosessanlegget og reduserer dermed energibehovet. Problem å finne egnede kjemikalier som oppfyller dagens miljøkrav.
Rensing av produsert vann		
Hydrosyklon <i>Forskjellige teknologier (PECT filter eller Mares Tail) er beskrevet som øker dråpestørrelsen i forkant av Hydrosyklonen. Jeg utelater disse pga detaljeringsgraden</i>	Olje separeres fra vann ved hjelp av sentrifugalkrefter skapt ved at vann med olje strømmer inn i hydrosyklonkammeret og dermed settes i rotasjon. Oljen samles sentralt i hydrosyklonen og tas ut som et "overløp". Vann samles ytterst i syklonen og tas ut som et "underløp". Kan optimeres ved bruk i kombinasjon med PECT filter eller Mares Tail	Metoden fjerner normalt 75-80% av den dispergerte oljen fra det produserte vannet på oljefelt. En hydrosyklon kan ikke gi to rene væskestrømmer og det strømmer mye vann (>90%) ut sammen med oljen. Tilsetning av koagulant og/eller flokkulant forekommer ofte for å bedre renseeffekten.
Kompakt flotasjon (CFU)	En kompakt flotasjonsenhet (CFU), er en "softsyklon" som får oljedråper til å slå seg sammen ved hjelp av mekaniske innretninger og flotasjonsgass. Det produserte vannet strømmer inn i en stor tank og roterer slik at olje og gass samles i midten. Naturgass eller nitrogengass tilsettes og bidrar til å løfte oljedråpene opp til overflaten mens vannet tappes ut fra bunnen av tanken.	CFU renseteknologi fjerner oljedråper ned til 5 µm, med mulighet for å gå ytterligere ned ved hjelp av injeksjon av flokkulant. Fjerning av dispergert olje for 1 trinns CFU er 30-50 % og totalt 50-70 % ved 2. trinns rensing. Teknologien har også vist god renseeffekt for delvis løste forbindelser som naftalener, PAH og tyngre fenoler.
C'Tour prosess	Kombinasjon av dråpekoalescens og ekstraksjon utført oppstrøms hydrosykloner. Kan også brukes oppstrøms CFU. Kondensat pumpes inn i produsertvannstrømmen og dispergeres ved hjelp av en mikser. Dispergert kondensat ekstraherer de løste komponentene fra vannfasen, koalescerer med dråper som finnes i vannet og dråpene vil videre bli separert i hydrosykloner eller annet renseutstyr.	På tester oppnås 70 – 95 % økt rensing av PAH, 50 – 80 % av C6+fenoler og 60 -70 % av dispergert olje. Teknologien er anvendbar for store vannmengder, men er avhengig av et visst trykk og temperatur, pluss tilgang på kondensat.
Tradisjonelle flotasjonsceller	En tradisjonell flotasjonscelle er en langstrakt tett tank hvor vann med oljedråper tilsettes gass. Gassbobler fester seg ved oljedråpene og løfter disse til vannoverflaten. For å oppnå kondensatdråper som har stor nok størrelse til å bli forent med gassbobler er det oftest nødvendig å tilsette hjelpekjemikalie, dvs. koagulant eller flokkulant.	Flotasjonsteknologien vil være relativt rimelig i anskaffelse, men vil ha høye driftskostnader pga. mye tilsyn og vedlikehold samt høyt kjemikalieforbruk. Dette er teknologi som har høy kapasitet, men trenger relativt lang oppholdstid og er plasskrevende. Flotasjonsenheter er lite egnet for flytende innretninger.
MPPE (macro porous)	MPPE fjerner flyktige, oppløste og	

polymer extraction)	dispergerte upolare hydrokarboner fra vannstrømmen ved at vannet blir ekstrahert med et ekstraksjonsmedium.	
Hydroflokk og G-floc	Metoder som øker dråpestørrelsen av olje i produsert vann	
CrudeSep	Renser utslippsstrømmen for dispergert olje, partikler og noen oppløste organiske forbindelser	
CrudeSorb	Filtreringssystem med filtermasse som kan reinjiseres eller forbrennes. Benyttes i forbindelse med CrudeSep.	
