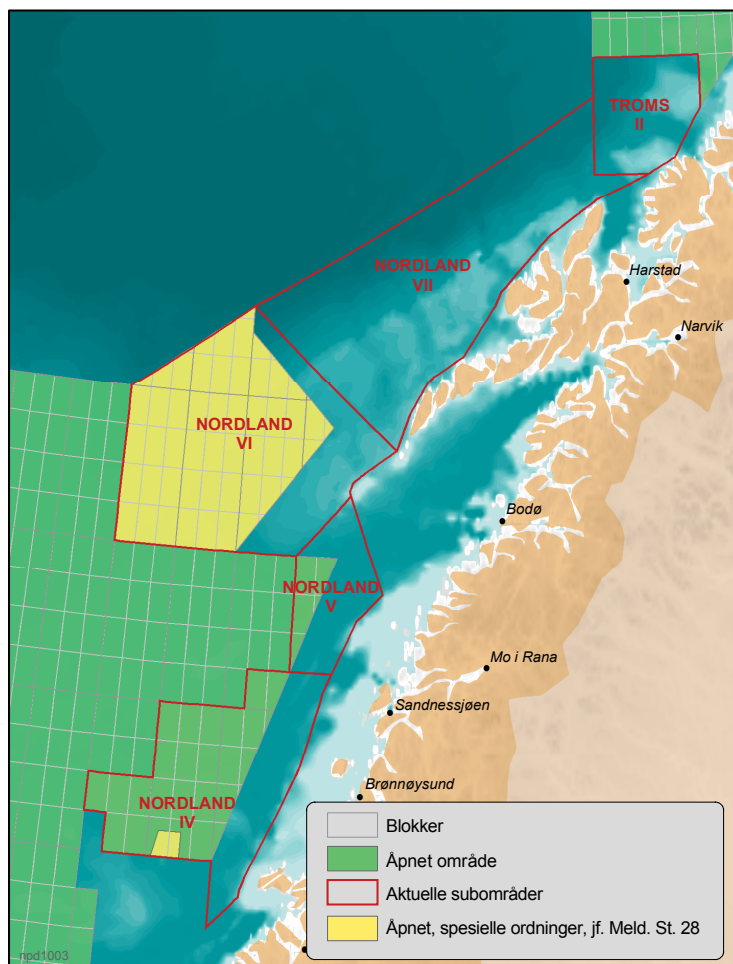
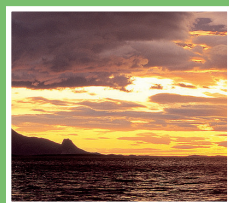


Konsekvenser av regulære utslipp til sjø

Kunnskapsinnhenting for det nordøstlige Norskehavet
Utarbeidet på oppdrag fra Olje- og energidepartementet



Innledning ved Olje- og energidepartementet

Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet

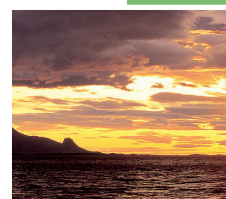
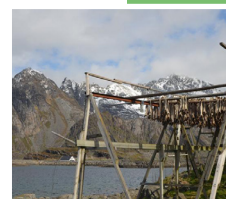
Olje- og energidepartementet gjennomfører nå kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i områder i det nordøstlige Norskehavet som ikke er åpnet for petroleumsvirksomhet. Arbeidet følger av Stortingets behandling av Meld. St. 10 (2010-2011) Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten.

Temaene for kunnskapsinnhenting er fastsatt etter innspill fra lokale og regionale myndigheter samt sektormyndigheter, fagmiljøer og andre berørte parter. Det er utarbeidet et program for kunnskapsinnhenting som er tilgjengelig på departementets nettside, se: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/aktuelt/nyheter/2012/kunnskapsinnhenting.html?id=696281>

Denne rapporten er en av flere faglige utredningsrapporter som belyser ulike tema i kunnskapsinnhenting. Rapporten er laget på oppdrag for Olje- og energidepartementet, men utrederen står selv inne for det faglige innholdet.

Olje- og energidepartementet vil legge frem resultatene fra kunnskapsinnhenting i en sammenstillingsrapport. Det vil bli gitt anledning til å kommentere på den faglige sammenstillingsrapporten i løpet av vinteren 2012/2013.

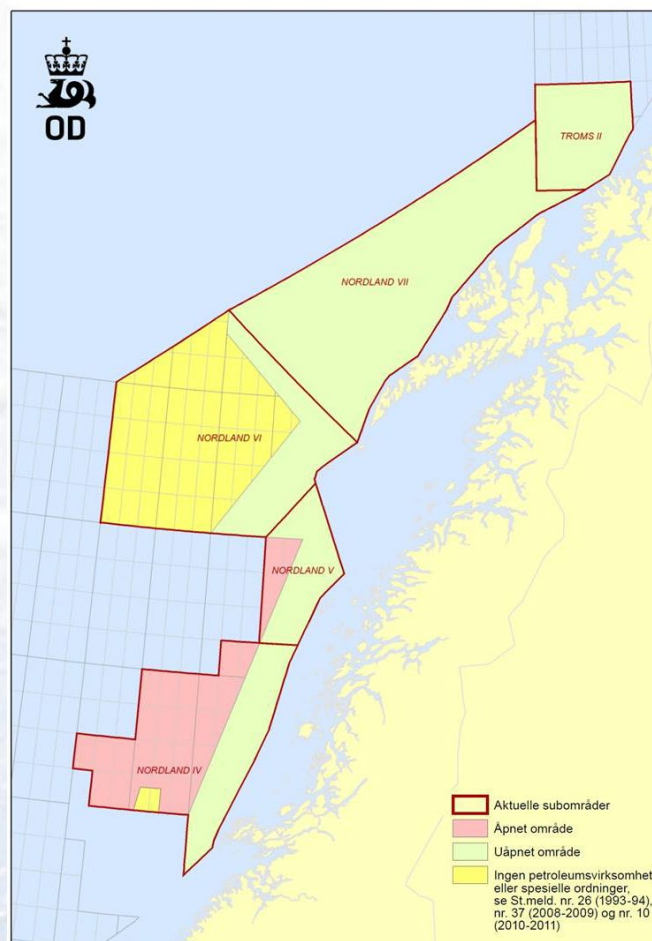
Kunnskapen som hentes inn, skal kunne brukes i en eventuell senere konsekvensutredning etter petroleumsloven. En slik konsekvensutredning vil være en del av en åpningsprosess som har til hensikt å utrede det faglige grunnlaget for Stortingets beslutning om åpning av et område for petroleumsvirksomhet. Kunnskapen skal også kunne brukes i neste oppdatering av forvaltningsplan for Barentshavet - Lofoten.



Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet

Regulære utslipp til sjø

Sak 12/760



Forside: Området definert som utredningsområdet "det nordøstlige Norskehavet" dekker leteområdene Nordland IV, V, VI og VII samt Troms II. 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**

Kunnskapsinnhenting om virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet; Regulære utslipp til sjø

Sak 12/760

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 - 2

Dato

29.09.2012

Antall sider

87

Distribusjon

Offentlig

Oppdragsgiver

Olje- og Energidepartementet

Oppdragsg. referanse

Sak 12-760

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 fremtidsbilder for mulig petroleumsvirksomhet i det Nordøstlige Norskehavet, definert av Oljedirektoratet, foretatt en vurdering av virkninger av konsekvenser av utslipp av kaks og produsert vann knyttet til de to alternativene. 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 kjemikalieblandingene. 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 renset 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 tempererte arter, noen viser større følsomhet hos arktiske arter. Andre forskjeller mellom arktiske strøk og tempererte strøk, som temperatur, lysforhold, store sesongsvingninger og ulike bunndyrs sammensetning kan tenkes å utgjøre forskjeller i effekter av regulære utslipp i disse områdene.

Simulert spredning og økologiske konsekvenser av borekaks og produsert vann i nordøstlige Norskehavet

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/oarsad/air-sea/seawinds.html>.

Det er oppgitt 17 plattformer i Norskehavet ved Lofoten og Vesterålen-Senja. To av disse er letebrønner og resten produserende installasjoner. Letebrønnene ble modellert mht. spredning av borekaks: N-L1 og N-L2. Tre av de produserende installasjonene ble modellert mht. utslipp av produsert vann: N-O10, N-O14 og N-O15. Produsert vann fra plattformene ved Vesterålen - Senja (8 stk.) blir ført til land og behandlet der.

Med de forutsetninger som er gitt for simulering av spredning fra et utslipp av produsert vann vil risiko for toksiske effekter av forventede stoffer være begrenset til en avstand på ca. 100 m fra utslippet, primært i dybdeintervallet 30-40 m. På andre dyp vil influensområdet være mindre. Varigheten av eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske vil være kort – i størrelsesorden 5-15 minutter. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området Lofoten-Vesterålen vil være ubetydelige.

Effekter av utslipp av vannbasert borekaks kan forekomme både fra kakspartikler i suspensjon og etter sedimentering. Risiko for effekter av suspendert kaks fra 5 dagers utslipp ved bunnen etterfulgt av 25 dagers utslipp nær overflaten vil være begrenset til godt innenfor en avstand av 100 m nær bunnen og betydelig kortere nær overflaten. Eksponeringstiden til suspendert kaks over grensen for effekter kan være opp mot 30 minutter, som er for kort til å kunne gi effekter på organismer i vannmassene.

Areal på influensområdet for sedimentert kaks fra et vedvarende utslipp i 30 dager vil være < 3000 m² rundt installasjon N-L1 og < 150 m² rundt N-L2. Det kan forventes skadevirkninger på de organismene som finnes innenfor selve influensområdet, men arealmessig utgjør dette en ubetydelig risiko for økologiske effekter på bunnfaunaen. Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert sedimentering fra 10 brønnboringer fra samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til en avstand på henholdsvis 400 m og 800 m fra N-L1 og N-L2.

Konsekvenser av potensiell petroleumsvirksomhet i utredningsområdet

Utredningsområdet er et høyproduktivt og unikt havområde. Store deler av dette området er karakterisert som et særlig verdifullt og sårbart område; klimatiske, oseanografiske, fysiske og biologiske karakterer gjør dette til et havområde med spesielt gode forhold for en stor marin biodiversitet. En høy marin biologisk produksjon foregår i alle ledd i næringskjeden og her finnes viktige gyte- og beiteområder for bl.a. verdens største bestand av nordøstarktisk torsk. Havstrømmene fungerer som transportbånd for mange fiskearters egg og larver som transporteres oppover til oppvekstområder i ulike deler av Barentshavet. Artsmangfoldet er

stort og rikt både på land og i vann. Store bestander av sjøfugl hekker her og flere marine pattedyr nyttiggjør seg av området til beite- og overvintringsområde.

Havområdene er i liten grad påvirket av forurensning og den samlede vurderingen av totalbelastningen på dette området indikerer at helhetstilstanden til økosystemet er overordnet god. Klimaendringer og havforsuring globalt forårsaker i økende grad til en økning av havtemperatur og til en reduksjon i tilgjengelig kalsiumkarbonat for kalkdannede organismer. De fleste viktige fiskebestander er i god forfatning, mens en del dypvannsarter har hatt nedgang i bestand. Mange sjøfuglbestander sliter med lav rekruttering. Områder med sårbare naturtyper er utsatt for fysisk påvirkning fra bunntåling. Flere viktige korallrev, som i seg selv fungerer som viktige marine økosystem, er nå fredet og bunntåling er forbudt i nærheten av disse naturtypene.

De største tilførsler kommer fra skipstrafikk og langtransportert luftbåren avsetning av miljøfarlige stoffer. Det er stor menneskelig påvirkning i disse havområdene og primært er det skipstrafikk og fiskeri som dominerer. Skipstrafikken bidrar med en betydelig tilførsel av oljeutslipp til sjø og i årene som kommer vil denne trafikken trolig øke og tilførselen bidra med ytterligere høyere utslipp. Per dags dato utgjør utslipp fra petroleumsinstallasjoner en minimal tilførsel av olje til sjø i utredningsområdet.

Modellerte scenarier for potensiell utbygging av lete- og produksjonsbrønner i utredningsområdet vil bidra med økt tilførsel av olje til sjø og borekaks til havbunn. De pelagiske artene som ikke har egenbevegelse er potensielt mest sårbare for utslipp av produsert vann, mens det er mer sannsynlig at bunnassosierte arter vil være utsatt for borekaks og nedslamming av havbunn. Kunnskapen om effekter av produsert vann og borekaks i høyproduktive områder er begrenset. De estimerte utslippene vil trolig ikke gi effekter på bestander i det viktige økosystemet i utredningsområdet, men det er en viss usikkerhet assosiert til effekter på visse nøkkelarter og til en konklusjon om at de modellerte scenarier ikke vil få noen effekt på økosystemet som helhet.

Avbøtende tiltak

Det bør anvendes et føre-var-prinsipp i forhold til utslipp av boreavfall og produsert vann i utredningsområdet. Det må gjøres en grundig kartlegging av sårbare naturtyper i nærheten av planlagte boreutslipp slik at man sikrer at sårbare naturtyper som korallrev og svampområder ikke blir nedslammet. Det forutsettes at gjeldende regler for utslipp av borekaks med oljevedheng følges. Videre anses det som akseptabelt å deponere borekaks uten oljevedheng på havbunnen. Det anbefales at produsert vann reinjiseres i undergrunnen og for et eventuelt landanlegg forutsettes det at det produserte vannet renses slik at utslippene til sjø ikke inneholder oljerester og kjemikalier.

Det bør vurderes å begrense boreaktivitet til tidspunkter med relativt høy biologisk produksjon i området. Videre anbefales det at det gjennomføres en særskilt overvåkning av potensielle effekter av regulære utslipp, som inkluderer etableringen av gode baseline-nivåer før petroleumsvirksomheten igangsettes. I forkant av en eventuell økt petroleumsaktivitet i utredningsområdet bør det settes av betydelige midler til å avdekke kunnskapsmangler vedrørende effekter av regulære utslipp i dette området.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 FORORD	7
2 INNLEDNING	8
2.1 AKTIVITETSBILDE FOR PETROLEUMSVIRKSOMHET I DET NORDØSTLIGE NORSKEHAVET	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
3.4 MILJØPÅVIRKNING FRA ULIKE FASER AV VIRKSOMHETEN	21
3.4.1 Leteboring	21
3.4.2 Innstallering og oppstart	21
3.4.3 Produksjonsboring	22
3.4.4 Produksjonsfase	22
3.5 MANGLER VED DAGENS KUNNSKAP	23
4 INFLUENSOMRÅDER FOR MULIGE REGULÆRE UTSLIPP I DET NORDØSTLIGE NORSKEHAVET	24
4.1 INNLEDNING	24
4.2 AKTUELLE UTSLIPP (TYPE, VOLUM, SAMMENSETNING) FRA OED	25
4.2.1 Produsert vann	25
4.2.2 Borekaks	25
4.3 UTSLIPPSKOMPONENTER OG GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER (PNEC)	25
4.3.1 Produsert vann	26
4.3.2 Borekaks	28
4.4 SPREDNINGSMODELLERING	29
4.4.1 Modellbeskrivelse	29
4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser	29
4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann	30
4.4.4 Scenarier med utslipp av borekaks	42
4.5 IDENTIFIKASJON AV INFLUENSOMRÅDER	52
4.5.1 influensområder og eksponeringstid for utslipp av produsert vann	52
4.5.2 Influensområde og eksponeringstid for utslipp av borekaks	54
4.6 KONKLUSJONER	55
5 KONSEKVENSER AV REGULÆRE UTSLIPP I DET NORDØSTLIGE NORSKEHAVET	56
5.1 BESKRIVELSE AV NATURMILJØ I DET NORDØSTLIGE NORSKEHAVET	56
5.1.1 Beskrivelse av havområdet rundt utredningsområdet	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	62
5.2.1 Plankton	62
5.2.2 Fisk	62

5.2.3 Bunndyr	62
5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl	63
5.2.5 Samlede effekter for økosystemet	63
6 REGULÆRE UTSLIPP FRA PETROLEUMSVIRKSOMHET I FORHOLD TIL TOTALBELASTNINGEN I UTREDNINGSOMRÅDET	66
6.1 YTRE PÅVIRKNING OG TOTAL BELASTNING NORSKEHAVET	66
6.1.1 Overordnet miljøtilstand i havområdene i utredningsområdet	66
6.1.2 Hovedkilder og transportveier for miljøpåvirkende stoffer for havområdene utenfor Lofoten (Region VII)	67
6.1.3 Status klimaendring, havforsuring og fiskeri	70
6.2 VURDERINGER TOTAL BELASTNING AV YTRE PÅVIRKNING	71
7 AVBØTENDE TILTAK	72
7.1 HÅNDTERING AV REGULÆRE UTSLIPP GJENNOM DE ULIKE FASENE AV PETROLEUMSVIRKSOMHETEN	72
7.1.1 Leteboring	72
7.1.2 Utbyggingsfasen	72
7.1.3 Produksjonsboring	72
7.1.4 Produksjonsfase	73
7.2 TIDSMESSIGE BEGRENSNINGER	73
7.3 SÆRSKILT OVERVÅKNING	76
7.4 AVDEKKE KUNNSKAPSMANGLER	77
8 REFERANSER	78

Oversikt over figurer og tabeller

FIGUR 2.1. MULIGE FUNN OG UTBYGGINGSLØSNINGER KNYTTET TIL HØYT (VENSTRE) OG LAVT (HØYRE) AKTIVITETSNIVÅ I DET NORDØSTLIGE NORSKEHAVET (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.	24
FIGUR 4.2. SIMULERT MIDLERE STRØM I ØVRE 0-10 M 1. MAI 2012. KILDE HYCOM	31
FIGUR 4.3. INSTALLASJON N-O10. DYP 0 – 10 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	32
FIGUR 4.4. INSTALLASJON N-O10. DYP 30 – 40 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	33
FIGUR 4.5. INSTALLASJON N-O10. DYP 90 – 100 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	33
FIGUR 4.6. INSTALLASJON N-O1. EKSEMPEL PÅ STRØM OG SIMULERT SPREDNING AV PRODUSERT VANN 3. MAI 2012. A SPREDNINGSMØNSTER I 0-10 M DYP. B: VERTIKALFORDELING LANGS SNITTET ANGITT I A. DE HØYESTE KONSENTRASJONENE FOREKOM MELLOM 30 OG 50 METER.	34
FIGUR 4.7. INSTALLASJON N-O14. DYP 0 – 10 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012. UTSLIPPET VAR FORTYNNET TIL MELLOM 1 OG 5 PPM	35
FIGUR 4.8. INSTALLASJON N-O14. DYP 30 – 40 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	36
FIGUR 4.9. INSTALLASJON N-O14. DYP 90 – 100 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	36
FIGUR 4.10. INSTALLASJON N-O14. EKSEMPEL PÅ STRØM OG SIMULERT SPREDNING AV PRODUSERT VANN 3. MAI 2012. A SPREDNINGSMØNSTER I 0-10 M DYP. B: VERTIKALFORDELING LANGS SNITTET ANGITT I A. DE HØYESTE KONSENTRASJONENE FANT STED MELLOM 30 OG 50 METER.....	37
FIGUR 4.11. INSTALLASJON N-O15. DYP 0 -10 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	38
FIGUR 4.12. INSTALLASJON N-O15. DYP 30 - 40 M. SIMULERTE GJENNOMSNITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012.	39

