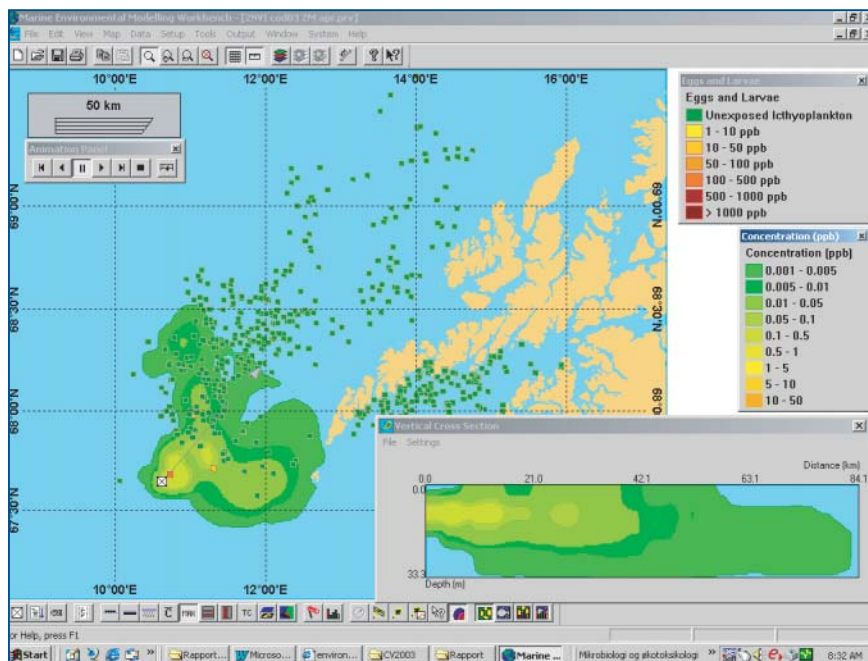


RAPPORT



Spredning og deponering av kaks og slam.

Spredning av produsert vann med doser på organismer.

Spredning av radioaktivitet.

OED studie 5a og 5b - utredning Lofoten-Barentshavet.

Henrik Rye, Trond Nordtug, Kjell Skognes

SINTEF Kjemi
Marin Miljøteknologi

Juli 2003

www.sintef.no

**SINTEF Kjemi**

Postadresse: 7465 Trondheim
Besøksadresse: S.P. Andersens vei 15A
Telefon: 73 59 20 80 / 12 12
Telefaks: 73 59 70 51

Foretaksregisteret: NO 948 007 029 MVA

SINTEF RAPPORT

TITTEL

**Spredning og deponering av kaks og slam.
Spredning av produsert vann med doser på organismer.
Spredning av radioaktivitet.
OED studie 5a og 5b – utredning Lofoten-Barentshavet.**

FORFATTER(E)

Henrik Rye, Trond Nordtug, Kjell Skognes

OPPDRAAGSGIVER(E)

OED

RAPPORTNR. STF66 F03027	GRADERING Fortrolig	OPPDRAAGSGIVERS REF. Steinar Nesse	
GRADER. DENNE SIDE Fortrolig	ISBN	PROSJEKTNR. 661434	ANTALL SIDER OG BILAG 104
ELEKTRONISK ARKIVKODE OED_RAPPORT KAKS-SLAM-PRODUSERT-VANN-FINAL.doc		PROSJEKTLÉDER (NAVN, SIGN.) Henrik Rye	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Øistein Johansen
ARKIVKODE	DATO 2003-07-04	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Tore Aunaas, forskningssjef	

SAMMENDRAG

I regi av OED gjennomføres en vurdering av mulige konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet. Man ønsker å undersøke muligheten for og å legge forholdene til rette for dette, uten at dette går på bekostning av annen virksomhet og naturmiljøet.

Beregninger av drift, spredning og deponering av borekaks og boreslam ved driftsavvik er utført ved SINTEFs ParTrack-modell for tre utvalgte lokaliteter.

Beregninger av drift og spredning av produsert vann med doser på marine organismer er utført ved SINTEFs DREAM-modell for tre utvalgte lokaliteter.

Det er også foretatt vurderinger av utslipp av radioaktive komponenter.

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Miljø	Environment
GRUPPE 2	Olje	Oil
EGENVALGTE	Boreslam og borekaks	Mud and cuttings
	Produsert vann	Produced water
	Drift og spredning	Drift and spreading

INNHALDSFORTEGNELSE

1	Innledning	4
2	Utgangspunkt for vurderingene.	5
2.1	Generelt	5
2.2	Utslipp av kaks/slam	5
2.3	Utslipp av produsert vann	9
3	ParTrack modell for beregning av spredning av kaks og slam.....	11
3.1	Innledning.....	11
3.2	Partikkelsammensetning av borekaks og borevæske	12
3.3	Strøm- og hydrografi-forhold.....	12
4	DREAM modell for beregning av spredning av produsert vann	16
5	Utslipp av kaks og slam, beregningsresultater.....	18
5.1	ParTrack-beregninger for stigerørs- og borevæske-utslipp	18
5.2	Beregning av utslipp fra topphulls-seksjon	23
6	DREAM spredningsberegninger for produsert vann.....	27
6.1	Lokalisering av utslipp	27
6.2	Simuleringer med DREAM.....	28
6.3	Utslippsscenario -Utslipp av produsert vann	28
6.3.1	Beregning av eksponering av fiskelarver.....	30
6.3.2	Gytefelt.	30
6.4	Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering	31
6.4.1	Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering Nordland VI.....	31
6.4.2	Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering Nordland VII.	34
6.4.3	Konsentrasjonsfelt og eksponering av fiskelarver Troms I.	36
6.4.4	Sammenligning av utslippslokalitetene	38
6.5	Effekter av produsertvannutslipp fra Nordland VI, Nordland VII og Troms I.....	39
6.5.1	Effekt av naturlige komponenter av produsertvann generelt.....	39
6.5.2	Giftighet	39
6.5.3	Skjebben til utslippskomponentene	40
6.5.4	Akutteffekter og langtidseffekter.....	40
6.5.5	Beregninger av miljørisiko	40
6.5.6	Metaller i utslippet.....	41
6.5.7	Organiske komponenter i utslippet	43
6.5.8	Risikoberegninger for hele utslippet.....	47
6.5.9	Konklusjon: Skadepotensiale ved utslipp av produsertvann.	51
6.6	Ordliste	51
7	Utslipp av radioaktivitet.....	52
7.1	Om radioaktivitet.....	52
7.2	Innhold i produsert vann	53
7.3	Bakgrunnsverdier i sjøvann.....	54
7.4	Beregninger med DREAM modellen.....	55
7.5	Resultater.....	56
8	Andre utslipp.....	62
8.1	Fortrengningsvann.....	62
8.2	Drenasjevann.....	62
8.3	Kjølevann	63

8.4	Utslipp ved klargjøring av rørledninger	63
8.5	Utslipp ved testing av BOP	64
9	Avbøtende tiltak	65
10	Identifisering av kunnskapshull	66
10.1	Koraller og spredning av partikulært materiale.....	66
10.2	Innhold av C8-C9 alkylerte fenoler i dispergert olje/produsert vann.....	67
10.3	Radioaktivitet i produsert vann	68
10.4	Andre forskningsoppgaver	68
11	Konklusjoner	69
12	Referanser	71
VEDLEGG V1	Figurer kaks/slam Nordland VI.....	75
VEDLEGG V2	Figurer kaks/slam Troms II.....	78
VEDLEGG V3	Figurer kaks/slam Bjørnøya Vest.....	81
VEDLEGG V4	Konsentrasjonsfelt av produsert vannutslipp: Enkeltkomponenter.	84

1 Innledning

I regi av OED gjennomføres en vurdering av mulige konsekvenser av helårig petroleumsvirksomhet i området Lofoten - Barentshavet. Man ønsker å undersøke muligheten for og å legge forholdene til rette for dette, uten at dette går på bekostning av annen virksomhet og naturmiljøet.