Potentielle teknologier		
Nedihullsseparasjon	Vann skilles fra olje/gass nede i produksjonsbrønnen. Vannfasen blir injisert i reservoaret eller i en annen egnet formasjon. I en enklere variant kan vannet tas til overflaten i et separat løp og deretter reinjiseres.	Teknisk krevende, dyrt og stiller store krav til vedlikehold. Nedihullsseparasjon vil kunne redusere mengde produsert vann for det enkelte anlegg med inntil 90 %.
Havbunnsseparasjon	Vannet separeres fra olje ved hjelp av sentrifuger. Teknologien bør kombineres med reinjeksjon av vannet og fortrinnsvis for felt hvor det er behov for trykkstøtte.	Havbunnsseparasjon vil også kunne redusere energibehovet og dermed utslipp til luft i forhold til reinjeksjon fra plattform. Havbunnsseparasjon har et høyt potensial på egnede felt og forventes tatt i bruk på flere utbygginger i fremtiden.

8 Referanser

- Aas, E., G. Jonsson, R. Sundt, S. Westerlund and S. Sanni (2002) "PAH metabolites and metals in bile from cod caged in the North Sea serve as indicators of pollution."
- Aglen A., Bakketeig I.E., Gjøsæter H., Hauge M., Loeng H., Sunnset B.H. og Toft K.Ø. (red.) 2012. Havforskningsrapporten 2012. Fisken og havet, særnr. 1-2012.
- Alsvåg, J., Nordhagen, R., Bjønnes, E. (2008) Oppfølgende miljøundersøkelse ved Kollsnes prosessanlegg i 2007, sjøbunn. Multiconsult. Rapportnr. 117125/1.
- Amap.no (06.08.2012) Arctic Monitoring and Assessment Programme.
- Aquateam (2009). Henninge, L.B., og Weideborg, M.: Determination of EIF and PNEC properties of organic acids. Desktop study. Aquateam rapport nr 08-064.
- Bakke, T., N.W. Green, I. Haugen, K. Kvalvågnes & A. Pedersen, 1984. Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981 - 1983. NIVA Rapport, L-1602. 166s.
- Bakke, T. (2001) Overvåking av det marine miljø utenfor gassprosesseringsanlegget på Kårstø. Biotilgjengelighet av utslippskomponenter i avløpsvann. NIVA Rapport, L-4689. 18 s.
- Bakke, T., G. Breeveld, T. Källqvist, A. Oen, E. Eek, A. Ruus, A. Kibsgaard, A. Helland og K. Hylland, 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA-nr. 2229/2007.
- Bakke, T., J. A. Berge, K. Næs, F. Orelid, L. O. Reiersen and K. Bryne (1989). "Long term recolonization and chemical change in sediments contaminated with oil-based drill cuttings." Pp 521-544 in Engelhardt FR, Ray JP, Gillam AH (eds) Drilling wastes Proc 1988 Intern Conf on Drilling Wastes, Elsevier, London.
- Bakke, T., J. Klungsøyr and S. Sanni (2012). Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten: Resultater fra ti års forskning. Oslo Norway, Norges forskningsråd: 40.
- Bakke, T., J. Klungsøyr and S. Sanni (in prep). "Long term environmental impact of discharges from the Norwegian petroleum industry. Review of a 10 year research programme." xxx xxx.
- Balk, L., K. Hylland, T. Hansson, M. H. G. Berntssen, J. Beyer, G. Jonsson, A. Melbye, M. Grung, B. E. Torstensen, J. F. Borseth, H. Skarphedinsdottir and J. Klungsøyr (2011). "Biomarkers in Natural Fish Populations Indicate Adverse Biological Effects of Offshore Oil Production." Plos One **6**(5).
- Baessant, T., M. Ortiz-Zarragoitia, M. P. Cajaraville, R. K. Bechmann, I. C. Taban and S. Sanni (2011). "Effects of chronic exposure to dispersed oil on selected reproductive processes in adult blue mussels (*Mytilus edulis*) and the consequences for the early life stages of their larvae." Marine Pollution Bulletin **62**(7): 1437-1445.