FIGUR 4.13. INSTALLASJON N-O15. DYP 90 – 100 M. SIMULERTE GJENNOMSNIITTSVERDIER AV PRODUSERT VANN (I PPM AV TOTAL VANNMENGDE) I MAI 2012. DE HØYESTE KONSENTRASJONENE VAR UNDER 5 PPM.	40
FIGUR 4.14. INSTALLASJON N-O15. EKSEMPEL PÅ STRØM OG SIMULERT SPREDNING AV PRODUSERT VANN. A SPREDNINGSMØNSTER I 0-10 M DYP. B: VERTIKALFORDELING LANGS SNITTET ANGITT I A. DE HØYESTE KONSENTRASJONENE/LAVESTE FORTYNNING FANT STED MELLOM 0 OG 50 METER.	41
FIGUR 4.15. PROSENTVIS UTSYNKING AV KAKSUTSLIPPET OVER TID. STØRSTEDELEN AV DEPONIET BLE DANNET AVUTSLIPP NÆR BUNNEN DEN FØRSTE UKEN.	43
FIGUR 4.16. LETEBRØNN N-L1. SIMULERT AVSETNING AV BOREKAKS PÅ SJØBUNNEN (GJENNOMSNIITTLIG MM TYKKELSE PR GRIDRUTE). VANDDYBDE CA. 300 M.	44
FIGUR 4.17. LETEBRØNN N-L1. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS I OVERFLATEN I MAI 2012.	45
FIGUR 4.18. LETEBRØNN N-L1. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS NÆR BUNNEN I MAI 2012.	46
FIGUR 4.19. LETEBRØNN N-L1. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 6. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR BUNNEN OG BEGYNNENDE UTSLIPP 2 M UNDER OVERFLATA.	46
FIGUR 4.20. LETEBRØNN N-L1. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 6. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR BUNNEN OG BEGYNNENDE UTSLIPP 2 M UNDER OVERFLATA.	47
FIGUR 4.21. LETEBRØNN N-L2. SIMULERT AVSETNING AV BOREKAKS (GJENNOMSNIITTLIG MM TYKKELSE PR GRIDRUTE). DYBDE CA. 300 M.	48
FIGUR 4.22. LETEBRØNN N-L2. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERT KAKS I ØVRE 0-10 M I MAI 2012.	49
FIGUR 4.23. LETEBRØNN N-L2. SIMULERTE MAKSIMUMSKONSENTRASJONER AV SUSPENDERTE PARTIKLER NÆR BUNNEN I MAI 2012.	50
FIGUR 4.24. LETEBRØNN N-L2. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 6. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR BUNNEN OG BEGYNNENDE UTSLIPP NÆR OVERFLATEN.	51
FIGUR 4.25. LETEBRØNN N-L2. SIMULERT SPREDNINGSSITUASJON 24. MAI 2012 MED UTSLIPP NÆR OVERFLATEN.	51
TABELL 2.1 ANTALL LETEBRØNNER PER ÅR INNEN DE ENKELTE DELOMRÅDENE (OD 2012).	9
TABELL 2.2 SKISSETE UTBYGGINGSLØSNINGER INNEN DE ENKELTE DELOMRÅDENE (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). KILDE: NOTAT OED 02.07.2012.	25
TABELL 4.2. UTSLIPP AV RESTER AV BOREVÆSKE/KJEMIKALIER FRA BORING MED VANNBASERT BOREVÆSKE.	25
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.	26
TABELL 4.4 NØ NORSKEHAVET. OVERSIKT OVER PLANLAGTE INSTALLASJONER MED POSISJONER OG VANNDYP. FARGELAGTE INSTALLASJONER ER MODELLERT.	30
TABELL 4.5. KARAKTERISTIKA FOR UTSLIPP AV PRODUSERT VANN FRA EN OLJEPLATFOM.	31
TABELL 4.6. BOREHULLETS DIMENSJONER OG AGGREGERT BORELENGDE.	42
TABELL 4.7. KAKSVOLUM PER BRØNN.	42
TABELL 4.8. ANTATT KORNFORDDELING AV BOREKAKS.	43
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).	52
TABELL 5.1 OPPSUMMERTE EFFEKTER AV MODELLERTE UTSLIPP (JF. KAPITTEL 4) AV PRODUSERT VANN PÅ MARINE ORGANISMER I UTREDNINGSOMRÅDE.	64
TABELL 5.2 OPPSUMMERTE EFFEKTER AV MODELLERTE UTSLIPP (JF. KAPITTEL 4) AV BOREKAKS PÅ MARINE ORGANISMER I UTREDNINGSOMRÅDET.	65
TABELL 6.1: DE ÅTTE TILFØRSELSVEIENE/ KILDENE BESKREVET I TILFØRSELSPROGRAMMET (GREEN N. W. ET AL. 2012)	67
TABELL 6.2: OVERSIKT OVER HOVEDKILDER FOR TILFØRSLER AV MILJØGIFTER OG OLJE FRA DE MEST BETYDNINGSFULLE TILFØRSLER FOR OMRÅDET. TALL ER HENTET FRA MODELLERTE BEREGNINGER I TILFØRSELSPROGRAMMET (GREEN ET AL. 2012)	69
TABELL 7.1: OVERSIKT AV TILGJENGELIG TEKNOLOGI SOM KAN ANVENDES TIL Å REDUSERE MENGDEN AV BOREKAKS VED LETE- OG PRODUKSJONSBORING (OLJEDIREKTORATET, 2011).	74
TABELL 7.2: OVERSIKT AV TILGJENGELIG TEKNOLOGI SOM KAN ANVENDES TIL OG REDUSERE MENGDEN OG TOKSISITETEN AV PRODUSERT VANN (OLJEDIREKTORATET, 2011).	75

1 Forord

Stortingsmelding nr 10, 2010-2011 om oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljøet i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, lanserer oppstart av en innhenting av kunnskap om mulige virkninger av petroleumsvirksomhet i det nordøstlige Norskehavet. Foreliggende studie er en del av dette arbeidet, som er nærmere presentert i det generelle forordet.

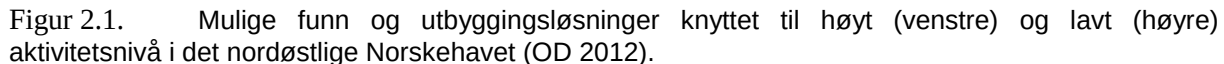
Foreliggende utredningen av virkninger av regulære utslipp til sjø er utarbeidet av Akvaplan-niva i samarbeid med Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og SALT: Studien omfatter en generell sammenstilling av eksisterende kunnskap om og analyser av utslipp, spredning og virkninger av borekaks og produsert vann. Til grunn for de områdespesifikke analysene ligger mulige aktivitetsbilder for fremtidig petroleumsvirksomhet utarbeidet av Oljedirektoratet

Vurderinger og analyser baserer seg på eksisterende kunnskap fra hele norsk sokkel og internasjonalt der relevant

Tromsø 3 september 2012



Lars-Henrik Larsen
prosjektleder



Leteaktiviteten i de to fremtidssbilder er innledningsvis (perioden 2014 – 2018) nokså lik, men det er betydelig flere tørre brønner i fremtidssbildet "lavt aktivitetsnivå". Antall leteboringer og utbyggingsløsninger knyttet til de to aktivitetsbildene er sammenfattet i Tabell 2.1 og Tabell 2.2.

Tabell 2.1 Antall letebrønner per år innen de enkelte delområdene (OD 2012).

Område	Høyt aktivitetsnivå	Lavt aktivitetsnivå
Troms II	2 brønner pr år fra 2015	Flere tørre brønner fra 2015,
Nordland VII	2 brønner pr år "noe senere" enn Nordland VI og Troms II	Flere tørre brønner fra 2015
Nordland VI	1 brønn i 2014, 2 pr år fra 2015	1 brønn pr år i 2014,
Nordland V	2 brønner pr år i perioden 2015 – 2020	2 brønner pr år i årene 2015 - 2018
Nordland IV	2 brønner pr år i perioden 2015 - 2020	2 brønner pr år i årene 2015 - 2018

Tabell 2.2 Skisserte utbyggingsløsninger innen de enkelte delområdene (OD 2012)

Område	Høyt aktivitetsnivå	Lavt aktivitetsnivå
Troms II	Beslutning om utbygging i 2024. Ressursene utvikles mot et landanlegg for prosessering av olje og gass. 4 havbunnsanlegg i hvert område. To alternativer for gass eksport er vurdert.	Beslutning om utbygging tas i 2027. Havbunnsutbygging med rørtransport til et lite landanlegg. Gassen føres videre med LNG-skip.
Nordland VII	Alternativ I er landanlegg for transport i rør til Haltenbanken (NSGI). Alternativ II er LNG-anlegg.	-
Nordland VI	Utbygging besluttes i 2024 av et feltcenter med bunnfast plattform med prosessanlegg, 3 overtrålbare havbunnsinnretninger og bøyelasting av olje. Gassen knyttes inn mot rørfrastruktur på Haltenbanken.	Beslutning om utbygging tas i 2024. Utbygging med en bunnfast plattform med prosessanlegg og bøyelasting.
Nordland V	Beslutning om utbygging i 2020, basert på en flytende produksjonsinnretning. Bøyelasting av olje. Første produksjon starter i 2025.	-
Nordland IV	Beslutning om utbygging i 2020, basert på en bunnfast plattform. Bøyelasting av olje. Første produksjon starter i 2025.	-

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 å 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 (stigehul). 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 tilførslene 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 var 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 regionvise 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). Et tilsvarende behov for høy sensitivitet gjelder også for biologiske effektmarkører som skal benyttes i feltundersøkelser. 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 borevæskепartikler 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 grenseverdien 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 forurensning i plankton kan påvirke deres predatorer i form av bioakkumulering.

3.3.4 Virkninger på kommersielle ressurser

Fisk

Virkingen 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 virkingen 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 filtrerere 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 tiftokreps (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 tinfotkreps, 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.

3.4 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 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 overvåkningsresultater fra tre landanlegg, derav ett (Melkøya) i Barentshavet:

Melkøya

Som en del av Statoils miljøovervåkningsprogram 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 og 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 og 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 (Waldy 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 veksling mellom kalde og varme år (Pedersen et al., 1998). Etter oppstart ble det i 1988-89 funnet svake tegn til endringer i artssammensetning i tidevannssonen 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

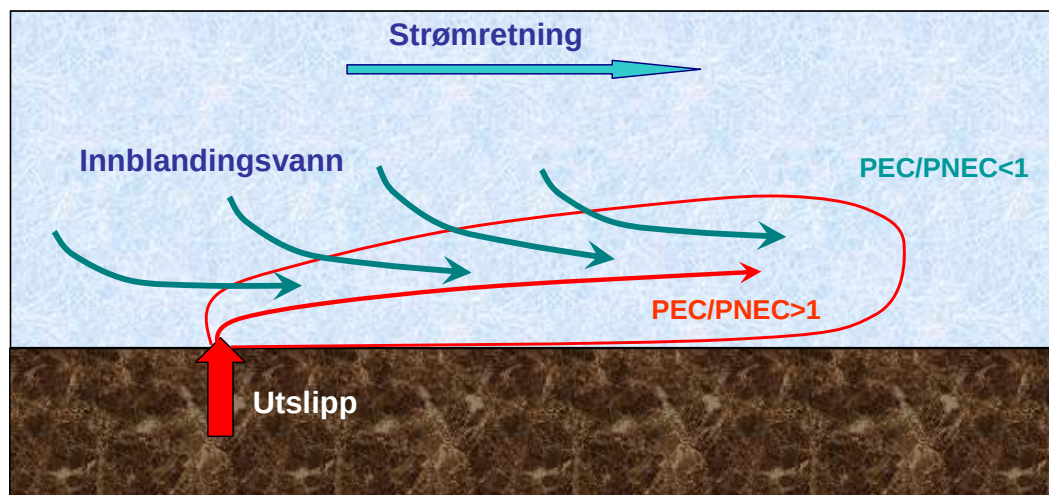
Det er fortsatt mangler i dagens kunnskap når det gjelder forholdet mellom nivå av ulike miljøgifter og effekten av disse på miljøet. Vi har relativt god kunnskap om nivåene av miljøgifter i seg selv, men mangler gode metoder for å detektere miljøeffekter (Klif, 2012). Det er god kunnskap om utslippenes 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 og 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 det nordøstlige Norskehavet

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. Utslippet 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. 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 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 4.4). 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 brønnehodet 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 er 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

Komponent- gruppe	Stoff	PNEC µg/l			
		Klif TA-2229	OSPAR	Aquateam	Laveste PNEC
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.	-
Radioaktive stoffer (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 kaldtvannskorallen *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 barytholdig kaks og 7,6 mg/l av ilmenittholdig 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 4.4) 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)

Resultaten 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 følgelig middelveiden inne hvert beregningsselement (rute).

4.4.2 Inngangsdata, rammebetingelser

Det er oppgitt 17 installasjoner i det nordøstlige Norskehavet. Modelleringen dekker fem av disse (Tabell 4.4), to letebrønner (gule) og tre produksjonsinstallasjoner (grønne). Posisjoner for disse er vist i Figur 4.2. For letebrønnene ble det simulert spredning av borekaks. For de tre produksjonsinstallasjonene ble det simulert utslipp av produsert vann.

Det forutsettes at produsert vann fra landanlegg i henholdsvis Vesterålen og Senja separeres ut på anlegget og sendes i rør tilbake til feltet for reinjeksjon. Dvs. ingen utslipp av produsert vann fra landanleggene.

Tabell 4.4 NØ Norskehavet. Oversikt over planlagte installasjoner med posisjoner og vandyp. Fargelagte installasjoner er modellert.

Felt/letebrønn	Geografiske koordinater	Geografiske koordinater	Havdyp (omtrentlig)
N-O1	69° 55' N	17° 34' E	-100
N-O2	69° 49' N	17° 17' E	-200
N-O3	69° 42' N	17° 08' E	-100
N-O4	69° 39' N	16° 38' E	-100
N-O5	69° 22' N	15° 25' E	-500
N-O6	69° 18' N	14° 55' E	-1000
N-O7	69° 01' N	14° 12' E	-200
N-O10	67° 20' N	09° 36' E	-300
N-O11	67° 37' N	11° 21' E	-200
N-O12	67° 32' N	11° 06' E	-200
N-O13(R)	67° 16' N	11° 15' E	-200
N-O14	66° 40' N	11° 35' E	-300
N-O15	65° 13' N	10° 20' E	-200
N-O8+R	68° 51' N	13° 45' E	-100
N-O9+R	67° 34' N	09° 27' E	-800
N-L1	66° 11' N	11° 18' E	-300
N-L2	65° 39' N	10° 54' E	-300

4.4.3 Scenarier med utslipp av produsert vann

4.4.3.1 Modellforutsetninger

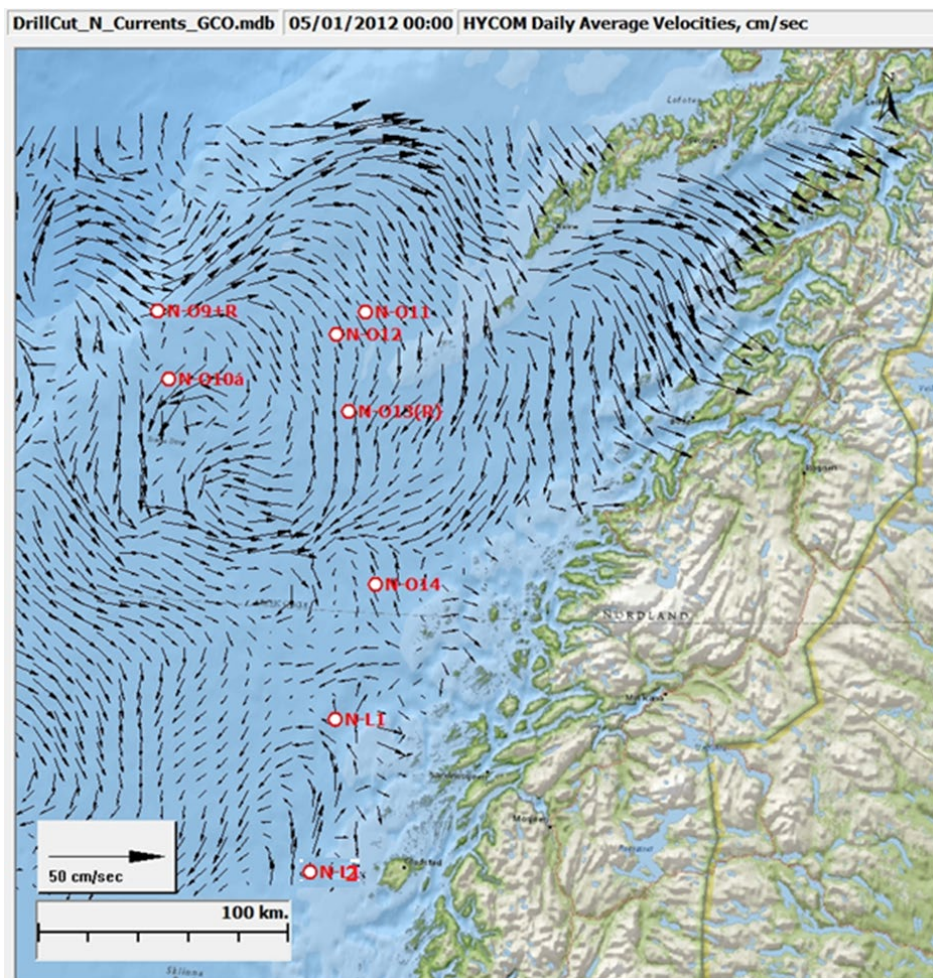
Vi har simulert utslipp av produsert vann i en måned, mai 2012.

Vi har benyttet simulerte strømmer, vanntemperatur og saltholdighet fra databasen HYCOM for denne perioden (Figur 4.2). 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 4.2 gir et eksempel på midlere overflatestrøm 1. mai 2012. Typisk strømhastighet var 10-30 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.

Produsert vann ble antatt sluppet ut via en nedoverrettet rør med utløp 30 meter under overflaten (Tabell 4.5).



Figur 4.2. Simulert midlere strøm i øvre 0-10 m 1. mai 2012. Kilde HYCOM.

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

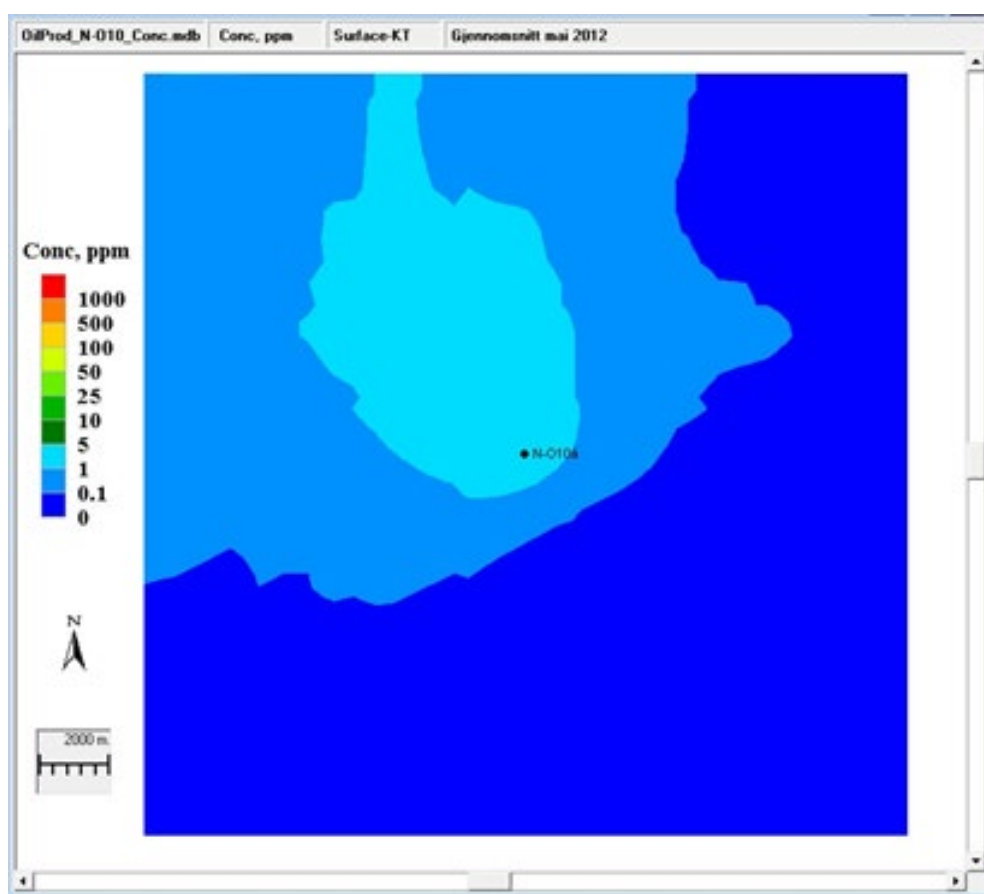
Utslippsdyp	30 m under havoverflaten
Utslippstemperatur	70 °C
Utslippsvannets tetthet,	1030 kg/m ³ ved 15 °C
Utslippsrate, Nordland IV og V Nordland VI	3154 m ³ /døgn (N-O14, N-O15) 14334 m ³ /døgn (N-O10)
Diameter på utslippsrør	75 cm
Retning på utslippsrør	Vertikal nedeoverrettet
Utslipphastighet,	0,466 m/s

4.4.3.2 Modellresultater - produsert vann

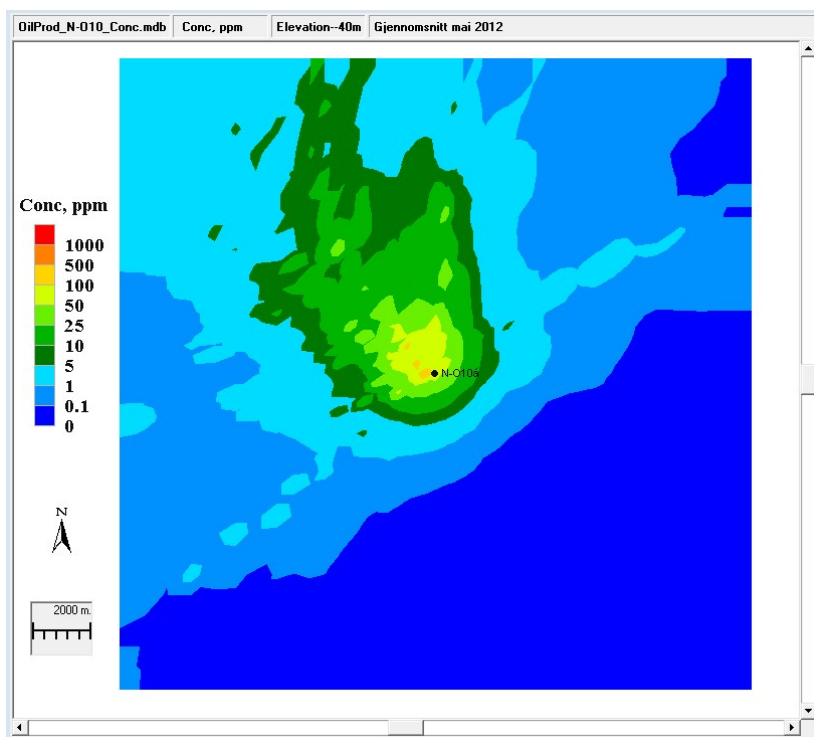
Installasjon N-O10

Dybden i området er ca 300 m. Utslippsmengden av produsert vann var 14 334 m³/døgn. Figur 4.3 til Figur 4.6 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var konsentrasjonene mellom 1 og 5 ppm i en avstand opp til ca 10 km fra installasjonen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 30-50 m vandyp, dvs i utslippsdypet. Konsentrasjonene der var over 50 ppm ut til et par km fra installasjonen. Nivåer over 5 ppm ble påvist ut til 10 km fra installasjonen. Konsentrasjonene på 100 m dyp var under 1 ppm.