SINTEF er blitt anmodet av OED om å gjennomføre en tematisk studie innenfor området “konsekvenser av operasjonelle utslipp” som en del av dette utredningsarbeidet.

Som grunnlag for dette arbeidet er lagt en forutsetning om “null utslipp” ved normal drift. Operasjonelle utslipp er således representert ved utslipp knyttet til normal driftsregularitet, dvs. ved oppstart og ved nedetid av enkelte systemer.

Det er også sett på utslipp knyttet til driftsavvik. Utslipp ved oljesøl eller ved blow-out (utblåsning) er imidlertid dekket av andre utredninger (uhellsutslipp).

Denne rapporten beskriver resultater og mulige konsekvenser av utslipp av produsert vann for 3 forskjellige lokaliteter, inklusive beregninger av doser på egg/larver med modell *DREAM*. Dessuten er foretatt beregninger av utslipp av kaks/slam ved driftsavvik for 3 forskjellige lokaliteter ved hjelp av modell *ParTrack*.

2 Utgangspunkt for vurderingene.

2.1 Generelt

Scenariene som er betraktet i denne rapporten baserer seg på at nye utbygginger i området har “null utslipp til sjø”, og er dessuten tilpasset en “konfliktfri sameksistens” med fiskerinæringen. OLF har på denne bakgrunn foretatt en scenariebeskrivelse for de operasjonelle utslipp til sjø. Beskrivelsene baserer seg på at det gjennomføres:

- Re-injeksjon av produsert vann med høyest mulig driftsregularitet
- Rensing av produsert vann ved utslipp utenom re-injeksjon
- Re-injeksjon eller ilandføring av borekaks og borevæske, dersom ikke andre løsninger viser seg å være miljø- og sikkerhetsmessig bedre
- Brønnoperasjoner uten utslipp til sjø.

For vurderingene i Lofoten- Barentshavet området er valgt olje- og kondensat-typer som forventes å være representative for området.

Noen utslipp kan det uansett være vanskelig å unngå. Eksempler på dette vil være utslipp av kaks/boreslam ved boring av det øverste hullseksjon av et borehull. Årsaken er at før riser (stigerør) er installert i borehullet må utslippet fra boring føres direkte ut til sjøbunnen, dersom det ikke er etablert noe oppsamlingssystem for denne type utslipp.

Et annet eksempel er utslipp av produsert vann ved nedetid for re-injeksjonsanlegget.

Noen utslipp vil også finne sted ved driftsavvik. Eksempler på slike vil være når brønn for re-injeksjon ikke fungerer og det må bores en ny injeksjonsbrønn. Andre eksempler vil være uønsket utslipp av boreslam fra rigg (eksempelvis når værforholdene gjør det umulig/uansvarlig å losse avfall over på supply fartøy for transport til land) eller ved uhellsutslipp av kaks/slam i riser (ved eksempelvis ikke planlagt frakobling fra borestedet). Ved ugunstige værforhold kan også stansing av boring være aktuelt for å unngå utslipp.

2.2 Utslipp av kaks/slam

Det er antatt at under normale omstendigheter kan samtlige brønner bores i området med vannbasert borevæske. Topp hullseksjonen (dvs. den boreseksjonen som ligger nærmest sjøbunnen, normalt boret med en diameter på 36”) bores uten at utboret kaks (masse fra borehullet) og boreslam føres til rigg. Dette utslippet føres således fra borehullet og direkte ut på sjøbunnen. Det anføres at det også kan være aktuelt med boringer med mindre tverrsnitt enn 36”, noe som vil redusere utslippsmengdene.

For alle andre boreseksjoner antas at utboret masse (kaks) og brukt boreslam føres til rigg og ikke slippes ut til sjø.

Det er også vurdert utslipp av borekaks/slam ved driftsavvik. To slike situasjoner er vurdert:

- Utslipp av inntil 100 m³ vannbasert borevæske, primært ved midlertidig stopp i re-injeksjon eller ilandføring.
- Utslipp av et stigerørsvolum med borekaks/væske ved ikke planlagt frakobling fra borestedet.

Disse to typer utslipp samt utslipp direkte til sjøbunnen er vurdert for 3 forskjellige lokaliteter i området, Nordland VI, Troms II og Bjørnøya Vest (se figur 2.1).

Følgende antagelser er lagt til grunn for utslippsberegningene:

For utslipp direkte til sjøbunn er antatt følgende mengder/sammensetning av borekaks/slam:

Tabell 2.1. Utslipp direkte til sjøbunn ved boring av øverste hullseksjon (36" hulldiameter). Utboret lengde er 60 m. Tall er gitt av oppdragsgiver.

Utslippskomponent	Hovedkomponent	Funksjon	Mengde, tonn
Utboret masse (kaks)	stein/leire	-	94.6
Barytt	BaSO ₄	Vektstoff	40.5
Bentonitt	Bentonitt leire	Viskositet	15
Soda ash	Natrium karbonat	pH kontroll	0.075

For utslipp av 100 m³ med boreslam fra dekk på rigg er antatt følgende sammensetning:

Tabell 2.2. Sammensetning av boreslam ved utslipp fra borerigg: Utslippstallene er hentet fra referanse Statoil 7228/7-1S (Statoil, 2000), hvor verdier i tabellen er skalert opp fra et referansevolum på 87 m³ til utslippsvolumet på 100 m³ (volum av vann er ikke tatt med i tabellen).

Utslippskomponent	Mengde (tonn)
NaCl	31.724
Flowzan	0.460
MgO	0.086
NaHCO ₃	0.057
Sitronsyre	0.057
Modifisert stivelse	2.011
Barytt	14.999

Utslippsraten ved utslipp fra borerigg (batch utslipp) er basert på referanse (CHARM, 1999) og er satt til 375 m³/time. Mengden som slippes ut er 100 m³, noe som da tilsvarer en utslippsvarighet på 16 minutter.