- Beyer, J., G. Jonsson, C. Porte, M. M. Krahn and F. Ariese (2010). "Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: A review." Environmental Toxicology and Pharmacology **30**(3): 224-244.
- Beyer, J., R. C. Sundt, S. Sanni, M. O. Sydnes and G. Jonsson (2011). "Alkylphenol Metabolites in Fish Bile As Biomarkers of Exposure to Offshore Oil Industry Produced Water in Feral Fish." Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues **74**(7-9): 569-581.
- Beyer, J., L. P. Myhre, R. C. Sundt, K. E. Tollefsen, R. Vabø, J. Klungsøyr and S. Sanni (2012). "Environmental risk assessment of alkylphenols from offshore produced water on fish reproduction." Marine Environmental Research **75**: 2-9.
- Bjørgesæter, A. and J. S. Gray (2008). "Setting sediment quality guidelines: A simple yet effective method. ." Marine Pollution Bulletin **57**: 221-235.
- Bjørgesæter, A. (2009). "Environmental effects of oil and gas exploration on the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. An analysis using the OLF-database." PhD dissertation,

University of Oslo, Norway.

- Bohne-Kjersem, A., N. Bache, S. Meier, G. Nyhammer, P. Roepstorff, O. Saele, A. Goksøyr and B. E. Grøsvik (2010). "Biomarker candidate discovery in Atlantic cod (*Gadus morhua*) continuously exposed to North Sea produced water from egg to fry." Aquatic Toxicology **96**(4): 280-289.
- Boitsov, S., S. A. Mjos and S. Meier (2007). "Identification of estrogen-like alkylphenols in produced water from offshore oil installations." Marine Environmental Research **64**(5): 651-665.
- Boitsov, S., S. Meier, J. Klungsøyr and A. Svandal (2004). "Gas chromatography-mass spectrometry analysis of alkylphenols in produced water from offshore oil installations as pentafluorobenzoate derivatives." Journal of Chromatography A **1059**(1-2): 131-141.
- Brooks SJ, Harman C, Grung M, Farmen E, Ruus A, Vingen S, Godal BF, Barsiene J, Andreikenaitė L, Skarpheðinsdóttir H, Liewenborg B, Sundt RC (2011) Water Column Monitoring of the Biological Effects of Produced Water from the Ekofisk Offshore Oil Installation from 2006 to 2009. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues **74**:582-604.
- Buhl-Mortensen, L., Hodnesdal, H., og Thorsnes, T. (2010a) Til bunns i Barentshavet, MAREANO, 2010, 127 sider
- Buhl-Mortensen, P., J. Klungsøyr, S. Meier, A. Purser, E. Tenningen and L. Thomsen (2010b). "Environmental monitoring report. Morvin 2009-2010." Institute of Marine Research, Norway 2010.
- Busch, K.E.T., Iversen, K.R., Larsen, L-H. (2012)
- Busch, T., K., E., Iversen., R., K. Og Larsen. L.H. (2012) Kystnære fiskerier utenfor Lofoten, Vesterålen og Senja. Olje – og energidepartementet. 96 sider.
- Calgary, Alberta, Canada 4/5-8/88.
- Camus, L., Olsen G.H. (2012) Literature review on the biological effects of petroleum-related compounds on Arctic marine organisms
- Carroll, M., Velvin, R., Evenset, A., Larsen, L-H., Kroglund, T., Bahr, G., Vögele, B. (2000) Marin grunnlagsundersøkelse ved Melkøya, Hammerfest kommune, Finnmark 1989-99. Akvaplan-niva rapport 412.1491
- CEMP (2009) CEMP assessment report: 2008/2009. Assessments of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. OSPAR Commission.
- Direktoratet for naturforvaltning (red.) 2006. Konsekvenser av samlet påvirkning på Lofoten-Barentshavet med dagens aktiviteter og i 2020. 77 sider.