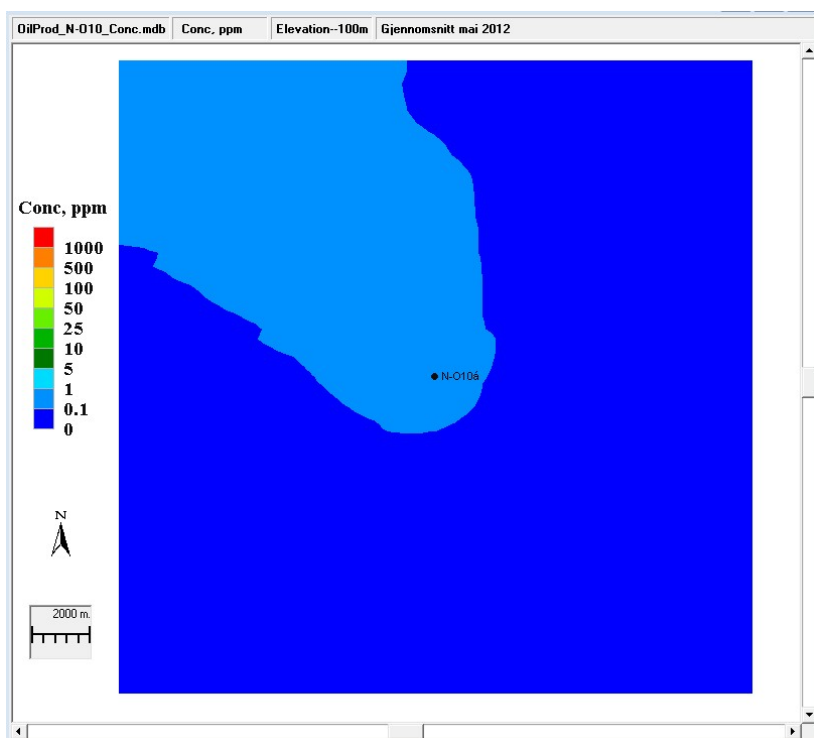
Figur 4.6 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.



Figur 4.3. Installasjon N-O10. Dyp 0 – 10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012..

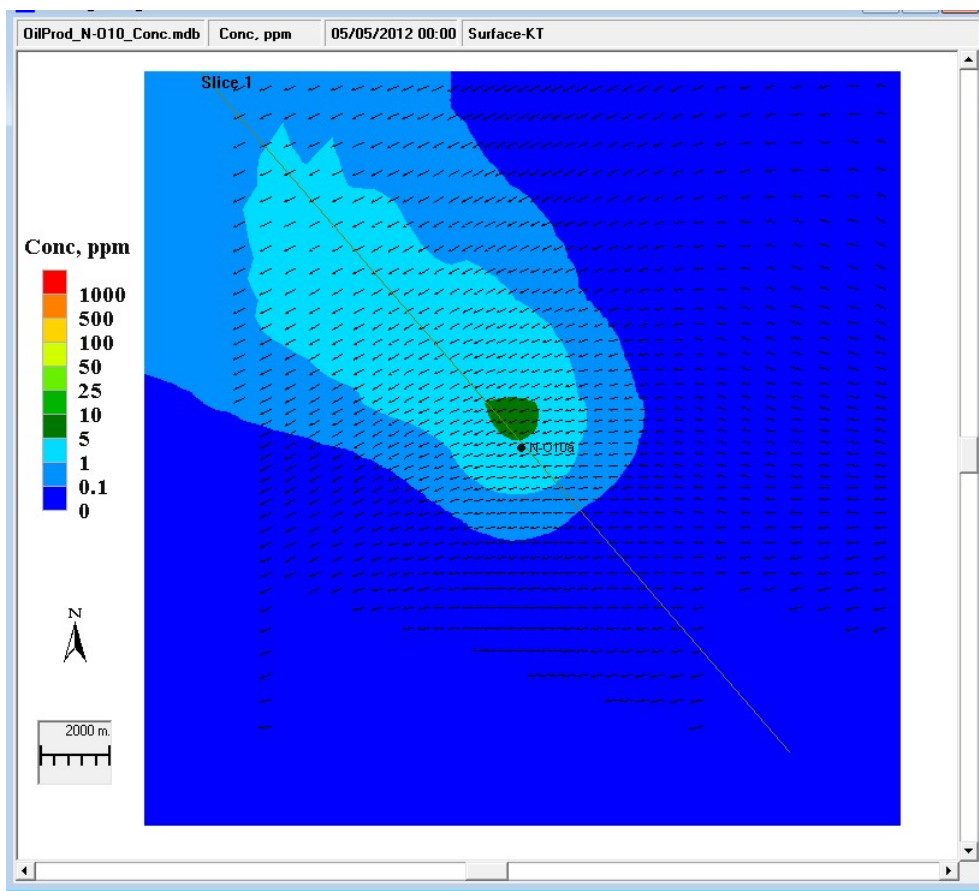


Figur 4.4. Installasjon N-O10. Dyp 30 – 40 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

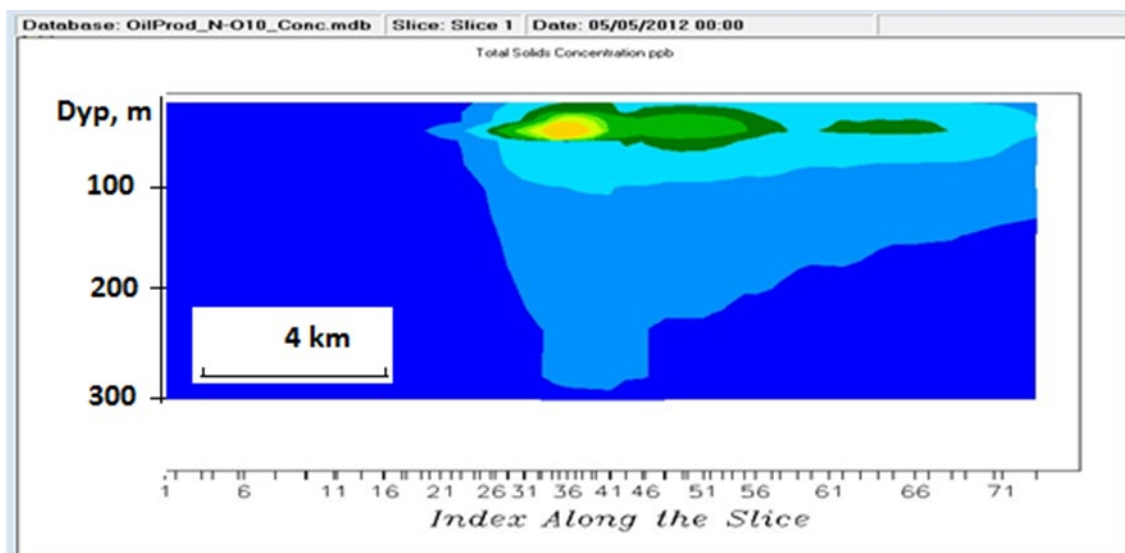


Figur 4.5. Installasjon N-O10. Dyp 90 – 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

A.



B

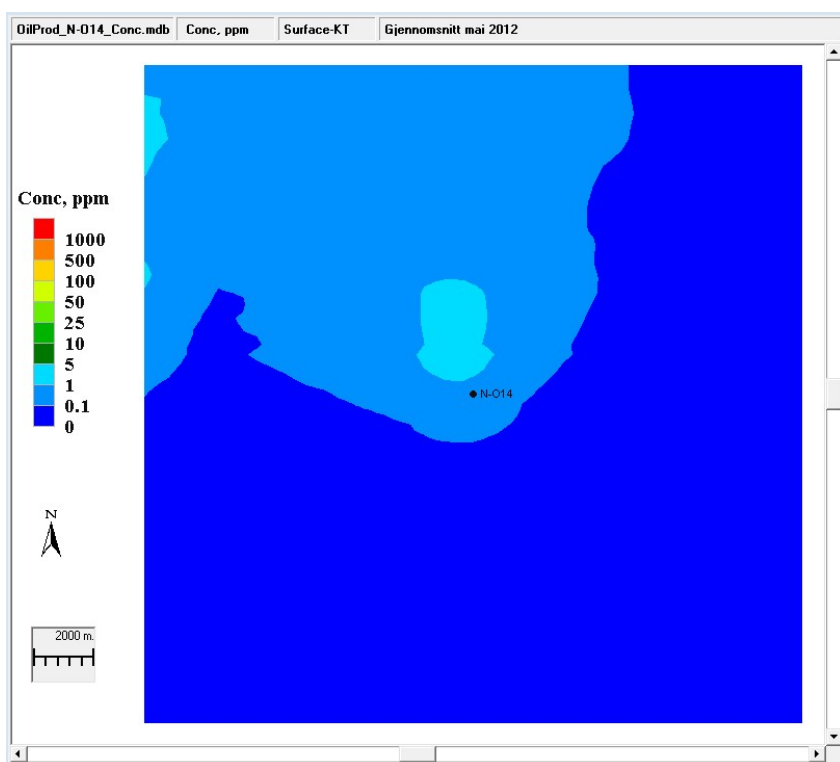


Figur 4.6. Installasjon N-O1. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 3. mai 2012. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene forekom mellom 30 og 50 meter.

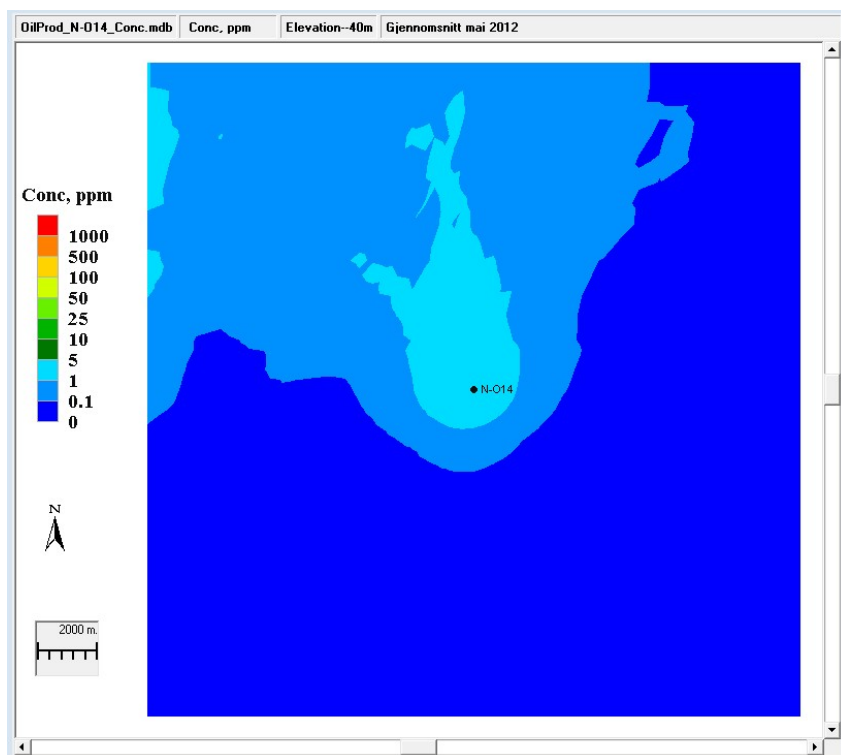
Installasjon N-O14

Utslippsmengden av produsert vann var 3 154 m³/døgn. Figur 4.7 til Figur 4.10 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var konsentrasjonene mellom 1 og 5 ppm i et område på 1 x 2 km rett nord for installasjonen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 30-40 m vanddyb, dvs i utslippsdypet. Konsentrasjonene der var 1-5 ppm ut til ca 10 km fra installasjonen. Konsentrasjonene på 100 m dyp var under 1 ppm.

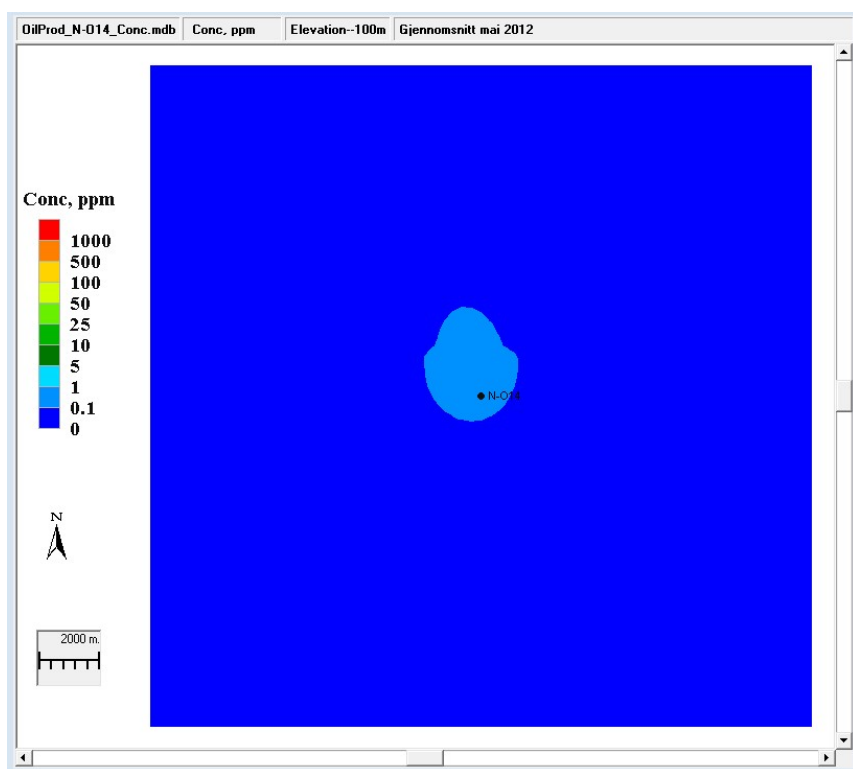
Figur 4.10 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.



Figur 4.7. Installasjon N-O14. Dyp 0 – 10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012. Utslipet var fortynnet til mellom 1 og 5 ppm .

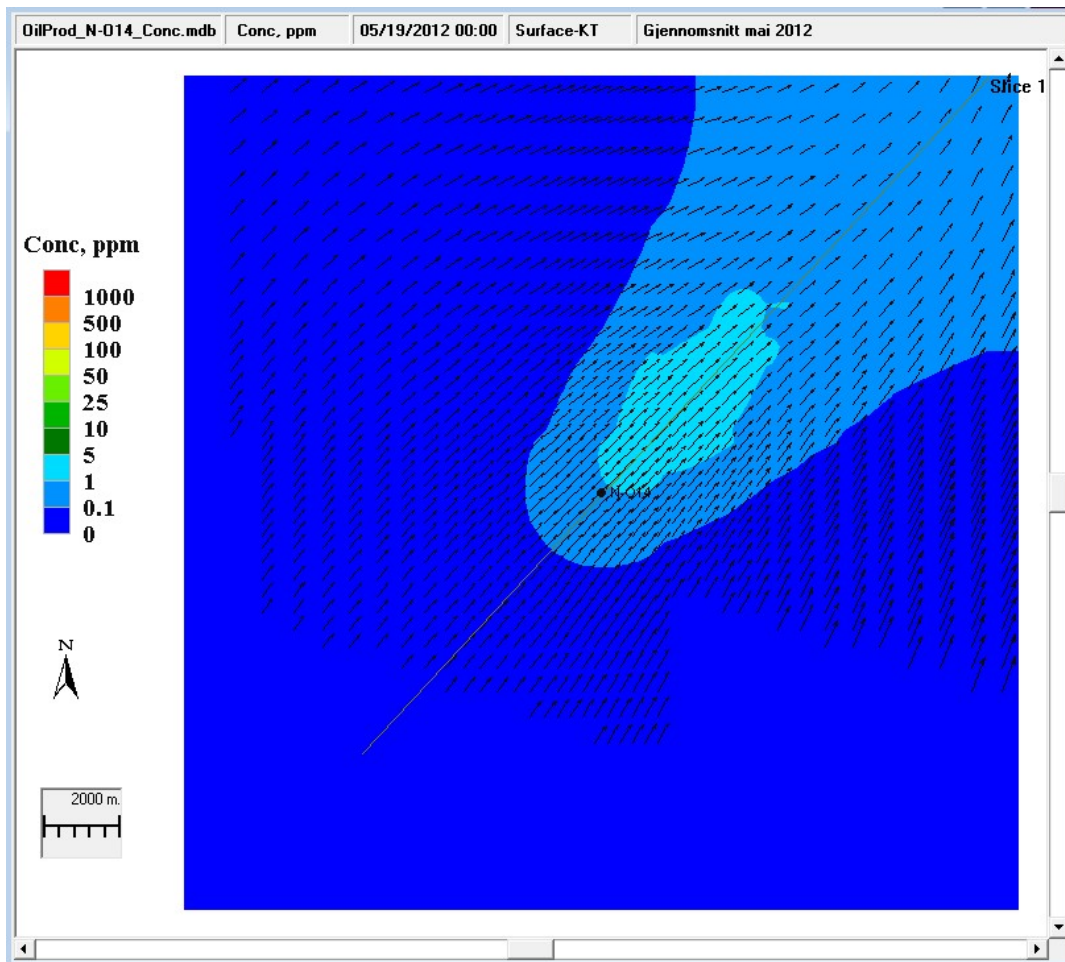


Figur 4.8. Installasjon N-O14. Dyp 30 – 40 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

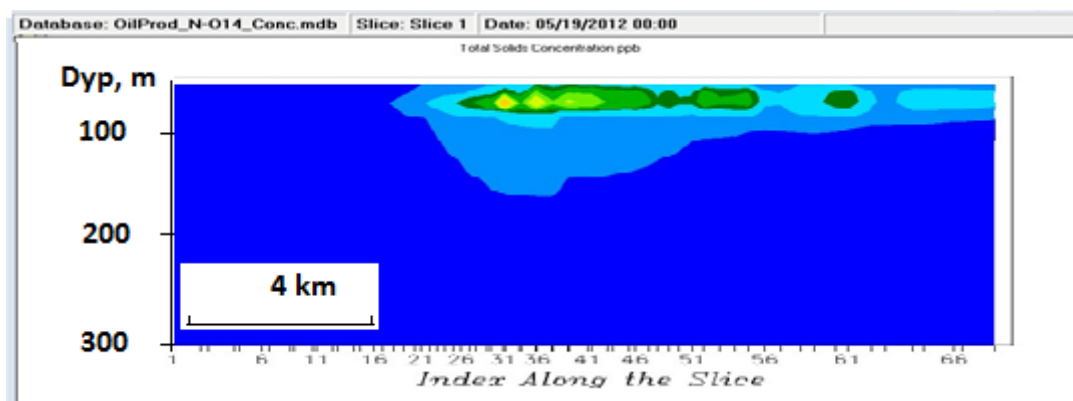


Figur 4.9. Installasjon N-O14. Dyp 90 – 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

A.