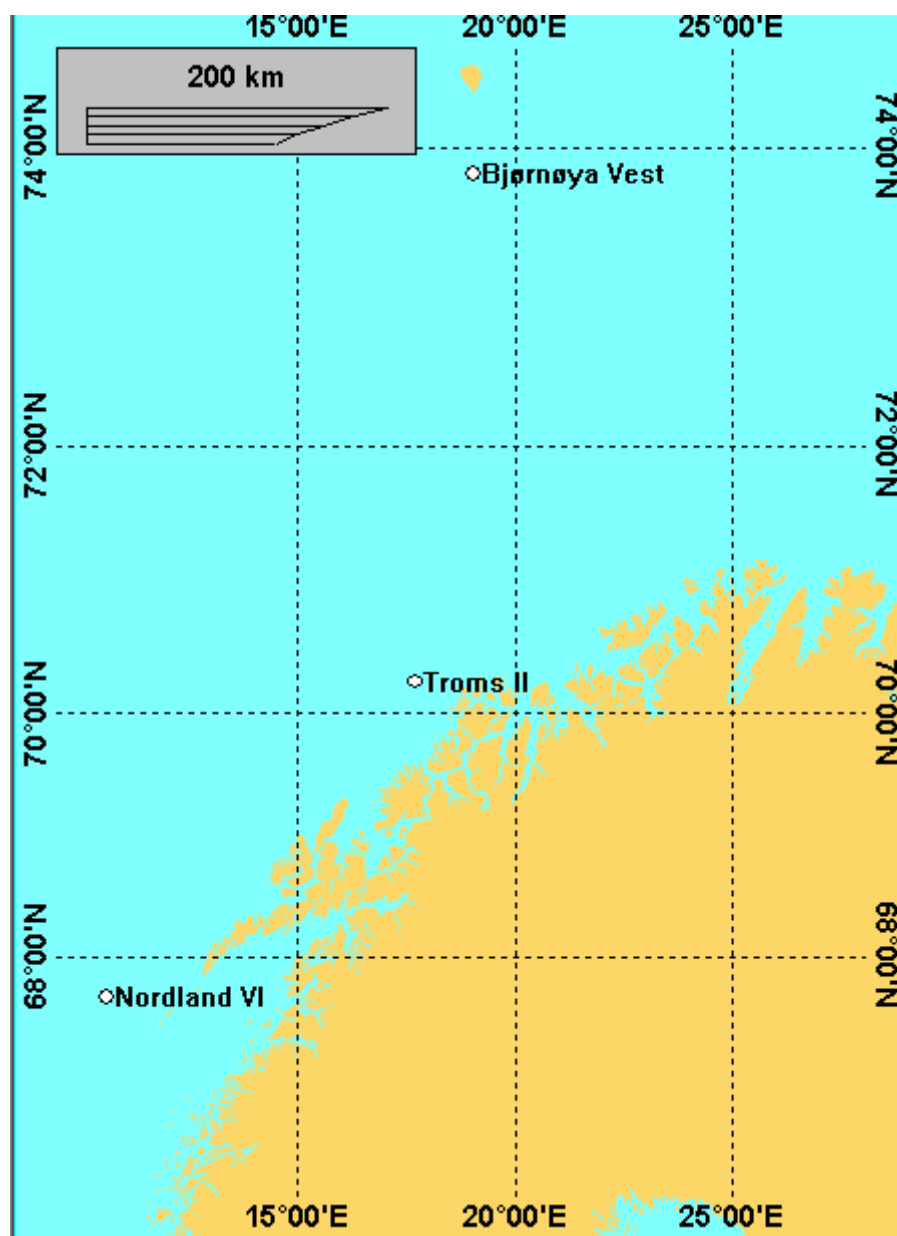
For utslipp ved brudd på riser er utslippsmengden satt til halve volumet av riser mellom sjøbunn (ved BOP = Blow Out Preventer) og ved sjøoverflate (ved rigg). Det er antatt en indre rørdiameter på 18" for riseren (stigerøret). Sammensetning av innholdet i riseren er antatt å være et typisk innhold av vannbasert kaks/slam ved boring av dypere hullseksjoner. Mengder er gitt i Tabell 2.3. For enkelhets skyld er utslippet av innholdet av riseren antatt å finne sted midt mellom sjøoverflate og utslippsdyp. Dybdene på de 3 valgte borestedene ligger i området mellom 200 og 250 m.

Tabell 2.3. Sammensetning av borekaks og boreslam ved utslipp ved brudd på riser (stigerør). Grunnlaget for utslippstallene er hentet fra referanse Statoil 7228/7-1 (Statoil, 2000), og er skalert til 100 m³ stigerørsvolum, hvor en i tillegg antar en vektandel av kaks i stigerøret på 40%. Volum av vann er ikke tatt med i tabellen.

Utslippskomponent	Mengde (tonn)
NaCl	24.107
Flowzan	0.350
MgO	0.065
NaHCO ₃	0.044
Sitronsyre	0.044
Modifisert stivelse	1.516
Barytt	11.340
Kaks	57.600

Det bør legges til at Tabellene 2.1 – 2.3 viser eksempler på sammensetning av boreslam som ble benyttet under leteboringer i Barentshavet gjennomført i 2000 – 2001. Alle de oppførte kjemikalier (bortsett fra ett) er såkalte PLONOR kjemikalier, dvs. at man ikke regner det er forbundet med noen miljørisiko å slippe disse ut til sjø (*PLONOR* = "Pose Little Or NO Risk to the environment").

Det er ikke spesifisert sammensetning på boreslammet ved de fiktive lete-/produksjons-boringene i Lofoten – Barentshavet som ligger til grunn for dette arbeidet, men industrien arbeider kontinuerlig med å forbedre miljøegenskapene til de kjemikalier som benyttes.



Figur 2.1 Kart over utslipps-posisjoner for kaks og slam.

2.3 Utslipp av produsert vann

Sammen med produksjon av olje vil også vann følge med oljestrømmen opp av produksjonshullet. Dette vannet inneholder en rekke komponenter som kan representere et potensiale for miljøskade. Eksempler på slike komponenter er :

- Tilsatte kjemikalier
- Dispergert olje
- Aromatiske forbindelser og PAH
- Fenoler og alkylerte fenoler
- Tungmetaller

Det legges opp til at dette vannet re-injiseres med en regularitet på minst 95 %. På grunn av vedlikehold vil vannet således slippes ut i 5 % av tiden. Dette tilsvarer omtrentlig 6 driftsavbrudd pr. år, hver med en varighet på ca. 3 døgn.

I denne perioden legges opp til en rensing av det produserte vannet før utslipp slik at 90 % av alkylerte fenoler og PAH forbindelser fjernes i utslippsperiodene.

Det forutsettes at teknologi som kan innfri disse rensekravene finnes tilgjengelig. Alternative metoder er vurdert og presentert (ref eget notat i prosjektet utarbeidet av OED/OLF: "Scenarier for helårig petroleumsvirksomhet i Lofoten og Barentshavet i 2005-2020"). Et eksempel på en aktuell teknologi er C-Tour prosessen, hvor (ekstrahert) kondensat tilsettes vannstrømmen for ekstrahering av blant annet alkylerte fenoler og PAH forbindelser.

I tillegg er vurdert en situasjon med driftsavvik med maksimal nedetid av reinjeksjonsanlegget på 2 måneder, en enkelt gang over feltets levetid.

Ved antatt produksjon i Lofoten-Barentshavet antas videre at de kjemikalierester som følger vannstrømmen ut i sjø vil enten være PLONOR (= *Pose Little Or NO Risk To The Environment*) kjemikalier eller kjemikalier med lav evne til bioakkumulering (lav logPow koeffisient) og med gode nedbrytningsegenskaper (større enn 20 % over 28 dager).

Sammensetningen av det produserte vannet er antatt å være som for Nornefeltet i Norskehavet. Dette oljefeltet er det nordligste oljefelt i drift i dag på norsk sokkel. Tallene er antatt å være representativt for et oljefelt i Lofoten/Barentshav-området. Tabell 2.4. viser sammensetningen av det produserte vannet på Nornefeltet i dag (målinger foretatt i 2002, data oversendt fra Statoil).

Som vist i Tabell 2.4, legges det opp til rensing av det produserte vannet ved utslipp. Den ovenfor nevnte C-Tour renseprosessen er spesielt velegnet for fjerning av tyngre PAH forbindelser i det produserte vannet (2 - 4+ ring PAH) og tyngre alkylerte fenoler (C4+ forbindelser, blant disse også C9 alkylerte fenoler), og det forventes at rensegraden vil være 90 % for de nevnte komponentene. Det forventes at teknologien vil også kunne redusere innholdet av dispergert olje i det produserte vannet ned til rundt 10 mg/l. Det er således kolonnen til høyre i Tabell 2.4 som er lagt til grunn for beregningene.

3 utslipps-steder med tilhørende utslippsmengder er vurdert. Disse er:

- Nordland VI, produsert vannmengde 7 mill. tonn pr. år

- Nordland VII, produsert vannmengde 7 mill. tonn pr. år
- Troms I, produsert vannmengde 1.3 mill. tonn/år

Utslippsmengdene er satt til totalt 5 % av disse vannvolumene, under normale driftsforhold (uten driftsavvik). Utslippene er antatt å finne sted i 15 m dyp. Utslipps-stedene er vist på Figur 6.1.

Tabell 2.4. Sammensetning av det produserte vannet på Nornefeltet i Norskehavet. Sammensetning er antatt å være representativ for produsertvannet i forventede funn av olje i utredningsområdet. Bare naturlige komponenter i det produserte vannet er inkludert. Tabellen viser også forventet effekt av rensing av det produserte vannet.