- Engelhardt, F. R., J. P. Ray and A. H. Gillam, Eds. (1989). Drilling Wastes. Proceedings of the 1988 International Conference on Drilling Wastes
- Fosså, J.H (red) Rapport fra Havforskningen; Kunnskap om marine naturressurser i Barentshavet sørøst. 2012. Havforskningsinstituttet.. 58 sider
- Green, N. W., Heldal. H. E., Måge. A., Aas. W., Gäfvert. T., Schrum. C., Boitsov. S., Breivik. K., Iosjpe. M., Yakushev. E., Skogen. M., Høgåsen. T., Eckhardt. S., Christiansen. A. B., Daae. K. L., Durand. D., Debloskaya E. (2011) Tilførselsprogrammet 2010. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Nordsjøen.. Klima- og forurensningsdirektoratet
- Green, N. W., Molvær. J., Kaste. Ø., Schrum. C., Yakushev. E., Sørensen. K., Allan. I., Høgåsen. T., Christiansen. A. B., Heldal. H. E., Klungsøyr. J., Boitsov. S., Børsheim. K. Y., Måge. A., Julshamn K., Aas. W., Braathen. O. A., Breivik. K., Eckhardt. S., Rudjord. A. L., Iosjpe. M., og Brungot. A. L.(2010) Tilførselsprogrammet 2009. TA 2660. Overvåkning av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. Klima- og forurensningsdirektoratet
- Green. N. W., Heldal. H. E., Måge. A., Aas. W., Gäfvert. T., Schrum. C., Boitsov. S., Breivik. K., Iosjpe. M., Yakushev. E., Skogen. M., Høgåsen. T., Eckhardt. S., Christiansen. A. B., Daae. K. L., Durand. D., Ledang. A. B., og Jaccard. P. F.(2012) Tilførselsprogrammet 2011. TA 2935. Overvåkning av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet. Klima- og forurensningsdirektoratet.
- Grøsvik, B. E., S. Meier, B. Liewenborg, G. Nesje, K. Westrheim, M. Fonn, O. S. Kjesbu, H. Skarpheðinsdóttir and J. Klungsøyr (2010). "PAH and biomarker measurements in fish from

- condition monitoring in Norwegian waters in 2005 and 2008." ICES annual Science Conference 20-24 September 2010. Paper ICES CM 2010/F:06.
- Hansen, B. H., D. Altin, A. Booth, S. H. Vang, M. Frenzel, K. R. Sorheim, O. G. Brakstad and T. R. Storseth (2010). "Molecular effects of diethanolamine exposure on *Calanus finmarchicus* (Crustacea: Copepoda)." Aquatic Toxicology **99**(2): 212-222.
- Hansen, B. H., D. Altin, K. M. Hessen, U. Dahl, M. Breitholtz, T. Nordtug and A. J. Olsen (2008). "Expression of ecdysteroids and cytochrome P450 enzymes during lipid turnover and reproduction in *Calanus finmarchicus* (Crustacea : Copepoda)." General and Comparative Endocrinology **158**(1): 115-121.
- Hansen, B. H., D. Altin, T. Nordtug and A. J. Olsen (2007). "Suppression subtractive hybridization library prepared from the copepod *Calanus finmarchicus* exposed to a sublethal mixture of environmental stressors." Comparative Biochemistry and Physiology D-Genomics & Proteomics **2**(3): 250-256.
- Hansen, B. H., T. Nordtug, D. Altin, A. Booth, K. M. Hessen and A. J. Olsen (2009). "Gene Expression of GST and CYP330A1 in Lipid-Rich and Lipid-Poor Female *Calanus finmarchicus* (Copepoda: Crustacea) Exposed to Dispersed Oil." Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues **72**(3-4): 131-139.
- Hansen, B. H., D. Altin, S. F. Rorvik, I. B. Overjordet, A. J. Olsen and T. Nordtug (2011). "Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: Copepoda)." Science of the Total Environment **409**(4): 704-709.
- Harman, C., K. V. Thomas, K. E. Tollefsen, S. Meier, O. Boyum and M. Grung (2009). "Monitoring the freely dissolved concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and alkylphenols (AP) around a Norwegian oil platform by holistic passive sampling." Marine Pollution Bulletin **58**(11): 1671-1679.