B.

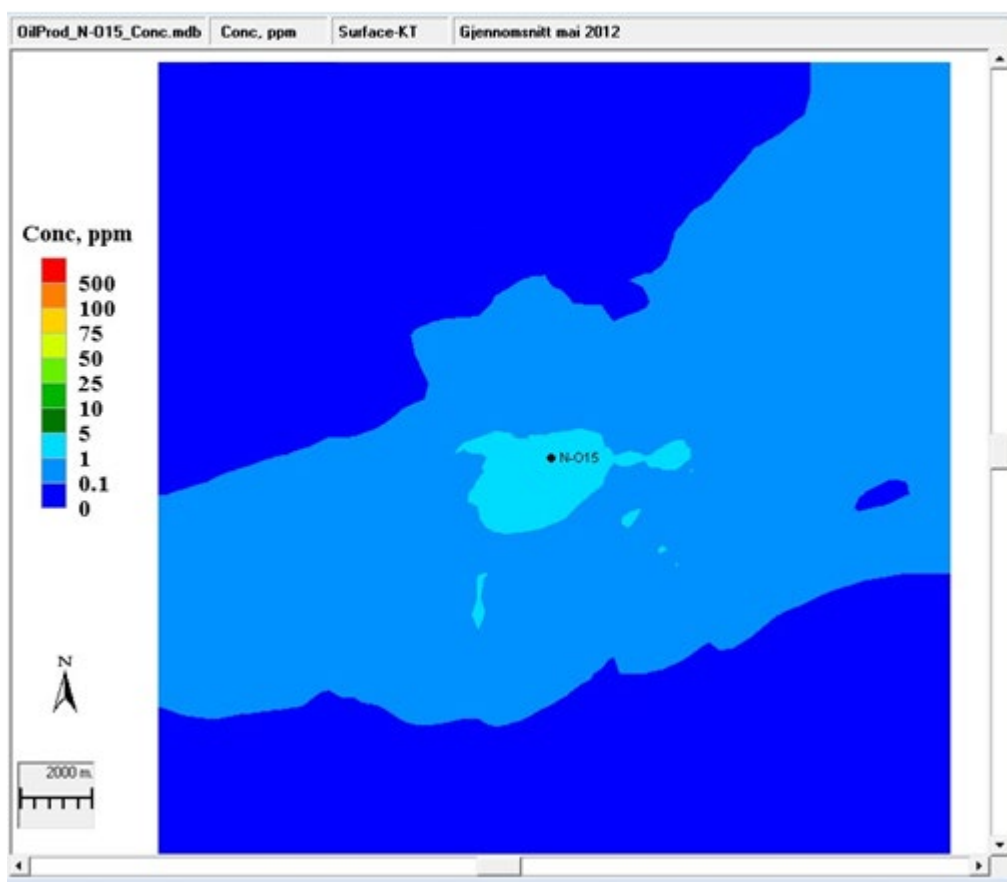


Figur 4.10. Installasjon N-O14. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann 3. mai 2012. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene fant sted mellom 30 og 50 meter.

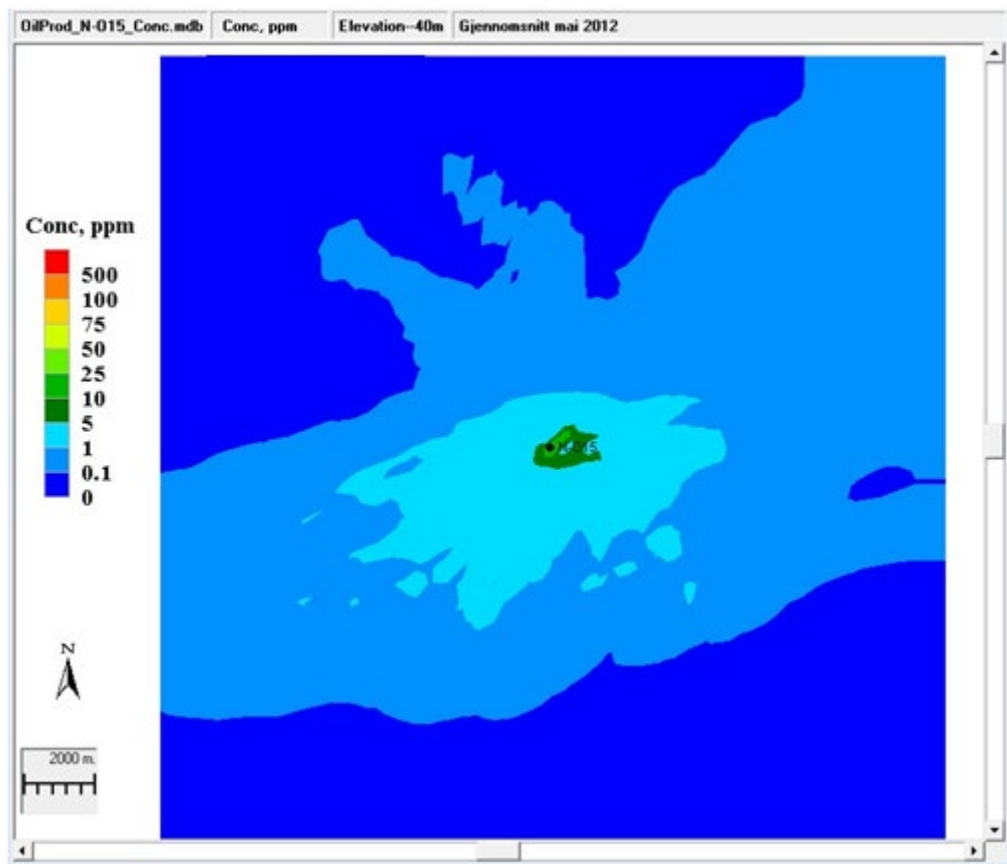
Installasjon N-O15

Utslippsmengden av produsert vann var 3 154 m³/døgn. Figur 4.11 til Figur 4.14 viser simulerte midlere konsentrasjoner av produsert vann i mai 2012. Nær overflaten var konsentrasjonene mellom 1 og 5 ppm i et område på 1 x 2 km rett nord for installasjonen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet på 30-40 m vanddyb, dvs i utslippsdypet. Konsentrasjonene der var 1-5 ppm ut til ca 10 km fra installasjonen. Konsentrasjonene på 100 m dyp var under 1 ppm.

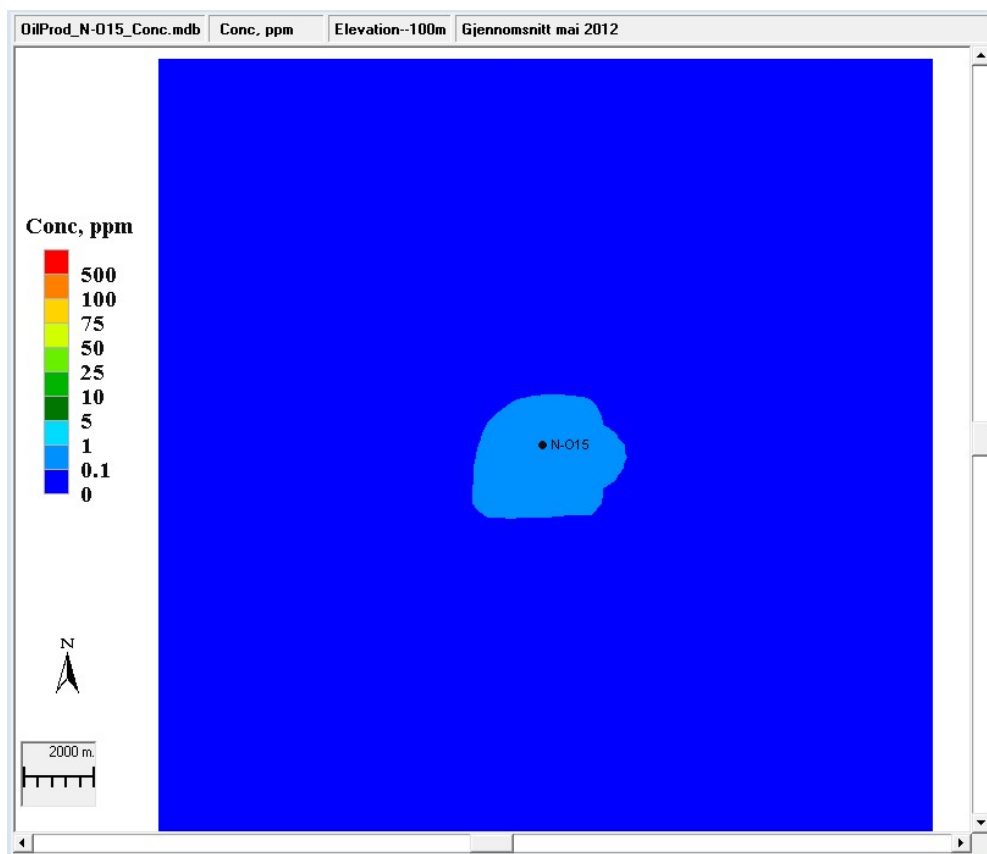
Figur 4.14 gir eksempel på konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt nær overflaten og et vertikalt snitt i samme tidspunkt. Eksemplet er representativt for en generell situasjon av hvordan produsert vann spres og innlagres i dette scenariet.



Figur 4.11. Installasjon N-O15. Dyp 0 -10 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

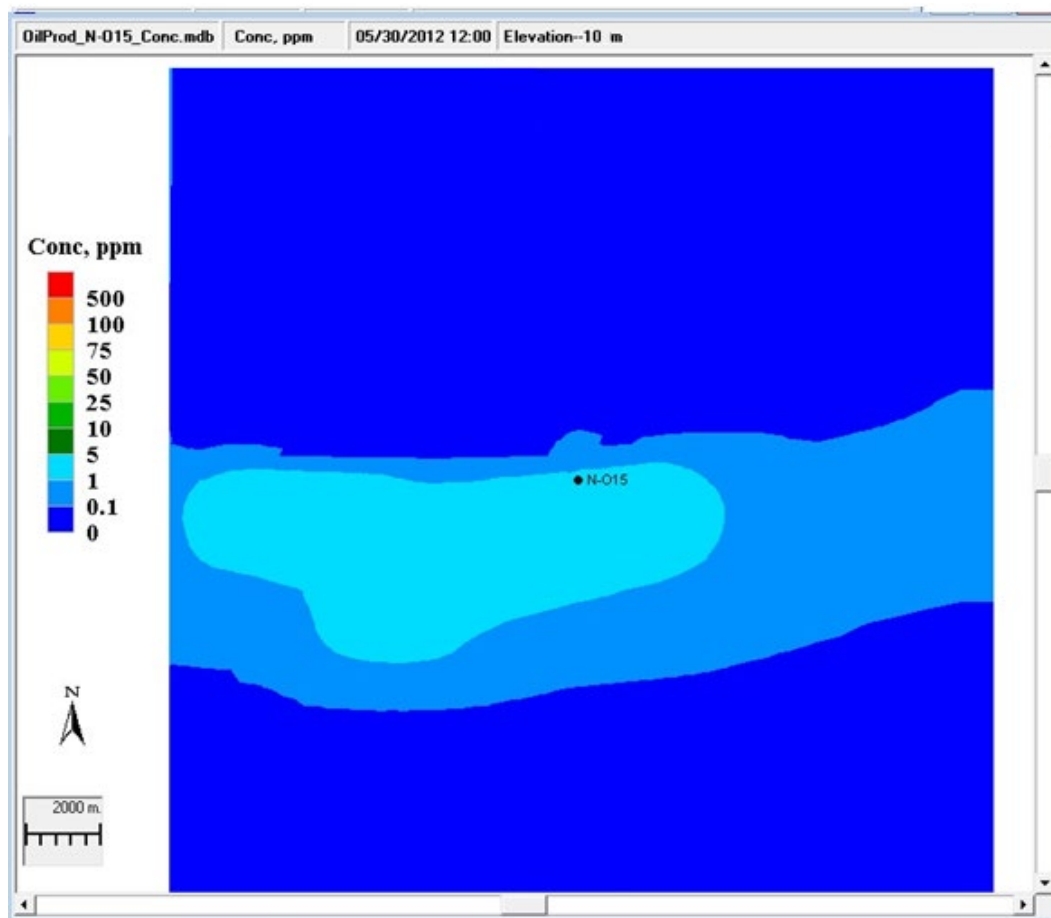


Figur 4.12. Installasjon N-O15. Dyp 30 - 40 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012.

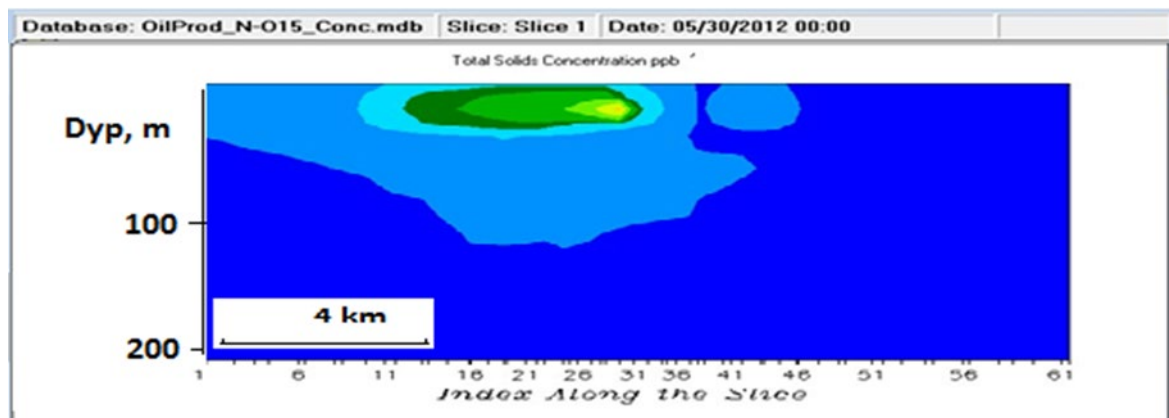


Figur 4.13. Installasjon N-O15. Dyp 90 – 100 m. Simulerte gjennomsnittsverdier av produsert vann (i ppm av total vannmengde) i mai 2012. De høyeste konsentrasjonene var under 5 ppm.

A.



B.



Figur 4.14. Installasjon N-O15. Eksempel på strøm og simulert spredning av produsert vann. A: spredningsmønster i 0-10 m dyp. B: vertikalfordeling langs snittet angitt i A. De høyeste konsentrasjonene/laveste fortynning fant sted mellom 0 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 gått ut fra at boringen fant sted i mai 2012.

Boringen skjer i dybdeseksjoner med ulike diametere. Vi har gått ut fra 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 2 m under overflaten.

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 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).

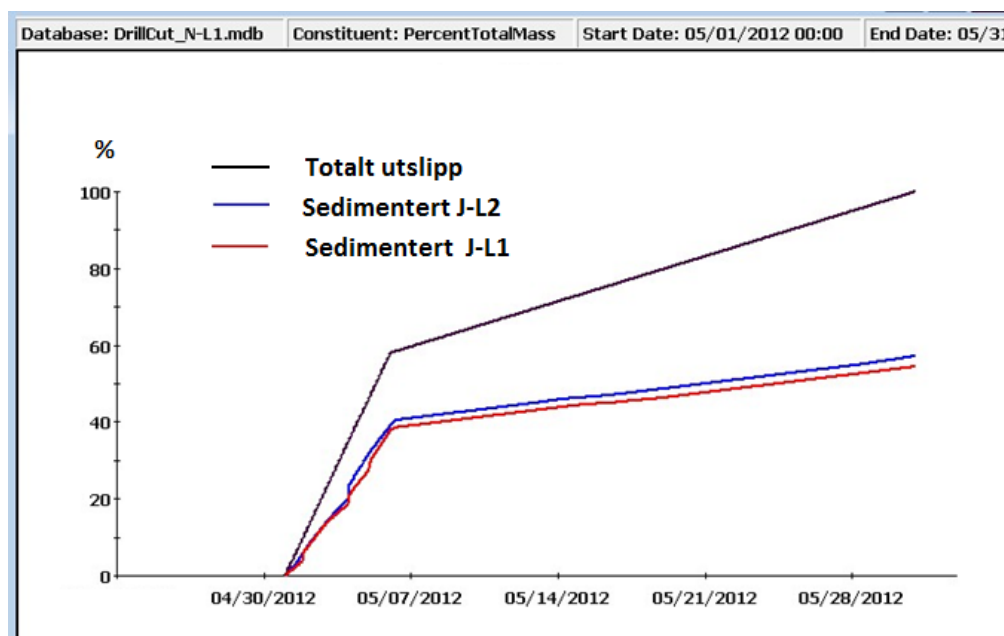
Tabell 4.8. Antatt kornfordeling av borekaks

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. Forløpet er det omtrent samme for hver av de to modellscenariene.



Figur 4.15. Prosentvis utsynking av kaksutslippet over tid. Størstedelen av deponiet ble dannet avutslipp nær bunnen den første uken.

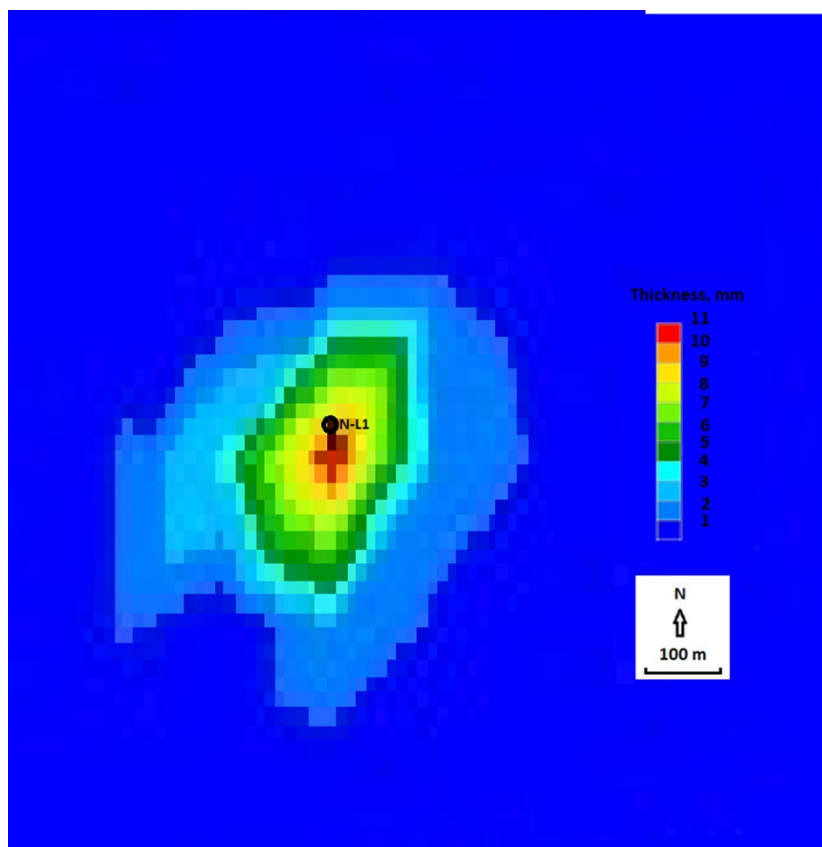
Letebrønn N-L1.