	Norne 2002	Rensing Forventning C'Tour	Rensing Forutsetning ULB	ULB Inngangsdata
	mg/l	%	%	mg/l
Disp.olje	20	50	50	10
BTEX	30	80	90	3
Naftalener	1,38	80	90	0,138
2-3 ring PAH	0,16	80	90	0,016
4+ ring PAH	0,01	80	90	0,001
Fenol	4,694	15	15	3,9899
Alkylfenoler, sum C1	4,828	15	15	4,1038
Alkylfenoler, sum C2	1,88	15	15	1,598
Alkylfenoler, sum C3	0,745	15	15	0,63325
Alkylfenoler, sum C4	0,228	80	90	0,0228
Alkylfenoler, sum C5	0,079	80	90	0,0079
Alkylfenoler, sum C6	0,0006	80	90	0,00006
Alkylfenoler, sum C7	0,0008	80	90	0,00008
Alkylfenoler, sum C8+	0,0003	80	90	0,00003
Arsen	0,00075			0,00075
Barium	0,827			0,827
Kadmium	0,00018			0,00018
Krom	0,00232			0,00232
Kobber	0,00269			0,00269
Jern	6,338			6,338
Kvikksølv	0,00008			0,00008
Nikkel	0,00073			0,00073
Bly	0,00052			0,00052
Sink	0,01185			0,01185

3 *ParTrack* modell for beregning av spredning av kaks og slam

3.1 Innledning

Generelt

Modell *ParTrack* (Rye et al 1998) ved SINTEF Kjemi, avd. Marin Miljøteknologi, beregner spredning samt deponering av utslipp av borekaks og boreslam ved lete- og produksjonsboring.

Modellen beregner spredning og fortynning i sjøresipient, gitt utslippsforhold, strøm samt lagdelingsforhold (dvs. vertikal fordeling av temperatur og saltholdighet) i resipienten.

I det følgende er beskrevet de faglige forhold som er tatt vare på i *ParTrack* modellen.

Plume-fasen (nærsonen)

På grunn av partikkelinnholdet er utslippets tetthet vesentlig større enn sjøvannets, og utslippet vil derfor ha en tendens til å synke ned. Det dannes en nedsynkende undervannsplume.

Undervannsplumen inneholder sjøvann (som har trengt inn i plumen under nedsynkningen), kjemikalier samt partikler bestående av barytt og kaks. Partiklene har egenvekter som er vesentlig større enn vannets, og de største partiklene vil derfor synke ut av plumen mens denne fortynnes.

Til slutt vil plumen lagre seg inn i vannmassene. Dette vil skje delvis på grunn av lagdeling i resipienten og delvis på grunn av at de tyngre partiklene har forlatt plumen (slik at plumen får redusert tyngde).

På denne måten modelleres en nedsynkende plume med partikler som etter hvert forlater plumen, de største partiklene først (da disse har størst synkehastighet).

Sprednings fasen (fjernsonen)

Etter at innlagring av plumen har funnet sted, vil de ingredienser som fortsatt er til stede i plumen spres i vannmassene rundt det dyp hvor plumen har innlagret seg. Disse ingredienser vil fortrinnsvis være vannløselige kjemikalier samt den finfordelte andelen av barytten.

Partikkelstørrelsen i den finfordelte barytten antas her å være såpass liten at partiklenes synkehastighet kan neglisjeres. Den kan derfor antas å spres i vannmassene, uten nevneverdig nedsynkning mot sjøbunnen.

Modellen beregner spredning av plumen i vannmassene (forårsaket av turbulens i resipienten) samt bort-transport av plumen (forårsaket av strømmen i resipienten).

Deponering av kaks og barytt på sjøbunn

Fraksjonene som synker ned (dvs. kaks samt den grovere fraksjonen av barytten) vil til slutt akkumuleres på sjøbunn. Partiklenes synkehastighet er gitt av representativ diameter samt av partiklenes egenvekt. Partiklene vil også transporteres av strømmen mens de synker ned. På denne måten vil de partiklene som synker raskest (de største partiklene) synke ned nærmest utslippsstedet, mens de finere partiklene vil nå sjøbunnen i større avstand fra utslippsstedet.

Modellen opererer med forskjellige partikkelklasser. Hver partikkelklasse inneholder partikler med gitt diameter og egenvekt. Egenvekt for kaks er typisk rundt 2400 kg/m^3 , mens egenvekt for barytt er typisk rundt 4200 kg/m^3 . Modellen kan også beregne mengder deponert på sjøbunn (gitt i kg/m^2 eller i lagtykkelse), både for det samlede utslippet og for de enkelte partikkelklasser.

Oppsummering

I sum, som inngangsstørrelser til beregningene med modell *ParTrack* benyttes følgende:

- Utslippssted og utslippsdyp
- Utløpets orientering og rørdiameter
- Utslippsmengder og -rater
- Partikkelklasser (størrelsesfordelinger) for barytt og kaks
- Strømforhold og lagdeling i resipienten
- Bunntopografi

Resultater fra beregningene er:

- Innlagringsdyp
- Konsentrasjoner i vannsøylen
- Mengder av kaks og barytt fordelt på sjøbunn

En nærmere omtale og dokumentasjon av *ParTrack* modellen er gitt i Rye et. al. (1998).

3.2 Partikkelsammensetning av borekaks og borevæske

En faktor som virker vesentlig inn på spredning av kaks og barytt i vannmassene og på havbunnen er fordelingen av partikkelstørrelser på kaks og barytt. Små partikler har liten synkehastighet hvilket fører til at disse kan føres langt avsted med strømmen før de synker ned på bunn. Dette gjelder i særlig grad for baryttpartiklene, som har en vesentlig andel av sine partikkelstørrelser nær 0.001 mm.

Partikkelsammensetning er avhengig av geologien i området samt type borevæske. Saga (1994) har undersøkt den vektmessige fordelingen av partikkelstørrelser i borekaks i forbindelse med en boring i Barentshavet. Partikkelfordelingen som er benyttet i disse beregningene er hentet fra Saga's publikasjon.

3.3 Strøm- og hydrografi-forhold

Innlagringen av plumen vil være avhengig av lagdelingen i vannmassene. I beregningene for deponeringen av kaks/slam benyttes representative profiler for lagdelingsforholdene i de aktuelle områdene. Som eksempel viser figurene 3.1a og b profiler for henholdsvis temperatur og saltholdighet for Norne-feltet som forutsettes å være representative for Norskehavet (jfr RKU Norskehavet, Statoil 2002). Det vil være sommeroppvarmingen som dominerer lagdelingen i sommerhalvåret, og denne antas å være noenlunde ens i hele det modellerte området.