- Harman, C., E. Farnen and K. E. Tollefsen (2010). "Monitoring North Sea oil production discharges using passive sampling devices coupled with in vitro bioassay techniques." Journal of Environmental Monitoring **12**(9): 1699-1708.
- Harman, C., S. Brooks, R. C. Sundt, S. Meier and M. Grung (2011). "Field comparison of passive sampling and biological approaches for measuring exposure to PAH and alkylphenols from offshore produced water discharges." Marine Pollution Bulletin **63**(5-12): 141-148.
- Hasselberg, L., S. Meier and A. Svoldal (2004a). "Effects of alkylphenols on redox status in first spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology **69**(1): 95-105.
- Hasselberg, L., S. Meier, A. Svoldal, T. Hegelund and M. C. Celander (2004b). "Effects of alkylphenols on CYP1A and CYP3A expression in first spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology **67**(4): 303-313.
- Holth, T. F., R. Nourizadeh-Lillabadi, M. Blaesbjerg, M. Grung, H. Holbech, G. I. Petersen, P. Alestrom and K. Hylland (2008). "Differential gene expression and biomarkers in zebrafish (*Danio rerio*) following exposure to produced water components." Aquatic Toxicology **90**(4): 277-291.
- Holth, T. F., B. A. Beylich, H. Skarphedinsdottir, B. Liewenborg, M. Grung and K. Hylland (2009). "Genotoxicity of Environmentally Relevant Concentrations of Water-Soluble Oil Components in Cod (*Gadus morhua*)." Environmental Science & Technology **43**(9): 3329-3334.
- Hylland, K., J. Beyer, M. Berntssen, J. Klungsøyr, T. Lang and L. Balk (2006). "May organic pollutants affect fish populations in the North Sea?" Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues **69**(1-2): 125-138.
- Hylland, K., Tollefsen, K-E., Ruus, A., Jonsson, G., Sundt, R.C., Sanni, S., Utvik, T.I.R., Johnsen, S., Nilssen, I., Pinturier, L., Balk, L., Barsiene, J., Marigomez, I., Feist, S.W., Børseth, J.F. (2008) Water column monitoring near oil installations in the North Sea 2001-2004. Marine Pollution Bulletin 56, s414-429.
- ICES kvoteråd for 2013 (2012) www.imr.no/radgivning/kvoterad/kvoterad_for_2013/nb-no
- Jarandsen, B., Årstad, I., Green, A.M.V, Hofstad, K., Nesse, S. (2008) Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje- og energidepartementet. 155 sider.

- Jonsson, G., A. Cavcic, T. U. Stokke, J. Beyer, R. C. Sundt and C. Brede (2008). "Solid-phase analytical derivatization of alkylphenols in fish bile for gas chromatography-mass spectrometry analysis." Journal of Chromatography A **1183**(1-2): 6-14.
- Kartverkets nettsider (2.8.2012) <http://vannstand.no/index.php/nb/fakta/strom/114-fakta-havstrommer>
- Klif (2007) Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klif TA-2229/2007.
- Klif (2010a) Petroleumsindustriens arbeid med nullutslipp. TA2637
- Klif (2010b) Avvikling av utrangerte offshoreinstallasjoner. TA2463
- Klif (2011) Retningslinjer for miljøovervåking for petroleumsvirksomheten på norsk kontinentalsokkel. TA 2848
- Klif (2012) Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerak. Samlet påvirkning og miljøkonsekvenser.
- Larsson, A. I. and A. Purser (2011). "Sedimentation on the cold-water coral *Lophelia pertusa*: Cleaning efficiency from natural sediments and drill cuttings." Marine Pollution Bulletin **62**(6): 1159-1168.
- Leung, K. M. Y., A. Bjørgesæter, J. S. Gray, W. K. Li, G. C. S. Lui, Y. Wang and P. K. S. Lam (2005). "Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions." Environmental Science & Technology **39**(14): 5148-5156.
- Lie, K. K., S. Meier and P. A. Olsvik (2009). "Effects of environmental relevant doses of pollutants from offshore oil production on Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology **150**(2): 141-149.