Dybden er ca. 300 m

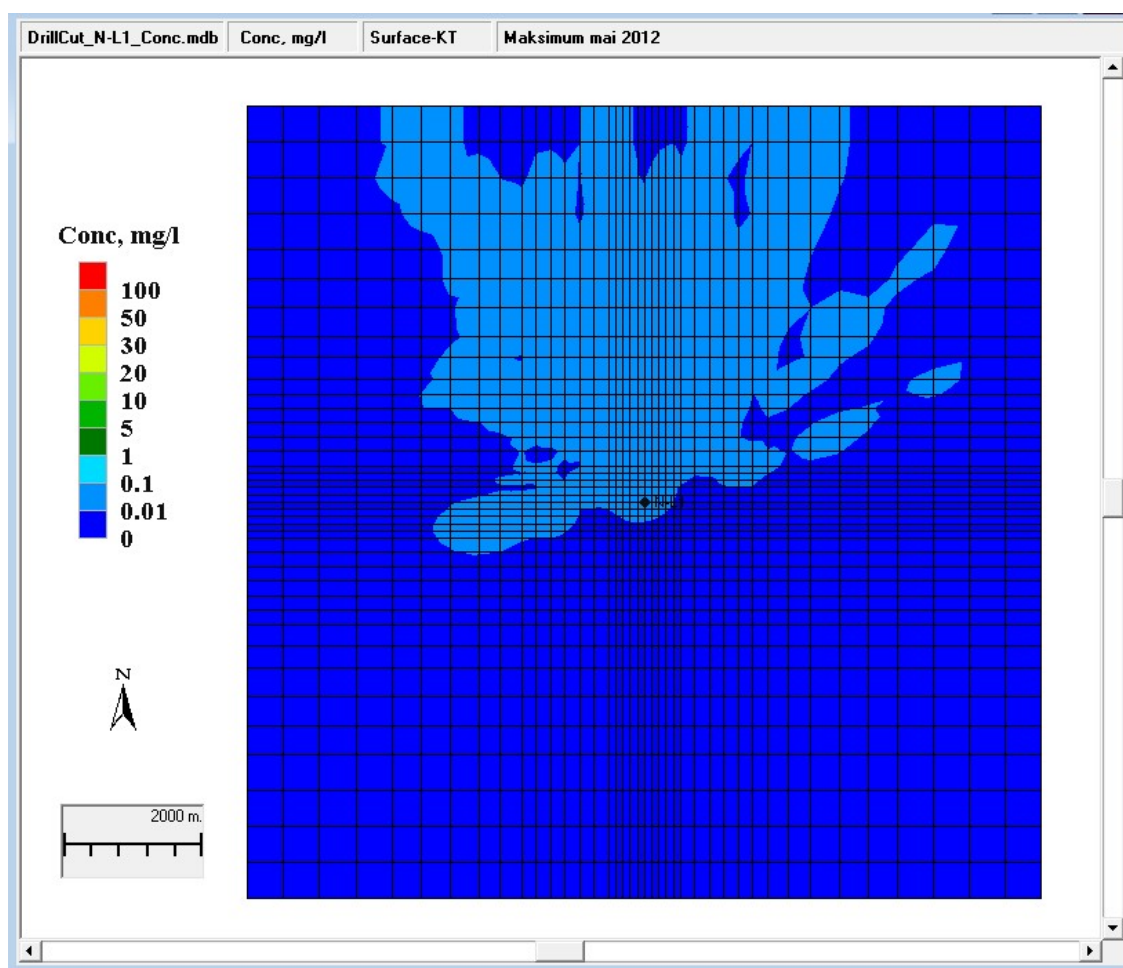
Utbredelse av sedimenteringen er gitt i Figur 4.16. Tykkelsen av sedimentert kaks var over PNEC på 10 mm ut til en avstand på maksimum 100 m fra utslippet og tykkelser på mellom 10 og 1 mm forekommer ut til maksimalt 400 m. Totalt 58 % av kakset sedimentert nærmere enn 6 km fra utslippet.

Figur 4.17 til Figur 4.20 viser simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks. I overflatevannet vil PNEC på 8 mg/l over bakgrunnsnivået bare forekomme helt i nærområdet for utslippet og konsentrasjonene avtok til under 0,1 mg/l innen 100 m avstand (Figur 4.17). Mengdene suspendert kaks ved bunnen overskred også PNEC bare helt i nærområdet og ble redusert til under 1 mg/l innen ca. 500 meter fra utslippet (Figur 4.18).

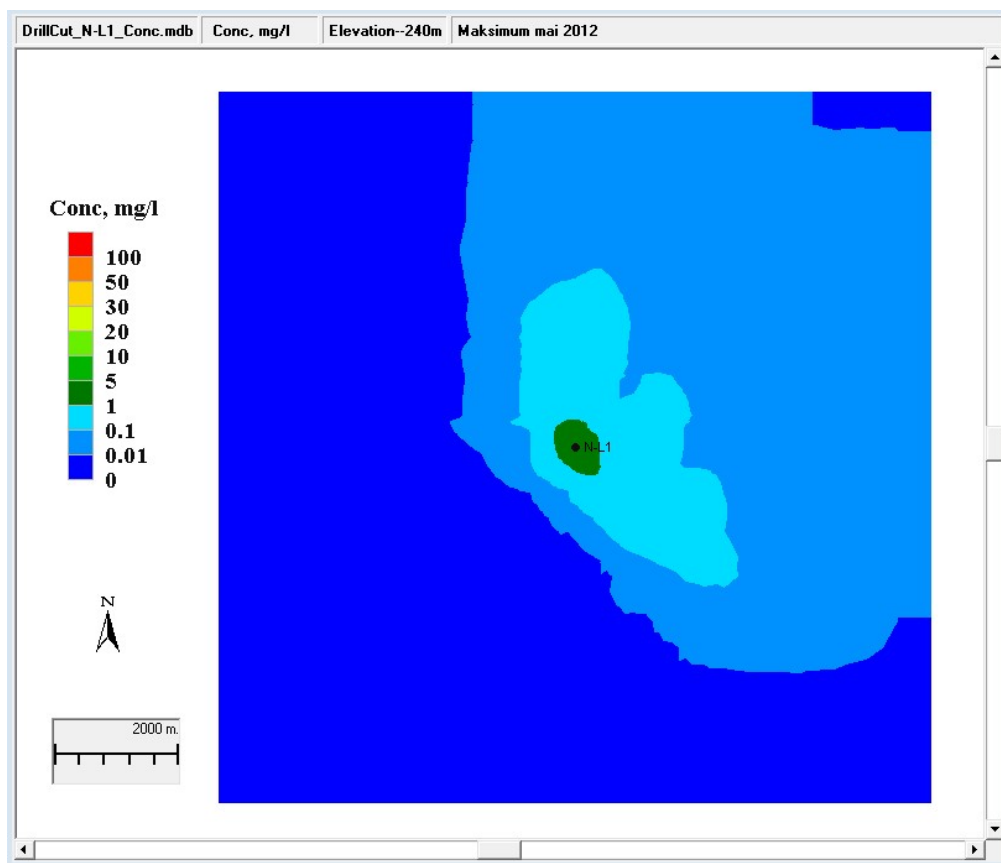
Utslipp i overflaten ble spredt over et større område enn ved utslipp nær bunnen (Figur 4.18 - Figur 4.20). De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble transportert ut av beregningsområdet.



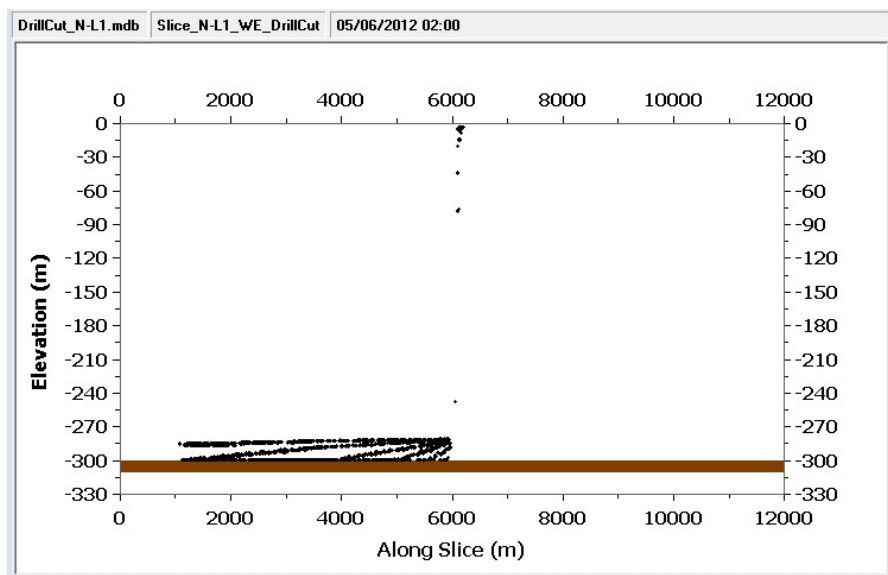
Figur 4.16. Letebrønn N-L1. Simulert avsetning av borekaks på sjøbunnen (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute). Vanndybde ca. 300 m.



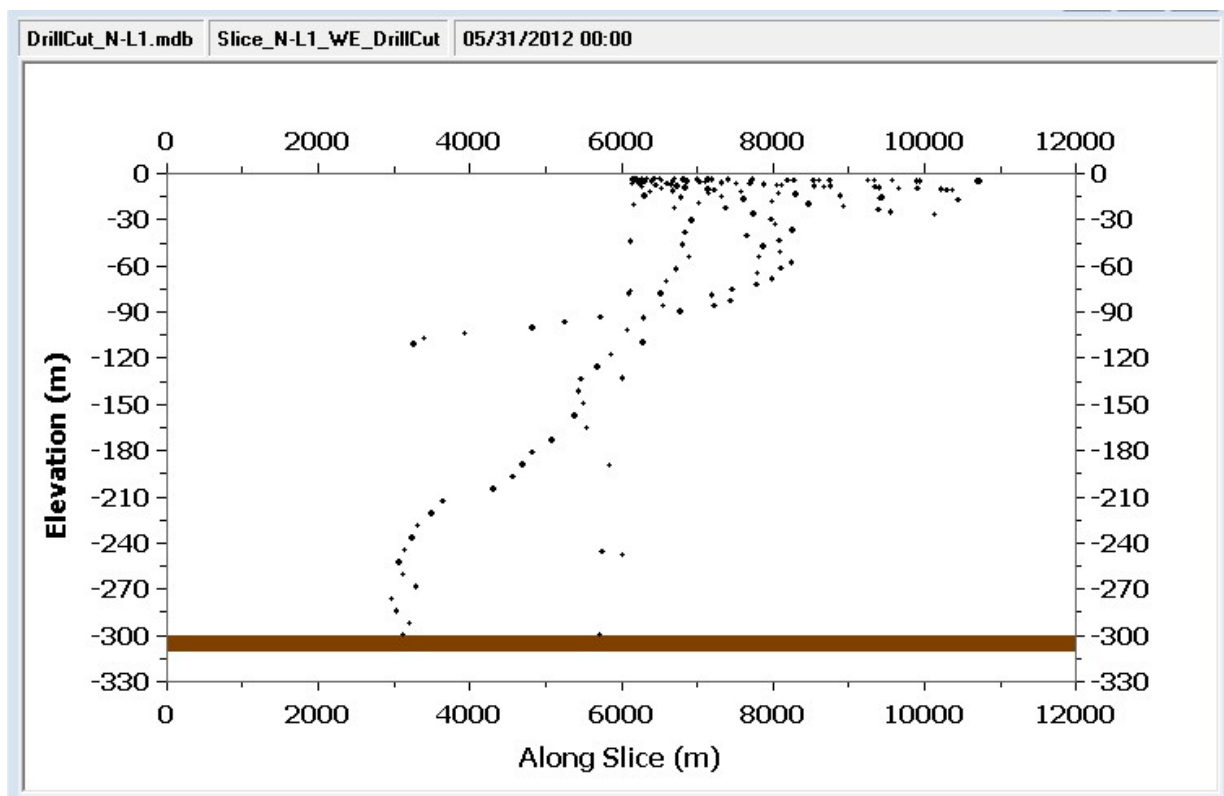
Figur 4.17. Letebrønn N-L1. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i overflaten i mai 2012.



Figur 4.18. Letebrønn N-L1. Simulerte maksimumkonsentrasjoner av suspendert kaks nær bunnen i mai 2012.



Figur 4.19. Letebrønn N-L1. Simulert spredningssituasjon 6. mai 2012 med utslipp nær bunnen og begynnende utslipp 2 m under overflata.



Figur 4.20. Letebrønn N-L1. Simulert spredningssituasjon 6. mai 2012 med utslipp nær bunnen og begynnende utslipp 2 m under overflata.

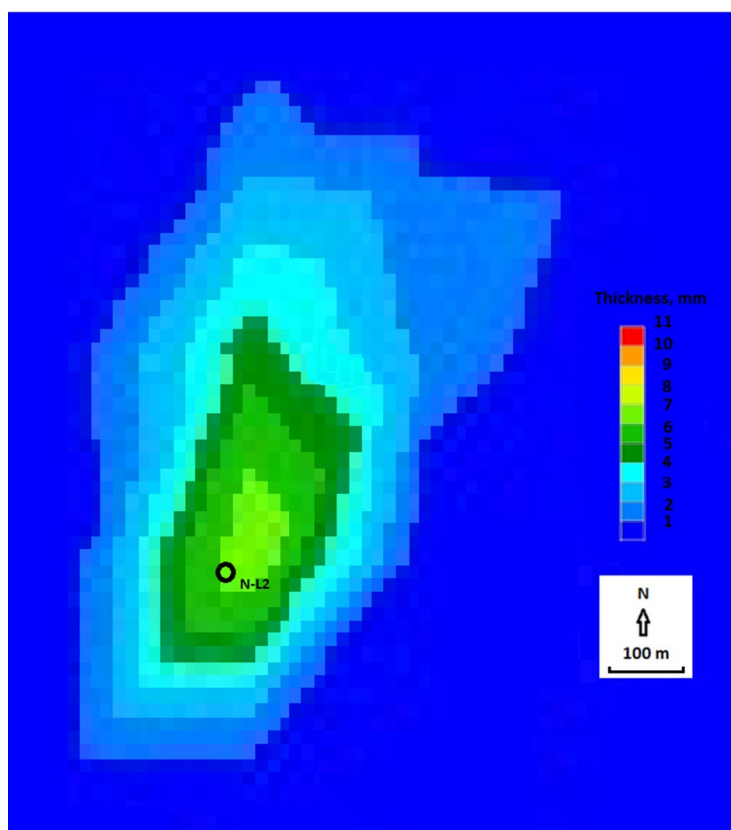
Letebrønn N-L2

Dybden er ca. 300 m. 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.

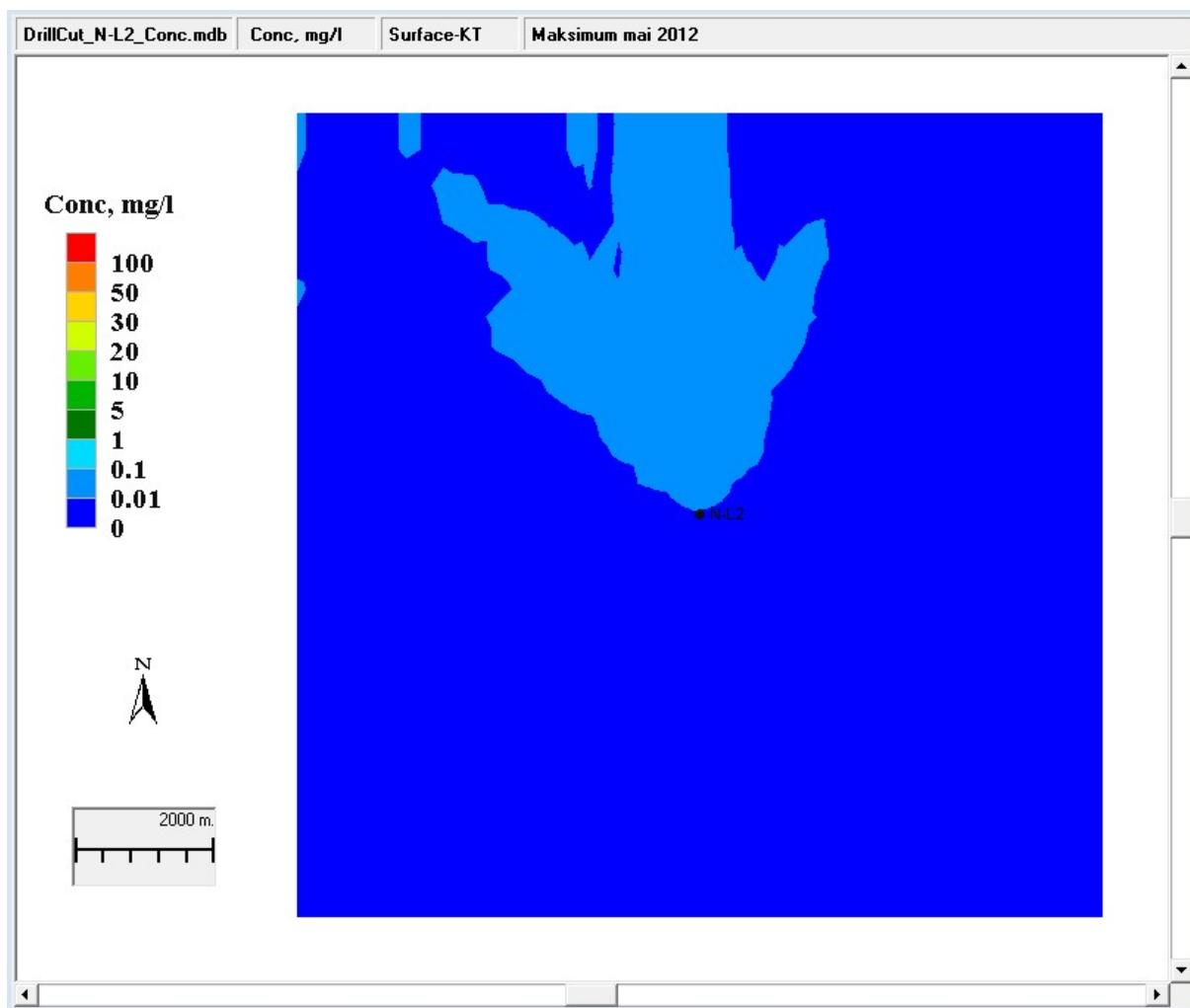
Utbredelse av sedimenteringen er gitt i Figur 4.21. PNEC for sedimentert kaks på 10 mm forekommer bare innenfor nærmeste gridrute og tykkelser på mellom 10 og 1 mm forekommer ut til maksimalt 800 m. Totalt 58 % av kakset sedimentert nærmere enn 6 km fra utslippet.

Figur 4.22 til Figur 4.25 viser simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks. I overflatevannet vil PNEC på 8 mg/l over bakgrunnsnivået bare forekomme helt i nærområdet for utslippet og konsentrasjonene avtok til under 0,1 mg/l innen 100 m avstand (Figur 4.22). Mengdene suspendert kaks ved bunnen overskred også PNEC bare helt i nærområdet og ble redusert til under 1 mg/l innen ca. 2 km fra utslippet (Figur 4.23).