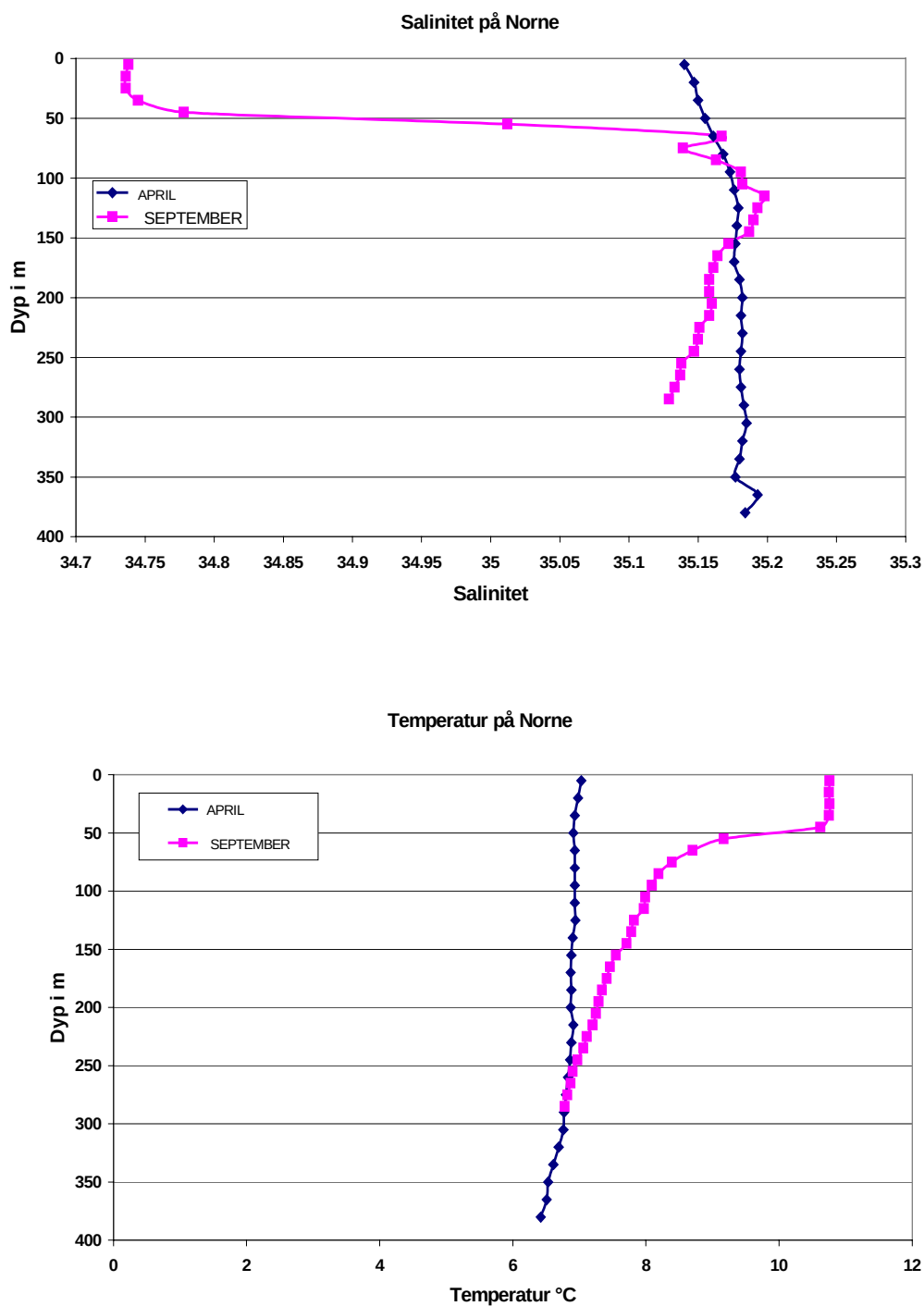
Profilene viser lagdelingen til stede i sommerhalvåret, både i temperatur og saltholdighet. Denne strekker seg ned til rundt 50 m dyp. Denne lagdeling vil føre til at undervannsplumen vil hindres i sin bevegelse nedover i dypet og lagre seg inn i et dyp typisk grunnere eller nær 50 m. Vannløselige komponenter (kjemikalier) i utslippet vil løses i vannmassene og spres nær innlagringsdyp, sammen med de finpartikulære komponentene i utslippet (barytt). De grovere partikulære komponentene vil synke ned på bunn.

Beregningene som er gjennomført er foretatt for sommerhalvåret. Dette er ikke helt realistisk, da noen av utslippene også vil også foregå i vinterhalvåret. Da er lagdelingen i vannmassene svakere. Dette vil føre til at utslippet synker dypere ned før innlagring finner sted. Dette fører i sin tur til at

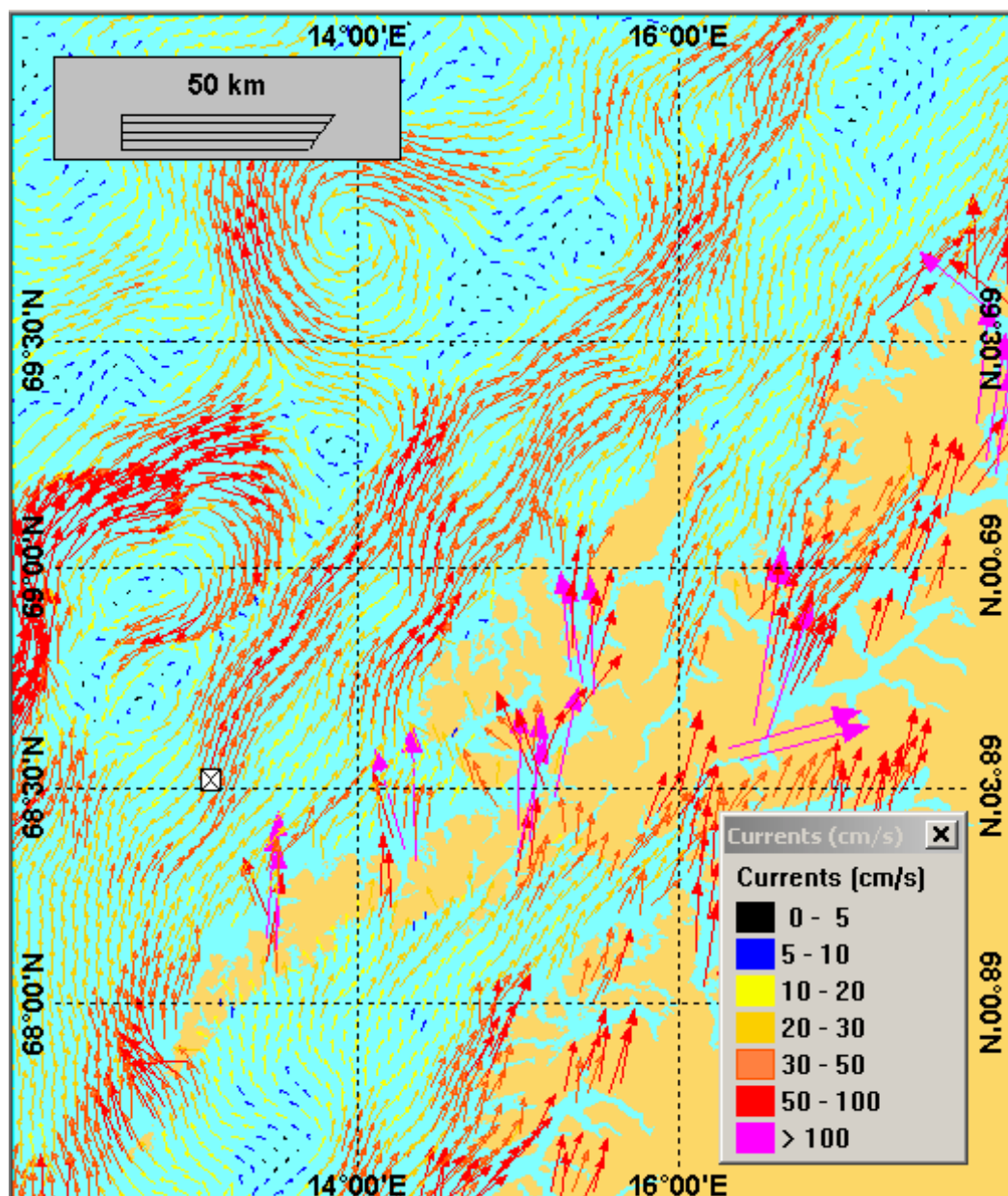
spredningen av det partikulære materialet blir mindre, da partiklene får en større tendens til å følge plumen ned mot sjøbunnen. Dette forhold er ikke tatt vare på i beregningene, og vil føre til at spredningen i beregningene av det finpartikulære materialet er noe overdrevet.

For strøm er benyttet resultater av simuleringer med hydrodynamiske modeller, som regner strøm i 3 dimensjoner og tid. For *Nordland VI* er modelldata fra ECOM-3D ved Det Norske Meteorologiske Institutt i Oslo (DNMI) brukt, mens for *Troms II* og *Bjørnøya Vest* er det brukt hydrodynamiske modelldata for Barentshavet beregnet av SINTEFs SINMOD-3D modell utviklet ved SINTEF (Eidnes et al 1998). Modellene inkluderer alle de bidrag til strøm som regnes å være vesentlige (tidevann, vekslinger med vær og vind samt bidrag fra det generelle strømmønsteret i området, som eksempelvis Kyststrømmen).