- Mannvik, H-P., Wassbotten, I.H., Cochrane, S. (2011) Miljøundersøkelse i Region IX og X, Barentshavet 2010. Akvaplan-niva. Rapport 5000-03
- Meier, S., J. Klungsøyr, S. Boitsov, T. Eide and A. Svoldal (2005). "Gas chromatography-mass spectrometry analysis of alkylphenols in cod (*Gadus morhua*) tissues as pentafluorobenzoate derivatives." Journal of Chromatography A **1062**(2): 255-268.
- Meier, S., T. C. Andersen, K. Lind-Larsen, A. Svoldal and H. Holmsen (2007a). "Effects of alkylphenols on glycerophospholipids and cholesterol in liver and brain from female Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology **145**(3): 420-430.
- Meier, S., T. E. Andersen, B. Norberg, A. Thorsen, G. L. Taranger, O. S. Kjesbu, R. Dale, H. C. Morton, J. Klungsøyr and A. Svoldal (2007b). "Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*)." Aquatic Toxicology **81**(2): 207-218.
- Meier, S., H. C. Morton, G. Nyhammer, B. E. Grøsvik, V. Makhotin, A. Geffen, S. Boitsov, K. A. Kvestad, A. Böhne-Kjersem, A. Goksøyr, A. Folkvord, J. Klungsøyr and A. Svoldal (2010). "Development of Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to produced water during early life stages Effects on embryos, larvae and juvenile fish." Marine Environmental Research **70**(5): 383-394.
- Meier, S., H. C. Morton, E. Andersson, A. J. Geffen, G. L. Taranger, M. Larsen, M. Petersen, R. Djurhuus, J. Klungsøyr and A. Svoldal (2011). "Low-dose exposure to alkylphenols adversely affects the sexual development of Atlantic cod (*Gadus morhua*): Acceleration of the onset of puberty and delayed seasonal gonad development in mature female cod." Aquatic Toxicology **105**(1-2): 136-150.
- [Miljøgifter i det marine miljø \[http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Miljogifter_marint/Miljostatus.no\]\(http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Miljogifter_marint/Miljostatus.no\) \(2012\). \[www.miljostatus.no\]\(http://www.miljostatus.no\)](http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-kyst/Miljogifter_marint/Miljostatus.no)
- Myhre, L. P., T. Baussant, R. Sundt, S. Sanni, R. Vabø, H. R. Skjoldal and J. Klungsøyr (2004). Risk Assessment of reproductive effects of alkyl phenols in produced water on fish stocks in the North Sea. Stavanger, Norway, RF-Akvamiljø: 81.
- Myhre, L. P., Henriksen, G., Kjeilen-Eilertsen, G., Skadsheim, A. og Tvedten, Ø.F. 2006. RKU Nordsjøen- Konsekvenser av regulære utslipp til sjø, Rapport IRIS-2006/113, International Research Institute of Stavanger, IRIS.
- Neff, J., K. Lee and E. M. DeBlois (2011). Produced water: Overview of composition, fates, and effects. Produced Water. K. Lee and J. Neff. New York, USA, Springer.
- OED (2003) Utredning av konsekvenser av helårlig petroleumsvirksomhet i området Lofoten –

- Barentshavet. Sammendragsrapport.
- OLF (2012) Miljørapport 2012
- Oljedirektoratet (2006) Mineraler i petroleumsvirksomheten: barytt. (www.npd.no).
- Oljedirektoratet (2011) Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen og Skagerrak. Sektorutredning for petroleumsvirksomhet. TA-2828/2011
- Olsen, E. (2012) Utfordringen med oljevirksomhet i gytefelt. I: Havforskningsrapporten, Fisken og havet, særnummer 1-2012, s 69-71
- Olsen, E. og Auran, J. A., (red.), Sårbarhet for særlig verdifulle områder i forhold til petroleumsvirksomhet, fiskeri, skipstrafikk og annen påvirkning. Underliggende rapport for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Meld, St. 37, 2008-2009
- Olsvik, P. A., K. K. Lie, A. K. Stavrum and S. Meier (2007). "Gene-expression profiling in gill and liver of zebrafish exposed to produced water." International Journal of Environmental Analytical Chemistry **87**(3): 195-210.