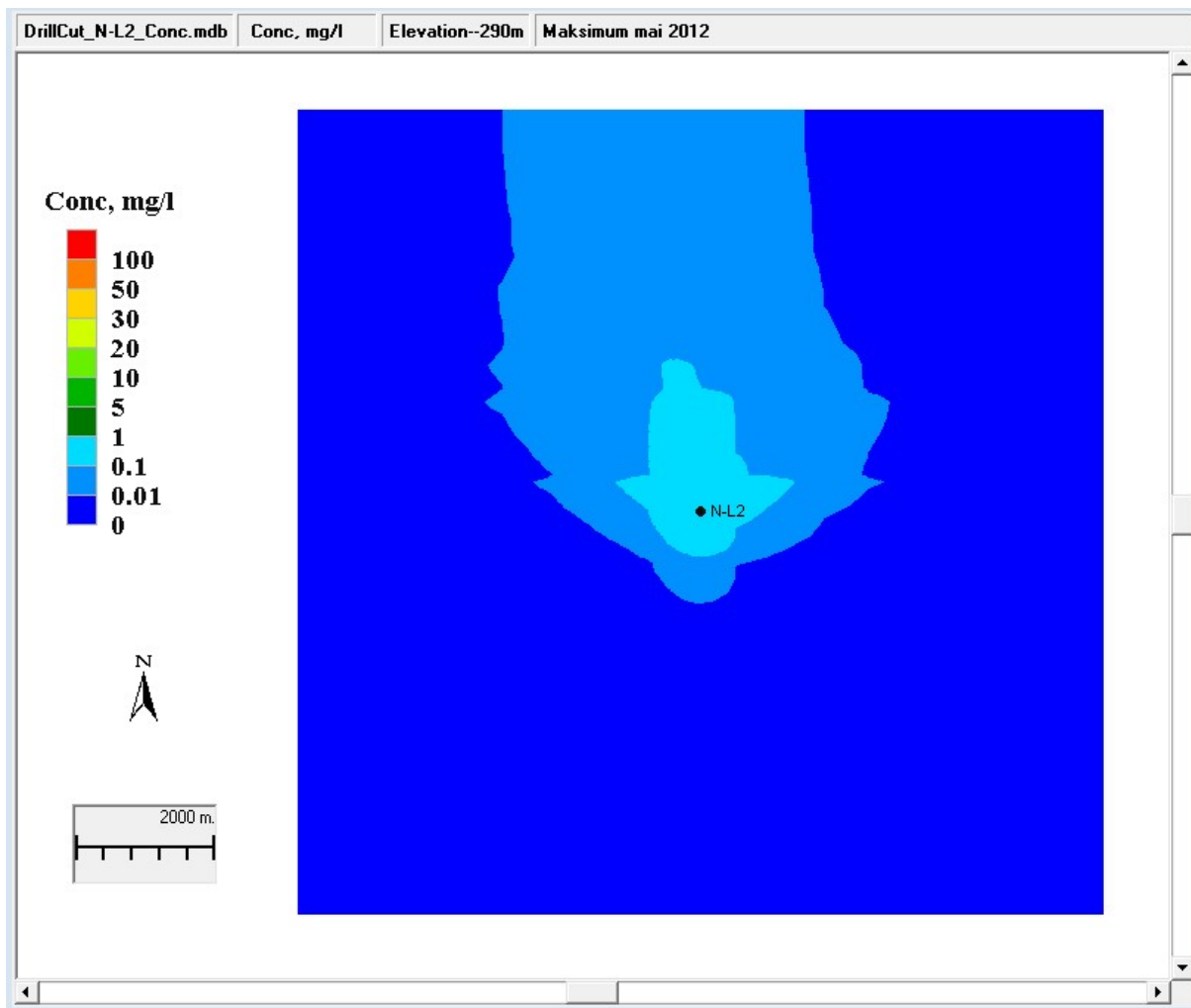
Utslipp i overflaten ble spredt over et større område enn ved utslipp nær bunnen (Figur 4.24 og Figur 4.25). De største partiklene sedimenterte nær utslippet, mens de minste ble i betydelig grad transportert ut av beregningsområdet.



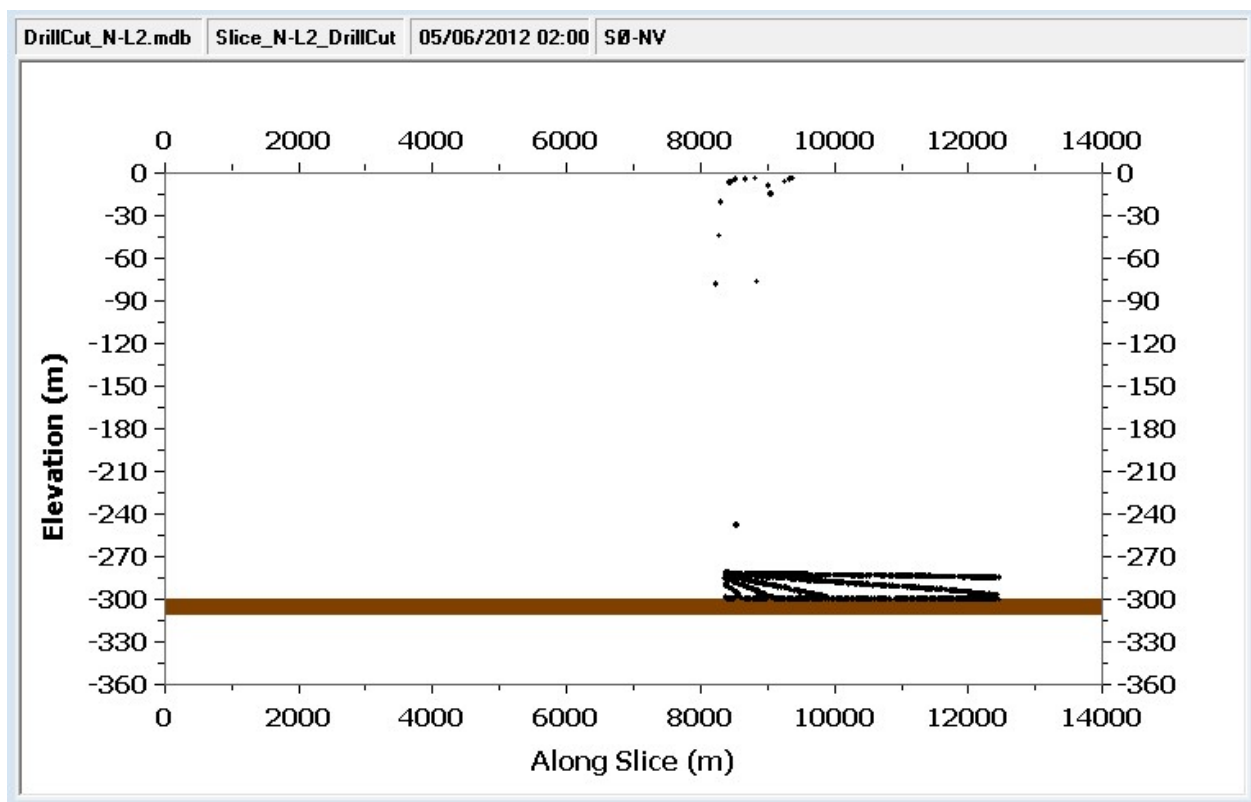
Figur 4.21. Letebrønn N-L2. Simulert avsetning av borekaks (gjennomsnittlig mm tykkelse pr gridrute). Dybde ca. 300 m.



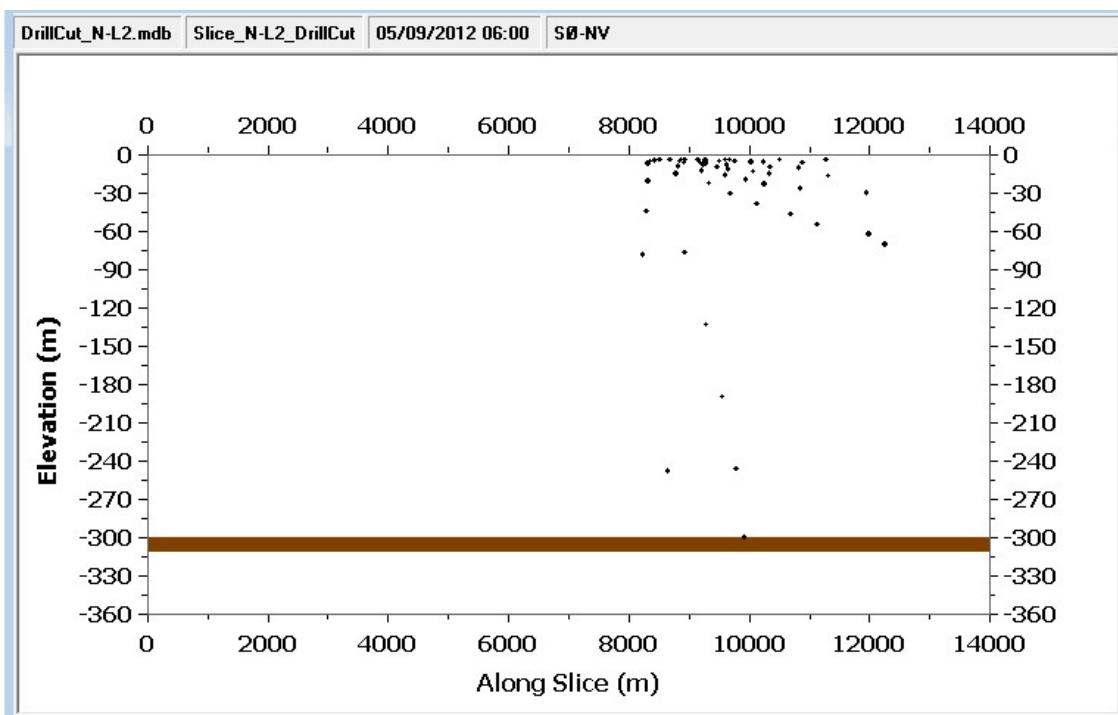
Figur 4.22. Letebrønn N-L2. Simulerte maksimumskonsentrasjoner av suspendert kaks i øvre 0-10 m i mai 2012.



Figur 4.23. Letebrønn N-L2. Simulerte maksimumkonsentrasjoner av suspenderte partikler nær bunnen i mai 2012.



Figur 4.24. Letebrønn N-L2. Simulert spredningssituasjon 6. mai 2012 med utslipp nær bunnen og begynnende utslipp nær overflaten.



Figur 4.25. Letebrønn N-L2. Simulert spredningssituasjon 24. 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 av utslippet vil $PEC:PNEC < 1$ for samtlige stoffer som kan vurderes, og at risikoen for eventuelle toksiske effekter av betydning vil være eliminert. Dette tilsvarer en konsentrasjon av porevannet på 1000 ppm i modellsimuleringene. I følge kapittel 4.4.3 vil den største spredningen av produsert vann skje i dybdeintervallet 30-50 m i alle de tre scenariene, og en fortynning av utslippet med faktor 1000 oppnås innenfor innerste gridrute. Dette innebærer at et influensområde med $PEC:PNEC > 1$ maksimalt vil strekke seg ut til anslagsvis 100 m fra kilden i alle scenariene. Influensområdet rundt installasjon N-014 og N-015 må regnes å være noe mindre enn for N-010 siden utslippsratene er lavere. I de tre modellerte scenariene er altså den naturlige fortynningen av produsert vann med omgivende sjøvann så stor 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).

Med midlere strømhastigheter på 10-30 cm/sek vil den maksimale tiden det tar for å oppnå $PEC:PNEC=1$ være anslagsvis 5-15 minutter. For organismer som befinner seg i 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 er 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	Maurisyre	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 lagt til grunn at utslippet fra boring av en brønn har 30 dagers varighet. Det geografiske utbredelsesmønsteret for sedimentering av borekaks som følge av et utslipp med 30 dagers varighet, er vist i Figur 4.16 - Figur 4.25. Her er også angitt utbredelsen av influensområdene med kakstykkelse over en PNEC på 10 mm for nedslamming. For letebrønn N-L1 viser Figur 4.16 at 10 mm nedslamming er begrenset til et område på ca 40 x 70 m etter 30 dagers boring. Det betyr at et forventet influensområde er mindre enn 3000 m². For letebrønn N-L2 er største gjennomsnittlige kakstykkelse i en grid-rute 4-5 mm (Figur 4.21) og influensområdet med kakslag > 10 mm derfor mindre enn 12 x 12 m (< 150m²). Et slikt influensområde vil i arealmessig sammenheng utgjøre en ubetydelig risiko for økologiske effekter på regionens bunnfauna.

OD har uttrykt behov for å få vurdert kumulativ virkning av at det kan bores inntil 10 brønner pr lokalitet over anslagsvis 2 år (i praksis betyr dette en brønn pr 2 mnd). Dette scenariet er ikke simulert. Konservativt bør man anta at sedimenteringen vil være additiv, dvs en kakstykkelse på 10x av det som forårsakes av 1 brønn. 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 settes til 1mm. Figur 4.16 og Figur 4.17 viser at en slik sedimentering vil være begrenset til innenfor henholdsvis 400 m og 800 m fra brønnlokasjon N-L1 og N-L2.

Influensområdet for effekter av suspenderte kakspartikler er bedømt ut fra en PNEC på øket TSM på 8 mg/l (se kapittel 4.3.2). For letebrønn N-L1 er høyeste modellerte konsentrasjon i overflaten innenfor en grid-rute (100 x 100 m) ca 0,1 mg/l (Figur 4.17). Influensområdet med TSM > 8 mg/l av suspenderte kakspartikler vil derfor være ubetydelig. Over bunnen vil TSM > 1 mg/l bare forekomme innenfor 500 m avstand (Figur 4.18), og influensområdet med TSM > 8 mg/l vil også her være ubetydelig. For letebrønn N-L2 vil TSM > 1 mg/l være begrenset til innenfor en grid-rute både ved overflaten og ved bunnen (Figur 4.22 og Figur 4.23), dvs influensområdet med TSM > 8 mg/l vil ligge godt innenfor en avstand av 100 m fra utslippet.

Ved en bunnstrømhastighet på eksempelvis 5 cm/s vil eksponeringstiden til suspendert kaks på over 8 mg/l (ut til maksimalt 100 m) være ca. 30 minutter eller mindre i alle de modellerte situasjonene. 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 være vedvarende 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 en kronisk PNEC på 10 mm kaks er gyldig.

4.6 Konklusjoner

Under de forutsetningene som er gitt for vurderingen, vil risiko for toksiske effekter av forventede stoffer i produsert vann være begrenset til en avstand på ca. 100 m fra utslippet, primært i dybdeintervallet 30-40 m. På andre dyp vil influensområdet være mindre. Varigheten av eksponeringen til konsentrasjoner som kan være toksiske vil være kort – i størrelsesorden 5-15 minutter. Dette betyr at forventede økologiske virkninger av regulære utslipp av produsert vann fra den beskrevne utbyggingen i området Lofoten-Vesterålen vil være ubetydelige.

Effekter av utslipp av vannbasert borekaks kan forekomme både fra kakspartikler i suspensjon og etter sedimentering. Laboratorieforsøk har sannsynliggjort at effektene i hovedsak forårsakes av fysisk stress, ikke toksisitet. Risiko for effekter av suspendert kaks 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 nær bunnen og betydelig 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 < 3000 m² rundt installasjon N-L1 og < 150 m² rundt N-L2. Det må forventes skadevirkninger på de organismene som finnes innenfor influensområdet, men arealmessig utgjør dette en ubetydelig risiko for økologiske effekter på bunnfaunaen i området. Eksponeringen vil være vedvarende helt til kakset enten resuspenderes, blandes ned i sedimentet under, eller dekkes av nytt sediment. Akkumulert risiko fra 10 brønnboringer fra samme lokasjon er ikke modellert, men kan konservativt antas å være begrenset til en avstand på henholdsvis 400 m og 800 m fra N-L1 og N-L2.

5 Konsekvenser av regulære utslipp i det nordøstlige Norskehavet

5.1 Beskrivelse av naturmiljø i det nordøstlige Norskehavet

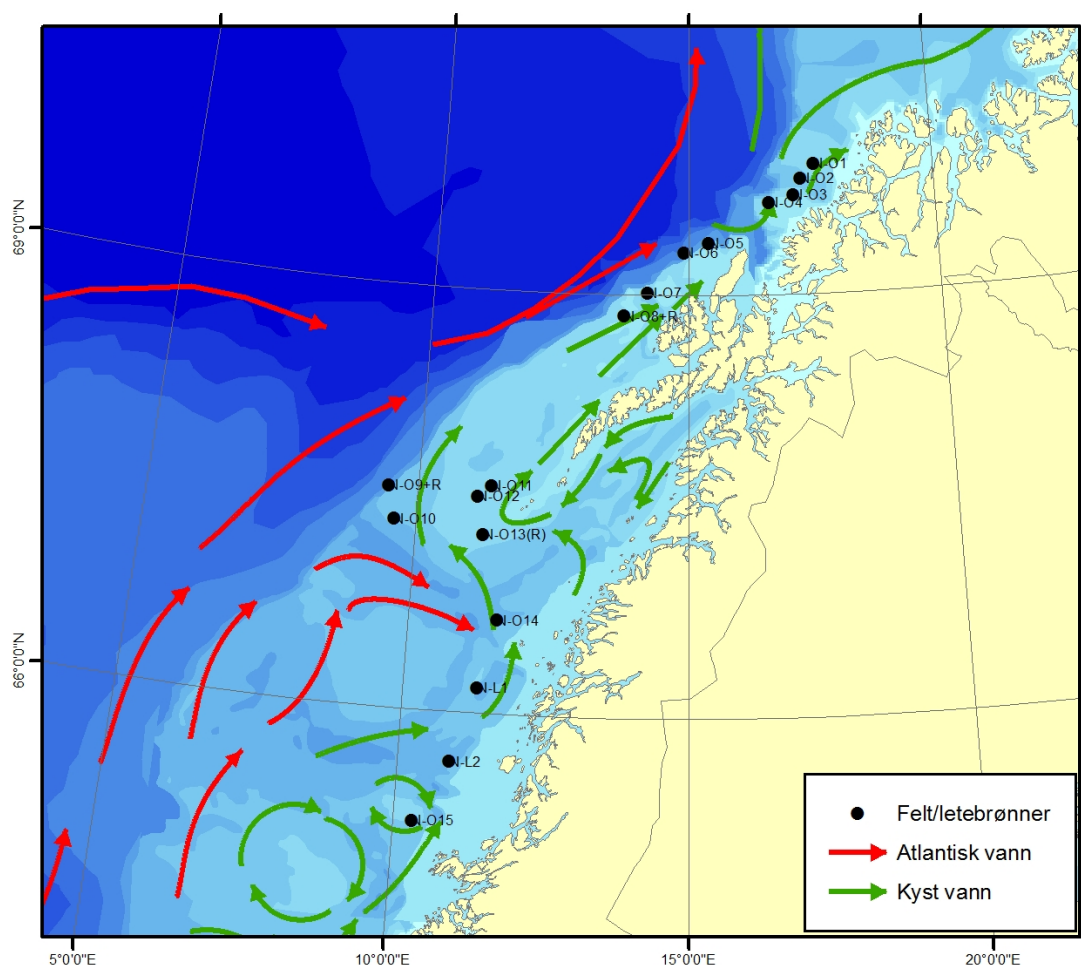
Norskehavet er en betydelig del av Atlanterhavet som ligger mellom fastlands-Norge, Svalbard og Island. Norskehavet grenser til Barentshavet i øst, mot Nordsjøen i sør, mot Atlanterhavet i sørvest og mot Grønlandshavet i vest. Norskehavet er dobbelt så stort som Barentshavet og hele åtte ganger så stort som Nordsjøen (Green et al. 2012). Arealet av Norskehavet er stort, nærmere 2,6 millioner km² og har et totalt volum på 4,1 millioner km³.

Norskehavet består av alt fra kontinentalsokkelens grunne banker som varierer fra <50 til 300 meter, til dyphav ned mot 4000 meter, med et gjennomsnittlig dyp på 1800 meter. To dypvannsbassenger dominerer; Norskehavsbassenget og Lofotbassenget med dyp mellom 3000 og 4000 meter. Norskehavet er skilt fra de andre havområdene i vest av Jan Mayenryggen og Mohnsryggen, som går sør og nordøst for Jan Mayen (Havforskningsinstituttets temasider, juli 2012).

Bunntopografien er i stor grad det som bestemmer strømforholdene i Norskehavet. Strømforholdene domineres av *Den norske Atlanterhavsstrømmen* (Golfstrømmen) på østsiden. Dette er en nordgående strøm av relativt varme vannmasser. På vestsiden finner vi *Østgrønlandsstrømmen*, som er en sørgående strøm av relativt kalde vannmasser (figur 5.1). Det er en forholdsvis skarp arktisk front mellom disse varme og kalde vannmassene, hvor det varme vannet fra Atlanterhavet møter det kalde og mindre salte arktiske vannet (smeltevann reduserer salinitet). Den norske kyststrømmen er en naturlig forlengelse av den baltiske strøm som har et overskudd av ferskvann fra elver. Kyststrømmen får også tilført mye ferskvann fra fastlands-Norge men får økt salinitet når den møter det saltere atlanterhavsvannet som ligger utenfor og under kyststrømmen. Kyststrømmen blir således saltere jo lengre nord den kommer. Økt salinitet reduserer muligheten for isdannelse i nordlige områder. Bunntopografien er også sentral for sirkulasjon og fordeling av vannmasser, og grønland-Skottlandryggen isolerer de dype vannmassene i Atlanterhavet fra de dypere lag i De Nordiske hav (Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet). Dypvannet i disse områder er derfor karakterisert av arktiske vannmasser med temperaturer under 0°C.

Norskehavet er i særstilling med tanke på klimatiske variasjoner; både sesongmessige og store variasjoner fra år til år. Variasjoner i temperatur i det innstrømmende atlanterhavsvann, i mengden av kaldt arktisk vann fra vest og i varmetap til atmosfæren gir store årlige svingninger. Det varme vannet fra Atlanterhavet som strømmer inn i Norskehavet avgir mye varme til atmosfæren, noe som er avgjørende for det milde klimaet i Nord-Europa. Dette varme vannet som strømmer inn fra Atlanteren resulterer i at Norskehavet er isfritt og har høy biologisk produksjon (Havforskningsinstituttets temasider, juli 2012).