For *Nordland VI* er det brukt strømdata beregnet for året 2000 (DNMI ECOM-3D) og for *Troms II* og *Bjørnøya Vest* er brukt strømdata beregnet for året 1994 (SINTEF SINMOD-3D). Et eksempel ("snapshot") på strømfelt for Nordland VI-området er vist i *figur 3.2*. I dette området er benyttet et høy-oppløselig "grid" på 4 km i horisontalplanet, for å kunne oppløse forekomst av virveldannelser i dette området som kan være av betydning for spredningen av utslippene.



Figur 3.1. Lagdeling i vannmassene på Norne feltet for sommerhalvår (september) og vinterhalvår (april).



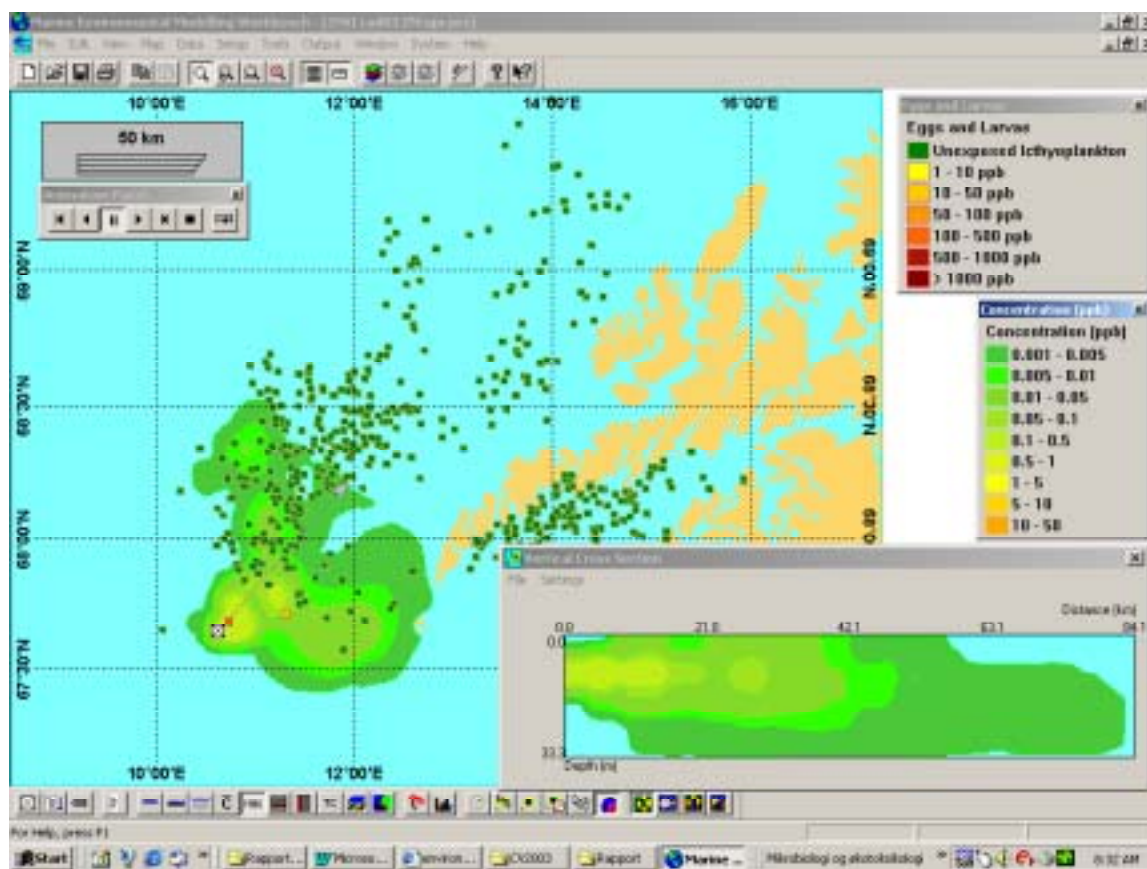
Figur 3.2 "Snapshot" av strømbilde beregnet med ECOM-3D modell for området rundt Lofoten. Strøm ved overflaten. Geografisk oppløsning 4 km. Posisjon for Nordland VI er vist.

4 DREAM modell for beregning av spredning av produsert vann

Modellen DREAM (Reed et al. 2001) ved SINTEF Kjemi, avd. Marin Miljøteknologi, beregner spredning av løste komponenter og olje i sjøen, biologisk eksponering og miljørisiko. Modellen benytter hydrografiske og topografiske data samt vindforhold til å beregne 3-dimensjonale spredningsfelt. Skjebnen til enkeltkomponenter i utslippet beregnes ut fra fysiske egenskaper til hvert enkelt stoff og inkluderer opplysninger om fordamping, biologisk nedbryting etc. Nedbryting av olje beregnes ut fra opplysninger om egenskaper til den enkelte oljetypen som for eksempel forvittringshastighet, sammensetning og stivnepunkt. Resultatene kan blant annet presenteres i tre dimensjoner både som 2-dimensjonale animasjoner over tid og som vertikale transekter gjennom utslippet med fargekoding av konsentrasjonsfeltene, eller som tidsserie-plott i utvalgte punkter (Fig 4.1).

En viktig del av modellen er å estimere giftighet i forskjellige faser av utslipp. Disse beregningene er knyttet til opplysninger om giftighet av enkeltkomponenter og blandinger. Biologisk eksponering kan beregnes både for plankton som følger passivt med strømmen, og fisk som beveger seg inn i fortynningsfeltet. Gyttefelt defineres i GIS-baserte områder der et definert antall partikler (egg/larver) kan slippes gjennom bestemte tidsperioder. Posisjonen til disse partiklene følges individuelt i forhold til fortynningsfeltet og eksponeringsgrad, samt opptak av komponenter, beregnes kontinuerlig. Innhold av kjemikalier i individuelle partikler ("body burden") kan beregnes på basis av kjente opptaks- og utskillelsesrater over tid.

Beregninger av miljørisiko kan utføres kontinuerlig for hele spredningsfeltet på basis av forholdet mellom beregnet konsentrasjon i vannet og grenseverdi for effekt (PEC/PNEC). Beregningene er basert på summen av risikobidrag fra alle enkeltkomponentene og kan benyttes til å finne hvilke komponenter i utslippet som i hovedsak bidrar til miljørisiko.



Figur 4.1. Skjerm bilde av DREAM som viser spredningsfelt (grønt-gult), egg/larvepartikler som simulerer torskegyting i Vestfjorden og på Røstbanken (grønne punkter) og vertikal fordeling av utslippet i nord-østlig retning (markert ved pil på kartet).

5 Utslipp av kaks og slam, beregningsresultater

5.1 ParTrack-beregninger for stigerørs- og borevæske-utslipp

Det er foretatt beregninger av spredning fra borevæske-utslipp (borekjemikalier og barytt) samt utslipp ved brudd på stigerør (kaks og slam). Beregningene er gjort for tre posisjoner i Lofoten/Barentshavet; Nordland VI, Troms II og Bjørnøya Vest (se figur 2.1). Resultatene, i form av kart som viser konsentrasjoner av kjemikalier og finfordelt barytt i vannmassene samt deponering av kaks og slam på havbunnen, er vist i *vedlegg V1-3*. Et av formålene med beregningene er å sammenholde denne informasjonen med forekomster av viktige biologiske ressurser i området.

For alle tre posisjonene er det beregnet følgende utslipp:

- 100 m³ borevæske, utslippsrate 375 m³/time, utslippsvarighet 16 minutter
- Utslipp av halvparten av stigerørs-volumet for de aktuelle vanndyp, utslippsvarighet 5 minutter

Beregningene av deponering på havbunnen inkluderer ikke effekter av resuspensjon som følge av eksempelvis bølgeaktivitet med oppvirvling av bunnsediment slik at dette transporteres videre. Imidlertid ventes resuspensjon fra bølger bare i områder hvor dybden er grunnere enn ca 150 m, og dybden for de aktuelle lokasjonene er alle større enn 200 m.