- OSPAR (2012). Draft summary record JL 12/5/1-E, Annex 4, Appendix 5.
- Pedersen, A., T. Bakke, B. Rygg & N.W. Green, 1990. Biologiske undersøkelser av den marine resipienten ved Kårstø. Sammenfatning 1981 - 1989. NIVA Rapport L-2440.
- Pedersen A & N. W. Green. 1996. Sleipnerkondensat på Kårstø. Overvåking av det marine miljø. Hardbunn 1995-96. NIVA Rapport L- 3585. 165 pp. (In Norwegian).
- Pedersen A, Bakke T, Walday M, 1998. Prosessanlegget på Kårstø. Supplerende undersøkelser av det marine miljø. Årsvariasjon – Hardbunnssamfunn. NIVA Rapport L-3813, 85 s.
- Postmyr, E., Lilleng, D., Thorvik, T., Stenevik, E., Slotte, A., Røyset, J-A., Fjærbu, R.J., Jarandsen, B., Syvertsen, E., Nilsen, M., Nybakke, K., Koefoed, J.H. (2008) Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av samlet påvirkning. Interessekonflikter mellom næringer og mellom næring og miljø. Direktoratet for naturforvaltning. 36 sider.
- Reiersen, L. O., J. S. Gray and K. H. Palmork (1989). "Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: results from the Norwegian sector of the North Sea and recommended methods for forthcoming surveillance." Pp 91-117 in Engelhardt FR, Ray JP, Gillam AH (eds) Drilling wastes. Proc 1988 Intern Conf on Drilling Wastes, Elsevier, London.
- Rye, H., Nordtug, T., Hansen, B.H., Ditlevsen, M.K. (2008) Konsekvenser av regulære utslipp til sjø. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet (HFNH) Program for utredning av konsekvenser Sektor Petroleum og Energi. SINTEF A6423
- Sakshaug, E., Johnsen, G. and Kovacs, K. Ecosystem Barents Sea. 2009. Institute of Marine Research, Norwegian Polar Institute and Norwegian University of Science and Technology.
- Skarbøvik E., Stålnacke, P., Selvik, J.R., Aakerøy, P.A., Høgåsen, T., Kaste, Ø. (2011) Elvetilførselsprogrammet (RID) – 20 års overvåking av tilførsler til norske kystområder (1990-2009). NIVA .
- Smit MGD, Holthaus KIE, Trannum HC, Neff JM, Kjeilen-Eilertsen G, Jak RG, Singsaas I, Huijbregts MAJ, Hendriks AJ (2008) Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. Environmental Toxicology and Chemistry 27:1006-1012
- St.meld. nr. 58 (1996-1997) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Dugnad for framtida. Miljøverndepartementet
- St.meld. nr. 12 (2001-2002) Rent og rikt hav. Miljøverndepartementet
- St. meld. nr. 25 (2002-2003) Regjeringenes miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. Miljøverndepartementet
- St.meld. nr. 8 (2005-2006) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet
- Stortingsmelding nr. 14 (2006-2007). *Sammen for et giftfritt miljø – forutsetninger for en tryggere fremtid*. Meld, St. 14, 2006.
- St.meld. nr. 37 (2008-2009) Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Norskehavet (forvaltningsplan). Miljøverndepartementet
- St.meld. nr. 10 (2010-2011) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Miljøverndepartementet
- Sturve, J., L. Hasselberg, H. Falth, M. Celander and L. Forlin (2006). "Effects of North Sea oil and alkylphenols on biomarker responses in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*)."
Aquatic

- Toxicology **78**: S73-S78.
- Sundt, R. C., S. Meier, G. Jonsson, S. Sanni and J. Beyer (2009). "Development of a laboratory exposure system using marine fish to carry out realistic effect studies with produced water discharged from offshore oil production." Marine Pollution Bulletin **58**(9): 1382-1388.
- Sundt, R., A. Ruus, H. Jonsson, H. Skarphéðinsdóttir, S. Meier, M. Grung, J. Beyer and D. Pampanin (2012). "Biomarker responses in Atlantic cod (*Gadus morhua*) exposed to Produced Water from a North Sea oil field: laboratory and field assessments." Marine Pollution Bulletin **64**: 144-152.