Eggakanten strekker seg på langs av hele den østlige delen av utredningsområdet, fra Stadt til nordvestspissen av Svalbard. Det er stor biologisk produksjon og stort biologisk mangfold langs eggakanten og høy konsentrasjon av mange fiske- og sjøfuglarter, og stor forekomst av korallrev. Eggakanten er også et viktig beiteområde for hval. Havområdene over kontinentalskråningen er spesielt produktive og viktige for de pelagiske sjøfuglartene som havhest, krykkje og lunde (Olsen og Auran, 2009).



Figur 5.1: Dominerende havstrømmer i utredningsområdet, inkludert mulige petroleumsinstallasjoner.

5.1.1 Beskrivelse av havområdet rundt utredningsområdet

Utredningsområdet inkluderer Nordland IV, V, VII og VII, samt Troms II. Det samlede arealet av dette området er på omtrent 60 000 km².

Havbunnen utenfor utredningsområdet kan deles inn i kontinentalsokkelen og dyphavet. Kontinentalsokkelen utenfor Lofoten, Vesterålen og Troms er unik sammenlignet med øvrige norske havområder. Kontinentalsokkelen utenfor Lofoten og Vesterålen er svært smal og på det smaleste, utenfor Andøya, er den mindre enn 10 km bred, til sammenlikning er den gjennomsnittlige bredden av sokkelen utenfor Vesterålen og Troms om lag 50 km og sokkelen utenfor Trøndelag omlag 250 km.

De kystnære områdene og kontinentalsokkelkanten har et svært høyt biomangfold. Her er det er rikt næringsgrunnlag for organismer i alle ledd av næringskjeden, fra plankton og korallrev til hval og torsk. Bankene er dekket av grovkornede sedimenter (grus, stein og blokk). Store sandfelt er dannet av bølger, tidevann og havstrømmer som har erodert å fraktet løsmasser rundt. Øverste del av dette sandlaget består av fragmenter fra marine (bunn)dyr.

Topografien bestemmer miljøet på ulike måter; strømmene styres av den, kanaler og raviner kan ofte være viktige transportåre for sedimenter og organisk materiale til dyphav der det

ofte er begrenset mattilgang. I områdene utenfor Nordland og Troms ligger kontinentalskråningen svært nært land og blottlegger bratte stup helt ned til 3000 meters dyp i Norskehavet. Dyphavet er avhengig av næringstilførselen fra produksjonen på sokkelen flere hundre meter opp i vannet. Det foregår en jevn transport av organisk materialer utenfor skråningen. Likeledes gjør strømmer at næring, i form av detritus, når ned i dypet, der det normalt ikke ville vært stor næringstilførsel. Forutsetningene for dyrelivet i de store gjelene, (canyons) som det finnes et titalls av utenfor kysten av Lofoten og Vesterålen, er i en stor grad et resultat av denne næringstransporten (Buhl-Mortensen et al. 2010a).

Biologisk produksjon og betydning - økosystem

Havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen er svært næringsrike og derfor også svært produktive. Klima, havstrømmene og havbunnens topografi med den spesielt smale sokkelen, er hovedårsakene til dette. Kystlinjens utforming resulterer i områder der vannmasser står i en kontinuerlig sirkulasjon (retensjon) i virvler, evjer og poller heller enn å raskt føres nordover. Det oppstår derfor spesielt gode forutsetninger for en høy biologisk produksjon. Det er flere årsaker til en høy planteplanktonproduksjon her; det næringsrike vannet føres opp til den produktive, øvre delen av vannsøylen og holdes der, samt at produksjonen er tilnærmet døgnkontinuerlig i sommermånedene. En høy produksjon av planteplankton (primærproduksjon) er grunnlaget for en høy bestand av dyreplankton som er essensiell for den videre produksjonen i næringskjeden. Den smale sokkelen gir mange opphopningsområder for næring, beite og høsting av de marine ressursene. Her finnes det en spesiell høy tetthet av fiskelarver fra noen av verdens største fiskeforekomster i Barentshavet og Norskehavet, og det som skjer her har store konsekvenser for disse økosystemene (Havforskningsinstituttets temasider, juli 2012).

Den geografiske posisjonen utredningsområdet har i forhold til Norskehavet og Barentshavet, samt den høye produktiviteten, gjør at dette er det viktigste gyte- og overvintringsområdet langs Norskekysten. Her gyter arter som torsk, sei og hyse i perioden februar og mai, mens silda har Røst som nordligste gyteplass. Verdens største bestand av torsk; den nordøstarktiske torsken, gyter utenfor Lofoten og Vesterålen, og bestanden av gytemoden torsk (skrei) er på et historisk høyt nivå (Havforskningsinstituttets temasider, august 2012). For mange av de overnevnte arter fungerer de nordgående strømmene som transportåre for fiskeegg og -larver som fører dem til områdene i Barentshavet der de har sin oppvekst. De sterke strømmene gir også grunnlaget for en variert bunnfauna; strømmene bringer næring til filterfødende organismer som koraller, svamper og skjell.

Det foregår en stor fiskeriaktivitet i utredningsområdet. En stor del av denne aktiviteten er sesongbasert kystnært fiske. I 2010 ble det totalt landet fangster i Lofoten, Vesterålen og Senja med et volum på 370 000 tonn, for en samlet verdi på 2249 millioner kroner (Busch et al. 2012). Det er store sesongsvingninger i fiskeriaktiviteten i disse områdene og det er størst aktivitet i tidsperioden fra januar til april.

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.

Planteplankton finnes i store mengder i vannsøylen og utgjør den viktigste primærproduksjonen på de store åpne havområdene. Primærproduksjon er oppbygging av organisk materiale basert på uorganiske næringssalter som nitrogen og fosfat, karbondioksid

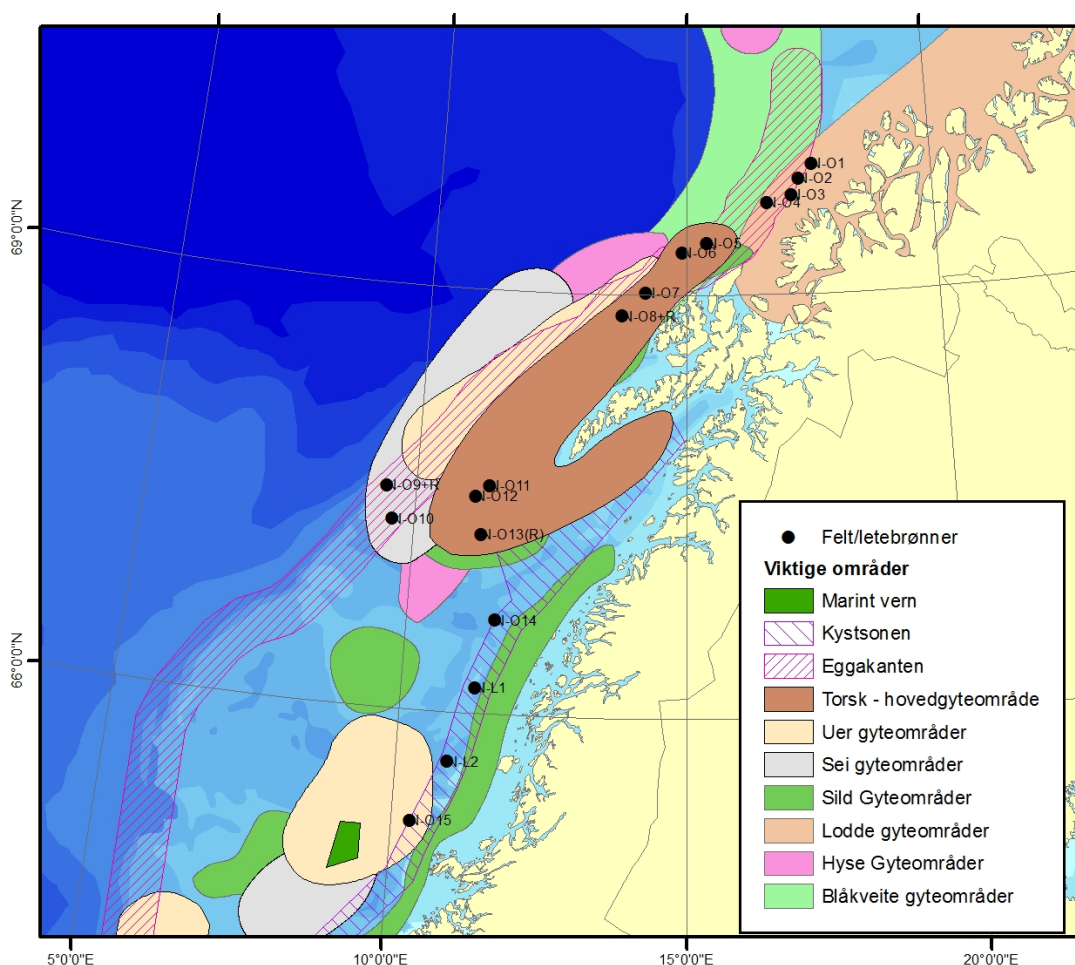
og sollys gjennom fotosyntesen. Disse mikroalgene er avhengig av stabilitet i vannsøylen; den holder algene i overflaten der deres fotosyntese utspiller seg. Nær kysten er tilførsel av kystvann en stabiliserende faktor, mens oppvarming er viktig i de åpne havområdene.

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 (*Calanus finmarchicus*). Fettrikt dyreplankton utgjør næringsgrunnlaget for fiskelarver og –yngel og for bestandene av pelagisk fisk som nordøstarktisk torsk, hyse og sild.

Pelagiske fiskeslag som nevnt over, har Lofoten som gyteområde på våren og på sommeren er området oppvekst- og beiteområde (figur 5.2). Dette er de viktigste gyteområdene for verdens største bestand av nordøstarktisk torsk (skrei). Hyse og norsk vårgytende sild hører også til her i visse livsstadier. Andre arter som gyter i utredningsområdet er blåkkeite, uer og rognkjeks, lodde, sild og uer (Aglen et al. 2012). Sårbarheten for fisk er høyest under gytevandring, selve gytingen og under egg- og larve stadiet (Olsen og Auran, 2008).

Røst, Værøy og Bleiksøy har store hekkekolonier av *sjøfugl* som lomvi og lunde. Røst har den mest tallrike hekkebestanden av sjøfugl i fastlands-Norge og lundebestanden er spesielt stor. Andre sjøfuglarter er teist, ærfugl, havhest, havsvale, krykkje, alke og skarv (www.seapop.no).

En rekke *sjøpattedyr* beiter og overvintrer i områdene rundt Lofoten, mens spermasettthvalen og vågehvalen beiter utenfor Bleiksdjupet og Andøya. Et titalls andre hvalarter som spekkhogger, grindhval, spermhval og finnhval observeres jevnlig både i Vestfjorden og i utredningsområdet (Direktoratet for naturforvaltning, august 2012). Langs hele kysten finnes nise og selartene kystsel, havert og steinkobbe. Kysten rundt Lofoten er beite- og vandringsområder for disse selartene (von Quillfeldt et al., 2010).



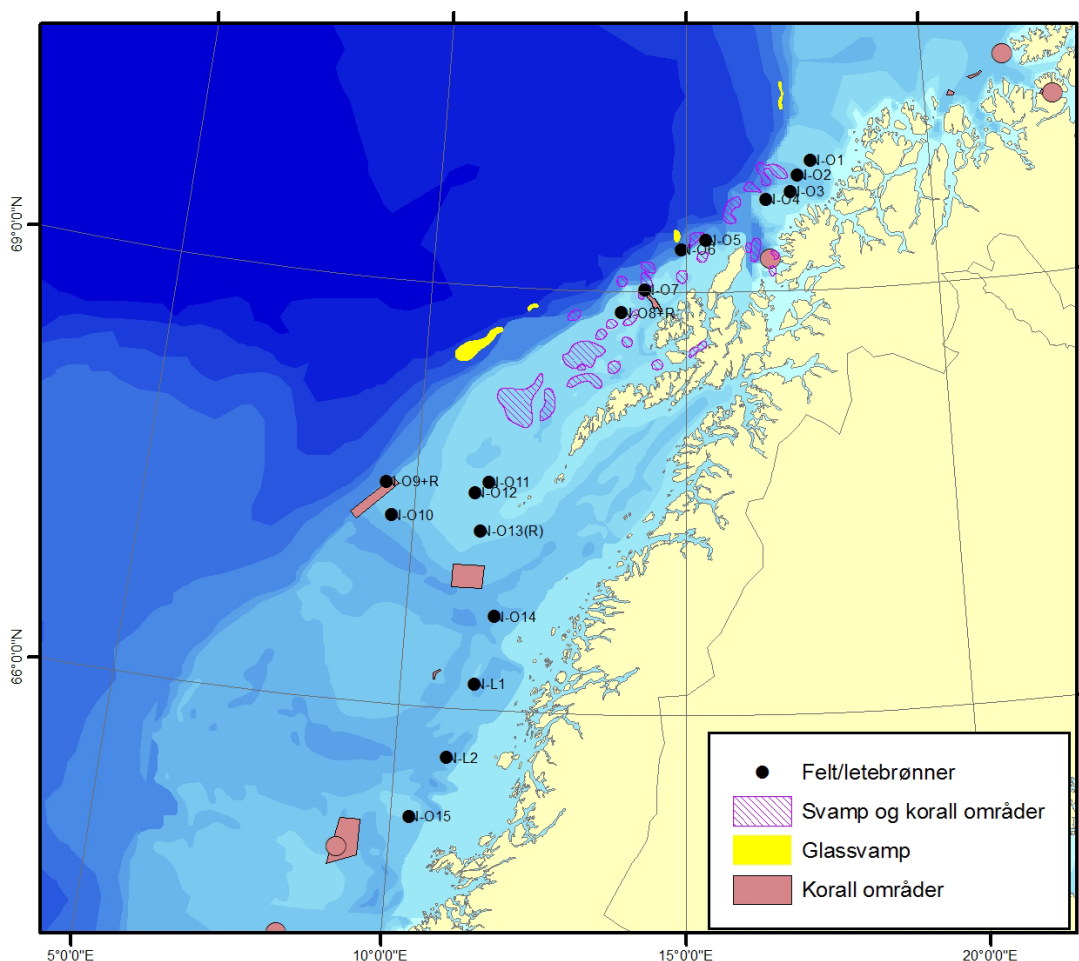
Figur 5.2. Viktige gyteområder i utredningsområdet, inkludert mulige petroleumsinstallasjoner (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning, Havforskningsinstituttet og www.mareano.no).

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. Områdene utenfor Lofoten og Vesterålen er spesielt artsrike. Dette gjelder særlig de kystnære områder og øvre del av kontinentalskråningen. Disse artsrike bunnsamfunnene kan bestå av en rekke ulike organismetyper som skjell og krepsdyr, mosdyr, bløtdyr, sekkedyr, anemoner, koraller og svamper. I MAREANOs forskningsundersøkelser av bunnprøver tatt med grabb utenfor Lofoten og Vesterålen ser man at det er børstemark som dominerer av bentisk fauna med hensyn på individfordeling (Buhl-Mortensen et al. 2010a). Børstemark har vært det dominerende bunnfaunaelementet for tolkning av mulige effekter fra industriell virksomhet (Myhre et al. 2006).

Korallene danner naturtyper som korallrev, korallgrusbunn og korallskog. Korallrevne kan være svært gamle og vokser sakte. *Lophelia pertusa*, den steinkorallen korallrevne i Norge er dannet av, vokser normalt ikke mer enn 10 millimeter per år. Kaldtvannskorallene i Norskehavet er stort sett å finne på 200-500 meters dyp. Disse korallrevne kan bli opp mot 35 meter høye og utgjøre store komplekse romlige strukturer som danner et utall

mikrohabitat for pelagiske og bentiske arter. Opp mot 800 forskjellige arter er registrert i forskjellige Lopheliarev. Fiskearter som brosme, lange og uer er vanlige på revene. Røstrevet, som ble kartlagt i 2002 utenfor kysten av Lofoten, er det største dypvannskorallrevet i verden. Revet ligger på 300-400 meters dyp og måler 35 km i lengde og 2.8 km i bredde (figur 5.3). Korallrev er skjøre og kan lett ødelegges av blant annet bunntørling. Røstrevet har vært fredet siden 2002 og all bunntørling er nå forbudt i nærheten av dette korallrevet og flere andre korallrev i henhold til forskrift om utøvelse av fiske i sjøen, § 66 (Fiskeridirektoratets sider om fiske og fangst, august 2012). I renna sør for Vesterålen, ved Hola, er det kartlagt om lag 330 korallrev (Buhl-Mortensen et al. 2010a).



Figur 5.3: Sårbare naturtyper i utredningsområdet, inkludert mulige petroleumsinstallasjoner. (Kilde: Direktoratet for naturforvaltning og Havforskningsinstituttet).

Områder med mye svamp har ofte rik assosiert bunnfauna. Den økologiske betydningen er lite undersøkt men det antas at svampene har en viktig økologisk betydning for fisk og laverestående dyr (St.meld.nr.37. 2009). Svamper er på lik linje med koraller svært saktevoksende og derfor sårbare for menneskelig påvirkning (tråling, petroleum, nedslamming etc.). I havområdene utenfor Lofoten og Vesterålen finnes flere store forekomster av sårbare natursamfunn av svamper (Buhl-Mortensen et al. 2010a) (figur 5.3). Svamper er blant de organismene som er av særlig interesse med hensyn på marin bioprospektering. Flere studerte arter ser ut til å ha et effektivt forsvar mot sopp, bakterier og virus (Sabima.no).

5.2 Mulige konsekvenser av regulære utslipp

De modellerte scenarioene for regulære utslipp beskriver konsentrasjon og utbredelse av borekaks og produsert vann i utredningsområde (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 letebrønn N-O10. Ut fra de modellerte mengder, tidsintervaller og eksponeringsområder vil ikke de modellerte scenarier ha effekter av betydning på bestandsnivå. Individuer som befinner seg innenfor eksponeringsområdet kan få akutte eller kroniske eksponeringer for produsert vann eller borekaks (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 utenfor Lofoten er høyproduktive og har en betydelig biologisk produksjon. Plante- og dyreplankton vil kunne få akutt men kortvarig eksponering av produsert vann. Kunnskapen om effekter av produsert vann i høyproduktive områder er liten. Likeledes vil tidlige livsstadier av fisk være utsatt ut fra de samme kriterier nevnt over. Egg- og yngelforekomster er i tillegg sesongbasert og befinner seg i utredningsområdet i store mengder. Nødvendigheten er stor for mer dokumentasjon og forskningsbaserte modelleringer i slike høyproduktive områder. Komponenter i borekaks kan påvirke dyreplankton som vandrer opp fra sediment eller de nedre vannmassene til overliggende vannmasser. En slik antatt effekt fanges dårlig opp av eksisterende overvåkningsmetodikk (Myhre et al. 2006).

5.2.2 Fisk

På yttersiden av Lofoten er det store bestander av nordøstatlantisk torsk, hyse og sei som gyter i februar til mai. Silda har Røstbankene som sitt nordligste gyteområde. I spesielle havområder vil flere fiskearter ha overlappende gytefelt. Disse områdene er særlig sårbare for gytende fisk som er relativt stasjonær i gyteperioden og enkeltindivider vil kunne bli eksponert for produsert vann over en lengre tidsperiode. Kunnskapen om effekten av produsert vann i gytefelt er begrenset. 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 korall, svamp og bløtdyr i eksponeringsområdet vil kunne være kronisk eksponert for borekaks i leteperioden og dermed bli nedslammet og begravd. Verdens største kjente kaldtvannskorallrev befinner seg utenfor Røst og er uttalt som en særlig sårbar og verdifull naturtype. Det er lite kjent om nedslammede korallrev og svamper lar seg restituere, men svært langsom vekst gjør dem ekstra sårbare og det er sannsynlig at de ikke lar seg restituere. Fiskeegg som gytes på bunn i eksponeringsområdet vil antatt være svært utsatt for nedslamming. Det er sannsynlig at den modellerte letebrønnen L-N1 vil ha en eksponeringsareal 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 bunnsammensettingen og således 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.