Utslipp av boreslam fra dekk

Denne type utslipp kan være opphavet til spredning av masser og kjemikalier over større avstander. Etter at utslippet er innlagret i vannmassene vil den mer finfordelte andelen av partikler spres i vannsøylen. De grovere partikkelfraksjonene synker etter hvert ned mot bunnen, mens de mer finfordelte partikkelfraksjonene synker lite og blir derfor igjen i vannsøylen.

Man kan dele partikkelklassene til barytt opp i en finfordelt fraksjon og i en grovfraksjon. Den finfordelte fraksjonen består av partikler med diametre i området rundt 0.005 mm og lavere. Grovfraksjonen vil tilsvarende bestå av partikler med diametre i området rundt 0.009 mm og større. Partiklene i barytt består fortrinnsvis av knuste partikler (knuses under boringen) med krystallstruktur. Også partiklene i borekaks kan være noe usymmetriske. Når størrelsen passerer under 0.002 mm, regnes partiklene å ha "kolloidal" størrelse med økt biotilgjengelighet.

I tillegg tilsettes en rekke kjemiske komponenter som i sum utgjør boreslammet. Mange av komponentene blir omdannet under boring før de slippes ut i sjøen (vannbasert slam). Det meste av de kjemikalier som benyttes er relativt ufarlige for resipienten, mens enkelte kan ha uønskede miljøegenskaper. Beregninger av mulig influensområde for påvirkning av kjemikalier basert på vannbasert slam er gjort under forutsetning av at kjemikaliene løser seg i sjøvannet (vannløselige kjemikalier) og dermed følger undervannsplumen i stedet for å binde seg til kaksen og synke ned på sjøbunnen.

Størrelsesfordeling og synkehastigheter for partikler i borekaks og borevæske er vist i hhv Tabell 5.1 og 5.2, hvor fordelingene er basert på partikkelstørrelser brukt ved boring av en brønn i Barentshavet (Saga 1994). Vi ser at partikkelfordelingen for borevæske er finere med

gjennomgående mindre diametre, og hvor hovedandelen av partikler i borevæsken består av barytt.

Det er mulig å beregne konsentrasjoner i vannsøylen av den finfordelte fraksjonen av barytt. Ved siden av å holde seg i vannsøylen, forventes denne fraksjonen også å være mest biotilgjengelig for filtrerende organismer, siden finfraksjonen også utgjør de minste partikkeldiametrene.

Det er påvist effekter av barytt på filtrerende organismer ned til et konsentrasjonsnivå på 0.5 mg/L (ppm) i vannsøylen, Cranford et. al., (1999). Fysiologiske egenskaper (blant annet vekst) ble endret for filtrerende organismer (musling) utsatt for suspendert barytt i laboratorium. Det er ikke etablert kriterier for partikkelinnhold i sjøvann med tanke på opptak i filtrerende organismer.

Beregningsresultatene viser at ved utslipp av borevæske begrenset til et volum på 100 m³ så vil konsentrasjonene av finfordelt barytt i vannsøylen hurtig fortynnes til et nivå under 0.5 mg/L, og influensområdet blir derved svært lite (se eksempel figur 5.1). Kjemikaliene vil opprettholde et høyere konsentrasjonsnivå over noe lengre tid, men også her er influensområdet svært lite (også knyttet til den korte perioden utslippet varer).

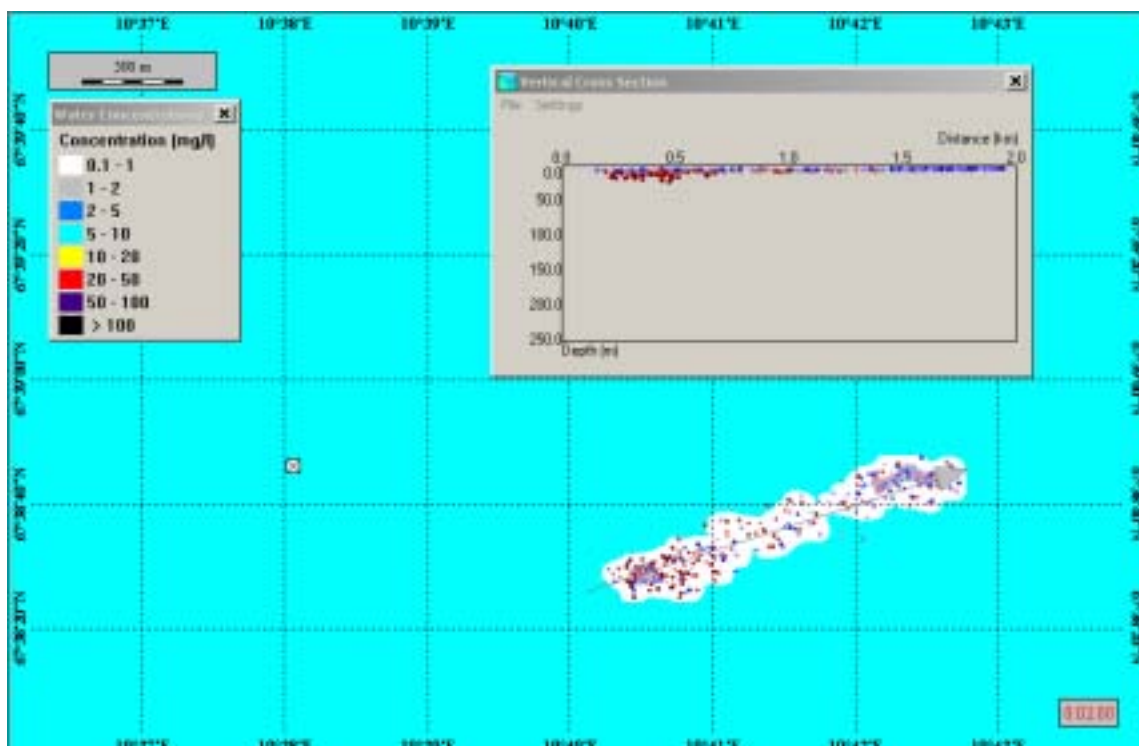
Rye et. al. (2001) sammenligner målinger av barium fra overvåkingsundersøkelser med beregninger av deponert barytt ved hjelp av modell *ParTrack* rundt Norne feltet i Norskehavet. Det oppnås god overensstemmelse mellom målinger og beregninger når ca. 5% av baryttpartiklene antas å følge med kakspartiklene ned til bunnen. Denne prosentandel er såpass liten at man må således forvente at en vesentlig del av barytten kan spres over store avstander ved utslipp fra rigg.

Tabell 5.1 Størrelsesfordeling (Saga 1994) og beregnede synkehastigheter (OLF 1996) for partikler i borekaks.

Diameter mm	Vekt % %	egenvekt tonn/m ³	hastighet m/s	hastighet m/dag
0.007	10	4.2	4.45E-05	3.84311
0.015	10	4.2	0.000204	17.64693
0.025	10	2.4	0.000246	21.22006
0.035	10	2.4	0.000481	41.59131
0.05	10	2.4	0.000982	84.88022
0.075	10	2.4	0.00221	190.9805
0.2	10	2.4	0.015719	1358.084
0.6	10	2.4	0.141467	12222.75
3	10	2.4	3.536676	305568.8
7	10	2.4	19.25524	1663652

Tabell 5.2 Størrelsesfordeling (Saga 1994) og beregnede synkehastigheter (OLF 1996) for partikler i borevæske.