- Thomas, K. V., K. Langford, K. Petersen, A. J. Smith and K. E. Tollefsen (2009). "Effect-Directed Identification of Naphthenic Acids As Important in Vitro Xeno-Estrogens and Anti-Androgens in North Sea Offshore Produced Water Discharges." Environmental Science & Technology **43**(21): 8066-8071.
- Tollefsen, K. E., C. Harman, A. Smith and K. V. Thomas (2007). "Estrogen receptor (ER) agonists and androgen receptor (AR) antagonists in effluents from Norwegian North Sea oil production platforms." Marine Pollution Bulletin **54**(3): 277-283.
- Tollefsen, K. E. and A. J. Nilsen (2008). "Binding of alkylphenols and alkylated non-phenolics to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) hepatic estrogen receptors." Ecotoxicology and Environmental Safety **69**(2): 163-172.
- Tollefsen, K. E., C. Blikstad, S. Eikvar, E. F. Finne and I. K. Gregersen (2008). Cytotoxicity of alkylphenols and alkylated non-phenolics in a primary culture of rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*) hepatocytes. Ecotoxicology and Environmental Safety **69**(1):64-73
- Tollefsen, K. E., R. C. Sundt, J. Beyer, S. Meier and K. Hylland (2011). "Endocrine Modulation in Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.) Exposed to Alkylphenols, Polyaromatic Hydrocarbons, Produced Water, and Dispersed Oil." Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues **74**(7-9): 529-542.
- Tranum, H.C., Pettersen, A., Oug, E. (2004) Grunnlagsundersøkelse på Snøhvit og Område C i Barentshavet, 2003, Akvaplan-niva. Rapport APN-411.2785-1
- Tranum HC (2011) Environmental effects of water-based drill cuttings on benthic communities - biological and biogeochemical responses in mesocosm- and field-experiments. PhD dissertation, University of Oslo, Norway
- Utvik, T. I. R., G. S. Durell and S. Johnsen (1999). "Determining produced water originating polycyclic aromatic hydrocarbons in North Sea waters: Comparison of sampling techniques." Marine Pollution Bulletin **38**(11): 977-989.
- van der Oost, R., J. Beyer and N. P. E. Vermeulen (2003). "Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review." Environmental Toxicology and Pharmacology **13**(2): 57-149.
- Velvin, R., Walday, M., Vögeke, B., Frantzen, M. Falk, A. H. (2010) Statoils miljøovervåkningsprogram for Snøhvit. Marin overvåkningsundersøkelse av kystmiljø i forbindelse med drift på LNG anlegg på Melkøya 2010. Akvaplan-niva. 116 sider.
- Velvin, R., Beyer, J., Walday, M., Vögeke, B., Evenset, A. (2009) StatoilHydros miljøovervåkningsprogram for Snøhvit. Akvaplan-niva. Rapport 4019-1. 164 sider.
- Velvin, R., Beyer, J., Walday, M., Vögele, B., Evenset, A. (2007) Marin grunnlagsundersøkelse av kystmiljø i forbindelse med LNG anlegg på Melkøya, 2006. Akvaplan-niva Rapport: APN-412.3478
- Vinje, T. (2001) Anomalies and Trends of Sea-Ice Extent and Atmospheric Circulations in the Nordic Seas during the Perion 1864-1998. Det Norske Polarisntitutet, Oslo.
- von Quillfeldt, Cecilie H. (red.) Det faglige grunnlaget for oppdateringen av forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten 2010. Fisken og havet, særnummer 1a-2010. Havforskningsinsitiuttet
- Walday, M., Moy, F. og Tveiten, L. 2004. Undersøkelser av marine hardbunnsorganismer i området utenfor Kårstø gassprosesseringsanlegg 2002 og 2003. NIVA-rapport L- 4807.
- Østby, C., (red.) 2008. Konsekvenser av samlet påvirkning på Norskehavet ved dagens aktiviteter og i 2025. Underliggende rapport for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Meld, St. 37, 2008-2009