5.2.4 Marine pattedyr og sjøfugl

Over et titalls hvalarter oppholder seg og beiter i dette utredningsområdet. Store deler av den norske bestanden av spekkhogger har området innenfor Lofoten som fødeområde og det er usikkert hvordan hvalene indirekte blir influert via bioakkumulering (temasider for Direktoratet for Naturforvaltning, august 2012). På lik linje med de fleste andre marine pattedyr vil også selartene i disse områdene; kystsel, som steinkobbe og havert, være utsatt for bioakkumulering.

Direkteeffekter av produsert vann på sjøfugl er lite sannsynlig. Hekkende fugl har imidlertid begrenset aksjonsradius og eventuelle miljøgifter i føde vil kunne bioakkumuleres, men neppe i et omfang som forventes å ha konsekvenser i henhold til dagens kunnskap.

5.2.5 Samlede effekter for økosystemet

De modellerte lete- og produksjonsbrønnene vil trolig ikke gi effekter på bestander i det viktige økosystemet i havområdene utenfor Lofoten, men det er en viss usikkerhet assosiert til effekter på visse nøkkelarter. De pelagiske artene som ikke har egenbevegelse; plankton, egg og yngel av fisk, er potensielt mest utsatt for produsert vann. Det er et stor behov for kunnskap om effekter av produsert vann på disse organismene i høyproduktive områder. Sårbare bentiske arter som korall og 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 borekakset 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 havområdene utenfor Lofoten 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 diskuteres mer 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 helhet.

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

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid B: Eksponerings- område C: Alvorlighetsgrad	Kommentar
Planteplankton	Store sesongsvingninger. Svært høy produksjon under våroppblomstringen.	A: 5-50 minutter B: 50 meter fra utslippspunkt 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.
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Svært høy produksjon under våroppblomstringen.	A: 5-50 minutter B: 50 meter fra utslippspunkt 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	Svært store mengder fiskeegg, fiskelarver og fiskeyngel i utredningsområdet. Tettheten av tidlige livsstadier av fisk er høyest om våren.	A: 5-50 minutter B: 50 meter fra utslippspunkt 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.
Fisk – voksne individer	Store deler av utredningsområdet er det viktigste gyteområde for nordøstarkisk torsk. Viktig gyteområde for hyse, sei, sild, uer og blåkkeite.	A: 0 – kronisk eksponering B: 50 meter fra utslippspunkt C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Gytende fisk står i ro og enkeltindivider vil kunne bli eksponert for produsert vann over en lengre tidsperiode. Individer fra stasjonære arter vil kunne eksponeres over lengre tid. Kunnskapen om effekten av produsert vann i gytefelt er begrenset.

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

Organismegruppe	Beskrivelse	A: Eksponeringstid B: Eksponerings- område C: Alvorlighetsgrad	Kommentar
Dyreplankton	Store sesongsvingninger. Svært høy produksjon under våroppblomstringen	A: 0-kronisk eksponering B: 460 m2 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 begrenset, men komponenter i borekaks kan påvirke dyreplankton som vandrer opp fra sediment eller de nedre vannmassene til overliggende vannmasser (Myhre et al. 2006).
Tidlige livsstadier av fisk	Svært store mengder fiskeegg, fiskelarver og fiskeyngel i utredningsområdet. Tettheten av tidlige livsstadier av fisk er høyest om våren.	A: 0-kronisk eksponering B: 460 m2 C: Kortvarig eksponering på et begrenset område antas å ha liten eller ingen effekt på bestandsnivå.	Fiskeegg som gytes på bunn kan være utsatt for nedslamming fra sedimenterende borekaks
Fisk – voksne individer	Viktigste gyteområde for nordøstarkisk torsk. Viktig gyteområde for hyse, sei, sild, uer og blåkveite.	A: 0-kronisk eksponering B: 460 m2 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	Utredningsområdet huser verdens største kjente kaldtvannskorallrev. Flere kartlagte forekomster av svamp (MAREANO).	A: Kronisk B: 460 m2 C: Alvorlige konsekvenser (nedslamming) for svamp og koraller i det avgrensede området (Buhl-Mortensen et al. 2010a). Liten eller ingen effekt på koraller og svamp utenfor dette området.	Koraller og svamp innenfor eksponeringsområdet vil bli nedslammet og man bør søke å unngå at borekaks ødelegger sårbare bunnhabitater. Restitusjon: Korallrev: uopprettelig skade på eksisterende rev innenfor influensområdet. Svamp: ukjent.

6 Regulære utslipp fra petroleumsvirksomhet i forhold til totalbelastningen i utredningsområdet

6.1 Ytre påvirkning og total belastning Norskehavet

6.1.1 Overordnet miljøtilstand i havområdene i utredningsområdet.

Miljøtilstand, ytre påvirkning og total belastning

I følge forvaltningsplanen for Norskehavet og forvaltningsplanen for Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, er tilstanden til økosystemet i havområdene i utredningsområdet god og forurensningsnivåene lave. Disse havområdene har store fiskebestander som er i god forfatning. Unntakene er likevel tilstede; det er observert betydelig bestandsnedgang hos flere arter av sjøfugl; ett eksempel er lundebestanden på Røst som ble redusert fra 1,5 millioner hekkende par på slutten av 1970-tallet til 383 000 par i 2002, men som har hatt moderat oppgang etter dette (seapop.no). Mengden av dyreplankton har avtatt de siste tre år, mens det er ikke noen klar trend for planteplankton. Som en endring fra 2005 til 2009 ser man at det er en redusert menneskelig påvirkning på fiskebestander og bunndyr. Korallrev har blitt vernet mot bunntråling, mens andre miljøtyper og arter fortsatt blir utsatt for bunntråling. 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 SEAPOPOP-programmet har kunnskapen om sjøfugl blitt markant bedret. Økt petroleumsaktivitet, i form av seismikk, i havområdene utenfor Lofoten har resultert i midlertidig skremming av fisk i nærområdet til de seismiske undersøkelsene. Hvorvidt dette gir langvarige effekter er ikke dokumentert.

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 områder* (SVO) (St.meld. nr. 8, 2005-2006). Dette er områder med næringsrikt havvann, høy primærproduksjon, gyte- og gytevandingsområder 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.

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 imidlertid trender for de siste 30 årene at høyere temperaturer er registrert og at flere varmekjære arter som makrell og taskekrabbe inntar kysten rundt Lofoten (Havforskningsinstituttets temasider, august 2012). 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 Lofoten-området (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. Se tabell 6.1.

Tabell 6.1: De åtte tilførselsveiene/ kildene beskrevet i Tilførselsprogrammet (Green N. W. 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 for miljøpåvirkende stoffer for havområdene utenfor Lofoten (Region VII).

Hovedinntrykket av resultatene fra tilførselsprogrammet er at det er relativt små tilførsler av de fleste miljøfarlige stoffene til forvaltningsområde Norskehavet og forvaltningsområdet Barentshavet og Lofoten. Dette skyldes at tilførslene er små i forhold til 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 havområdene i utredningsområdet er minimale og tilførsel av olje (THC) kommer kun fra skip. Oversikt over hovedkilder for tilførsler av miljøgifter og olje fra de mest betydningsfulle tilførsler for området er samlet i tabell 6.1 mens modellerte tall fra Tilførselsprogrammet for Barentshavet-Lofoten fra tilførsler i utredningsområdet er samlet i tabell 6.2

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 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 gjennomført kunne det ikke beregnes tilførsler med havstrømmer i Lofoten-området fordi den marine modellen bare dekket to regioner av Barentshavet.

Tilførsler fra land

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 virksomhet i nærhet til forvaltningsplanområdet. RID-programmet og opplysninger fra Klif gir et relativt godt grunnlag for beregninger av tilførsel av forurensende stoffer fra land og offshoreinstallasjoner.

Tilførsler fra 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 (Green et al. 2012). Disse data er benyttet i tilførselsprogrammet. Olje har størst tilførsel via skipstrafikk i de nordlige regionene (Region VIII og X). Det er i dag tillatt å slippe ut noe oljeholdig lensevann samt rester av oljeholdig vaskevann. Dette er den største *lovlige* kilden til oljeutslipp fra skipstrafikken. 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. Oftest langtransportert forurensning og da tørravsetninger fra luft av PCB og PAH; som har langt større avsetning enn tidligere beregnet. 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. Luft er den største tilførselskilden til PCB i Region VIII-XI. PAH tilføres også via langtransporterte luftstrømmer. I 2009 ble et nytt observatorium etablert på Andøya for å overvåke atmosfæriske tilførsler, som en del av tilførselsprogrammet. På Andøyaobservatoriet var de følgende parametre 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). Nedfall fra luft er den største kilde for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly, krom og kadmium. De fleste tilførsler av radioaktive stoffer som ^{90}Sr og $^{239+240}\text{Pu}$ er et resultat av atmosfæriske avsetninger.

Kunnskapsmangler

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. 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 estimater.

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

Stoff	Luft	Havstrømmer	Skip	Benevning
Kvikksølv	392000			kg/år per 1000 km ²
Bly	47100			kg/år per 1000 km ²
Kadmium	4900			kg/år per 1000 km ²
Krom	28200			kg/år per 1000 km ²
Arsen	8000			kg/år per 1000 km ²
Tot PCB	188	176		kg/år per 1000 km ²
Tot PAH	110000	1737		kg/år per 1000 km ²
Olje (THC)			232000	kg/år per 1000 km ²
Sr-90	27.95			TBq/år per 1000 km ²
Pu-239+240	509.3			GBq/år per 1000 km ²

Miljøindikatorer

Tilførselsprogrammet har analysert *torsk og sedimenter* for miljøgifter. Torsk var relevant å bruke som miljøindikator da denne arten 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 av havet har vært over tid (nedbrytning, presipitering og 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 (Green et al. 2012).

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 Norskehavet. 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, men der det finnes data ser man at konsentrasjoner av PCB og pesticider i sedimenter ble målt til tilstandsklasse I (bakgrunnsverdier) ved alle målestasjoner.

6.1.3 Status klimaendring, havforsuring og fiskeri

Klimaendring

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. Det innstrømmende atlantehavsvannet langs kontinentalskråningen er varmere enn normalt, med omtrent 0,3-0,4°C over langtidsmiddelet. Innstrømming av atlantehavsvann er en grunnleggende faktor for Norskehavets økologiske utvikling (Aglen et al. 2012). Komplekse sammenhenger og et utilstrekkelig kunnskapsnivå gjør det vanskelig å forutsi med sikkerhet hva konsekvensene av klimaendringer vil være.

Miljøgifter og havforsuring

Norskehavet og havområdene utenfor Lofoten har generelt et lavt forurensningsnivå. (se kapittel 6.1.2). Langtidsmålinger indikerer at nivåer av regulerte miljøgifter er noe nedadgående, mens nye miljøgifter som det er lite overvåkning på, stadig blir introdusert (von Quillfeldt et al. 2010).

Havområdene i utredningsområdet er på lik linje med hele Norskekysten utsatt for en økt havforsuring. Forsuring av havet er et økende og potensielt 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, august 2012). Kaldt havvann kan løse opp mer CO₂ enn varmere vann og opptrer derfor mindre overmettet enn varmt havvann for de vanligste formene av kalsiumkarbonat. Økningen av CO₂ er dels knyttet til den nordatlantiske strømmen, hvilket betyr at mye av karbonøkningen kan komme fra sør og føres inn i utredningsområdet. Virkningen av dette kan bli at tempererte arter kan bli mer utsatt for forsuring. Det er få studier på biologisk respons på havforsurning rettet mot flerbstands- og økosystemrespons på forsuring (von Quillfeldt et al. 2010).

Fiskeri

Fiskerienes høsting av den biologiske produksjonen er en stor menneskelig påvirkning på økosystemet i havområdene utenfor Lofoten. Til tross for en markant nedgang i dyreplanktonproduksjon har det ikke vært observert sterke negative effekter på

populasjonstilveksten av pelagisk fisk (Aglen et al. 2012). Det totale volumet av fisk landet i Lofoten, Vesterålen og Senja i 2010 var på 370 000 tonn. Av dette var 181 000 tonn fangster tatt i de nære havområdene. De største fiskeriene i disse områdene er etter nordøstarktisk torsk (skrei) og det ble i 2011 landet 86 000 tonn i de nære havområdene (Busch et al. 2012). Det er også landet betydelige fangster av sild, sei og hyse. Bestandene av sild og kolmule er nedadgående som et resultat av svakere rekruttering, mens bestandene av dypvannsfisk som blåkveite, snabeluer, lange og brosme viser indikasjoner på en svak økning (Aglen et al. 2012). Bunntråling er en stor menneskelig påvirkning som har gjort betydelig mekanisk skade på havbunn og korallrev. Det største kjente kaldtvannskorallrevet, Røstrevet har blitt påført stor skade som følge av bunntråling, men all bunntråling er nå forbudt i nærheten av dette korallrevet og flere andre korallrev (Fiskeridirektoratets sider om fiske og fangst, august 2012).

6.2 Vurderinger total belastning av ytre påvirkning

Havområdene utenfor Lofoten er svært produktive og har lave nivåer av miljøpåvirkende stoffer. 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 (se Tabell 6.1).

En tilleggsbelastning fra den tenkte utbyggingen vil sannsynligvis ikke utgjøre en betydelig økning i menneskelige tilførsler av olje 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 også 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 forutsatt at man tar hensyn til sårbare naturtyper på havbunnen. Korallrev er allerede utsatt for sterk menneskelig påvirkning gjennom trål-aktivitet og en tilleggsbelastning i form av nedslamming fra boreutslipp vil utgjøre en negativ påvirkning nær utslippsstedet

I framtiden må man anta at skipstrafikken i havområdene utenfor Lofoten vil øke, klimaendringer vil få stadig større effekt 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 et al. 2010). Tilleggsbelastning som følge av regulære utslipp fra den skisserte utbyggingen (kapittel 4), vil sannsynligvis være lite, men det kan ikke utelukkes at en større utbygging og tilleggsaktiviteten som følger med denne, vil kunne utgjøre vesentlige bidrag til totalbelastningen i området.

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 Barentshavet-Lofoten har man imidlertid valgt å gå bort fra dette kravet og man vil stille de samme kravene til petroleumsvirksomhet i Barentshavet – Lofoten som på resten av norsk sokkel (St.meld. nr 10, 2010-2011). Det oppdaterte forvaltningsplanen slår likevel fast en rekke prinsipper for petroleumsvirksomheten i området og to av disse er:

”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.”

”Aktiviteter i særlig verdifulle og sårbare områder skal foregå på en måte som ikke truer områdenes økologiske funksjoner eller biologisk mangfold. Skade på marine naturtyper som anses som truete eller sårbare, skal unngås. I marine naturtyper som er særlig viktige for økosystemenes funksjon, struktur, produktivitet og dynamikk, skal aktiviteter foregå på en slik måte at alle økologiske funksjoner opprettholdes.”

Store deler av utredningsområdet er et særlig verdifullt og sårbart område og følgelig skal en eventuell petroleumsvirksomhet i dette området ikke true områdenes økologiske funksjoner eller biologiske mangfold. 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, effekter av regulære utslipp i gyteområder og erfaringer med kystnær petroleumsvirksomhet, er det grunn til å vise stor aktsomhet og anvende føre-var prinsippet.

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 (tabell 7.1), men det advares mot uttesting av ny teknologi i et sårbart område. Det må gjøres en grundig kartlegging av havbunnen, slik at man sikrer at borekaks ikke dekker til sårbare naturtyper som korallrev og svampområder.

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

Borevæske og –kaks med oljerester må reinjiseres, eller renses for oljerester (tabell 7.1). Det vurderes derimot lite hensiktsmessig å transportere borekaks uten oljevedheng til landdeponier, slik det er skissert i ”Utredning av konsekvenser av helårlig

petroleumsvirksomhet i området Barentshavet-Lofoten” (OED, 2003). 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. I de skisserte scenariene vil arealet med kaksdybde >10mm for det største borehullet utgjøre et areal på 460 m² (kapittel 4). Forutsatt at deponiene legges på steder uten sårbare naturtyper, vurderes dette å ikke medføre miljøskade av betydning.

7.1.4 Produksjonsfase

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

For det tenkte mottaksanlegget på land (kapittel 4) forutsettes det at produsert vann renses og at det ikke slippes ut oljerester og kjemikalier til vann. Utslipp av kjølevann bør gjøres i områder der den potensielle skadeeffekten av temperaturendringer er minst mulig.

7.2 Tidsmessige begrensninger

Utredningsområdet er preget av sterke sesongsvingninger, der produksjonen av plankton og mengden av tidlige livsstadier av fisk er svært stor gjennom vår- og sommermånedene. For kystsonen bør det derfor vurderes å unngå boring i perioden 1. mars til 31. august i oljeførende lag, slik det er gjort for området mellom 35 km og 65 km i kystsonen i Troms og Finnmark (St.meld. nr. 8, 2010-2011). En bør også vurdere eventuelle andre tiltak for å redusere risikoen av irregulære utslipp av produsert vann i de mest sårbare periodene.

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

Teknologi	Beskrivelse	Fordeler / 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 reinjiseres. 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.
Tynnhullsboring	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 toppsedimenter.	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 transporteres 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 toksisiteten 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 rensket 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 Forskjellige teknologier (PECT filter eller Mares Tail) er beskrevet som øker dråpestørrelsen i forkant av Hydrosyklonen.	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 rensesutstyr.	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 forenes 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 polymer extraction)	MPPE fjerner flyktige, oppløste og 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.	
Potensielle 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.

7.3 Særskilt overvåkning

Den regionale sedimentovervåkingen gjennomføres hvert tredje år i regioner der det foregår utvinning. Også vannsøyle (tilstandsovervåking og/eller effektovervåking) finner sted hver tredje år. Det kan finnes argumenter for et strengere overvåkingsregime i dette området, men sett i lyset av konklusjonene i kapittel 4.7 synes dette kun å bli berettiget ved et betydelig høyere aktivitetsnivå enn det som fremtidsbildene omfatter. Det bør likevel vurderes å designes et overvåkningsprogram for området som settes i gang i god tid før eventuell petroleumsvirksomhet (en felles, større grunnlagsundersøkelse etter evt vedtak om åpning). Med en bredt anlagt grunnlagsundersøkelse og et godt designet program vil man kunne etablere baseline tilstand for sentrale indikatorarter som vil kunne følges opp med jevnlig overvåkning på lik linje som på resten av sokkelen. I et slikt overvåkningsprogram bør det rettes et spesielt fokus på plankton og tidlige livsstadier hos fisk, som er grunnlaget for resten av næringskjeden.

Det pågår forskningsaktivitet for å etablere gode sanntidsovervåkningsmetoder. Her inngår fysiske, hydrografiske og kjemiske målinger, der resultatene kan overføres i sanntid til overvåkningsstasjoner på land. Videre kan overvåkning ved hjelp av levende organismer være gode indikatorer på forhøyede nivåer av miljøfremmende stoffer. Også kameraoverføringer fra havbunn og fra utslippsområdet kan være hensiktsmessig. Sanntidsovervåkingen bør settes i gang i god tid før eventuell petroleumsaktivitet tar til for å kartlegge baseline-nivåer av aktuelle parametere.

7.4 Avdekke kunnskapsmangler

Kunnskapsmangler i forhold til effekter av regulære utslipp er omtalt i kapittel 3.5. Det er en betydelig utfordring at vi står uten sikker kunnskap i forhold til langtidsvirkninger av regulære utslipp og lite erfaring knyttet til petroleumsvirksomhet i høyproduktive områder og i kystnære områder. Ved en eventuell petroleumsvirksomhet i dette området, bør det derfor settes av betydelige 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 forskningsprosjektet SYMBIOSES (Carroll og Smit, 2011) forsøker man å utvikle komplekse modeller som skal kunne gi bedre kunnskap om mulige langtidsvirkninger i et økosystemperspektiv. Videre bør det gjennomføres feltstudier for å forsøke å avdekke mulige virkninger på plankton, tidlige livsstadier av fisk, gytefisk, marine pattedyr og sjøfugl.

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.
- 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.
- 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., Green, N.W., Haugen, I., Kvalvågnes, K. & Pedersen, A., (1984). Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981 - 1983. NIVA Rapport, L-1602. 166 s.
- 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. Oreld, 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. Svoldal (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
- 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. Skarphéðinsdóttir 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. Farmen 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. Svardal (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. Svardal, 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.
- 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 (2012). www.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
- 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.
- 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. Interessese konflikter 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, Singaas 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.
- Trannum, H.C., Pettersen, A., Oug, E. (2004) Grunnlagsundersøkelse på Snøhvit og Område C i Barentshavet, 2003, Akvaplan-niva. Rapport APN-411.2785-1
- Trannum 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., Vögele, 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 Polarisntituttet, 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
- 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