Diameter mm	Vekt % %	egenvekt tonn/m ³	hastighet m/s	hastighet m/dag
0.0007	10	4.2	4.45E-07	0.038431
0.001	10	4.2	9.08E-07	0.078431
0.002	10	4.2	3.63E-06	0.313723
0.003	10	4.2	8.17E-06	0.705877
0.005	10	4.2	2.27E-05	1.96077
0.009	10	4.2	7.35E-05	6.352896
0.014	10	4.2	0.000178	15.37244
0.018	10	4.2	0.000294	25.41158
0.028	10	2.4	0.000308	26.61844
0.05	10	2.4	0.000982	84.88022



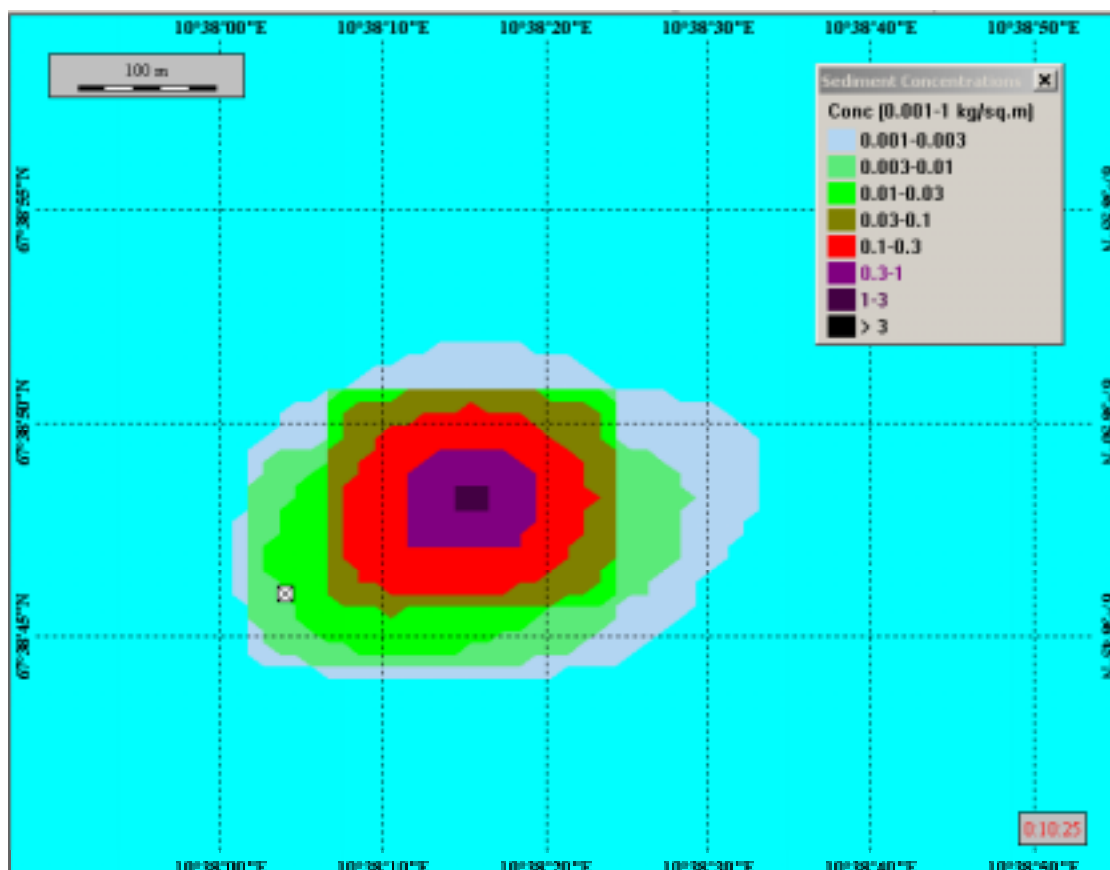
Figur 5.1 Konsentrasjonsnivå Barytt etter 2 timer, Nordland VI.

Utslipp ved brudd på riser (stigerør)

Ved brudd på riser er antatt at bruddet finner sted midtveis mellom bunn og sjøoverflate. Riservolumet over bruddstedet vil da tømmes og synke ned mot sjøbunnen på grunn av sin egenvekt. Her vil de partikulære delene av utslippet (kaks og barytt) deponere på sjøbunnen.

ParTrack modellen er benyttet til å beregne deponeringen på sjøbunnen for et slikt tilfelle. Den maksimale lagtykkelsen er beregnet til å være i størrelsesorden 1 millimeter og begrenset til arealer med en utstrekning på noen titalls meter. Influensområdet er dermed også lite (se eksempel figur 5.2). Se Vedlegg V1 for tilsvarende figurer for de øvrige beregningsresultatene.

Spredning i vannsøylen for denne type utslipp forventes å være meget begrenset, både i rom og tid. Mulige konsekvenser forventes derfor å være tilsvarende begrensede.



Figur 5.2 Deponering på bunnen, Nordland VI.

5.2 Beregning av utslipp fra topphulls-seksjon

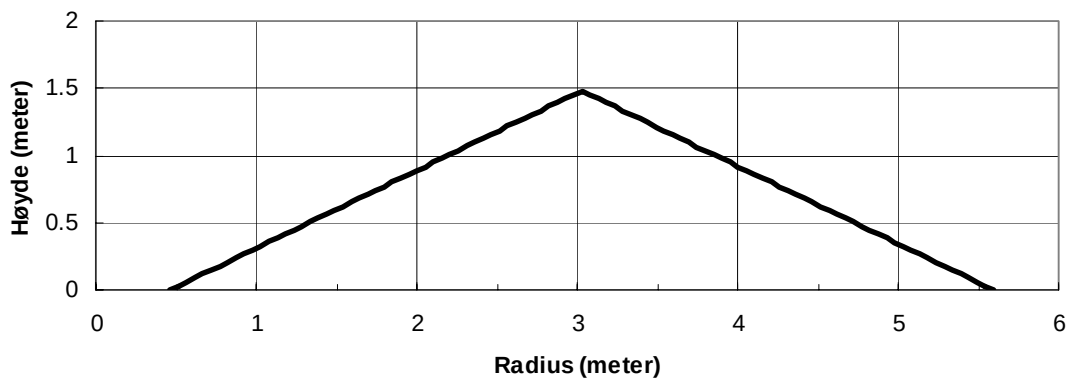
Da *ParTrack*-modellen ikke er laget for å beregne deponering av boreavfall som går direkte til sjøbunnen er estimerer på radius og maksimalhøyder på kaks/slam-haugene gjort ved å anta at boreavfallet legges opp som en krans rundt hullet med et trekant-tversnitt med en tilhørende friksjonsvinkel.

Beregningene tar utgangspunkt i mengdeangivelsene i *tabell 2.1*. Det er i tillegg antatt en porøsitet på kaksen og slam på hhv 0.33 og 0.50 samt en "washout" på 20% for kaksen. Volumet av kaks øker da fra 39.4 m^3 til 62.9 m^3 mens volumet av slam øker fra 15.4 m^3 (beregnet fra angitt masse) til 23.1 m^3 .

Med den antatte porøsiteten av kaks er volumet av hulrom i mellom kaksen beregnet til 15.6 m^3 . Med en videre antakelse om at slammet først fyller opp hulrommene i kaksen blir tilleggsvolumet forårsaket av slam $23.1 \text{ m}^3 - 15.6 \text{ m}^3 = 7.5 \text{ m}^3$. Det totale volumet som legges opp rundt borehullet blir da $62.9 \text{ m}^3 + 7.5 \text{ m}^3 = 70.4 \text{ m}^3$.

Geometrien i kaks/slamhaugen er beregnet ved hjelp av et regneark, og et eksempel for 30° friksjonsvinkel er vist i figur 5.3. Her ser vi at haugen har en radius på omlag 5.5 meter regnet fra sentrum av borehullet, og en maksimalhøyde på omlag 1.5 meter.

Tabell 5.3 viser radius og maksimalhøyde i haugen som funksjon av friksjonsvinkel.



Figur 5.3 Tverrsnitt av kaks/slam-haug på 70.4 m^3 med friksjonsvinkel 30° . Senter i borehullet ligger i (0,0), og haugen ligger sirkulært rundt dette.

Tabell 5.3 Radius og høyde som funksjon av friksjonsvinkel.

	Friksjonsvinkel		
	15°	30°	45°
Radius (meter)	7.1	5.5	4.6
Maksimalhøyde (meter)	0.9	1.5	2.1

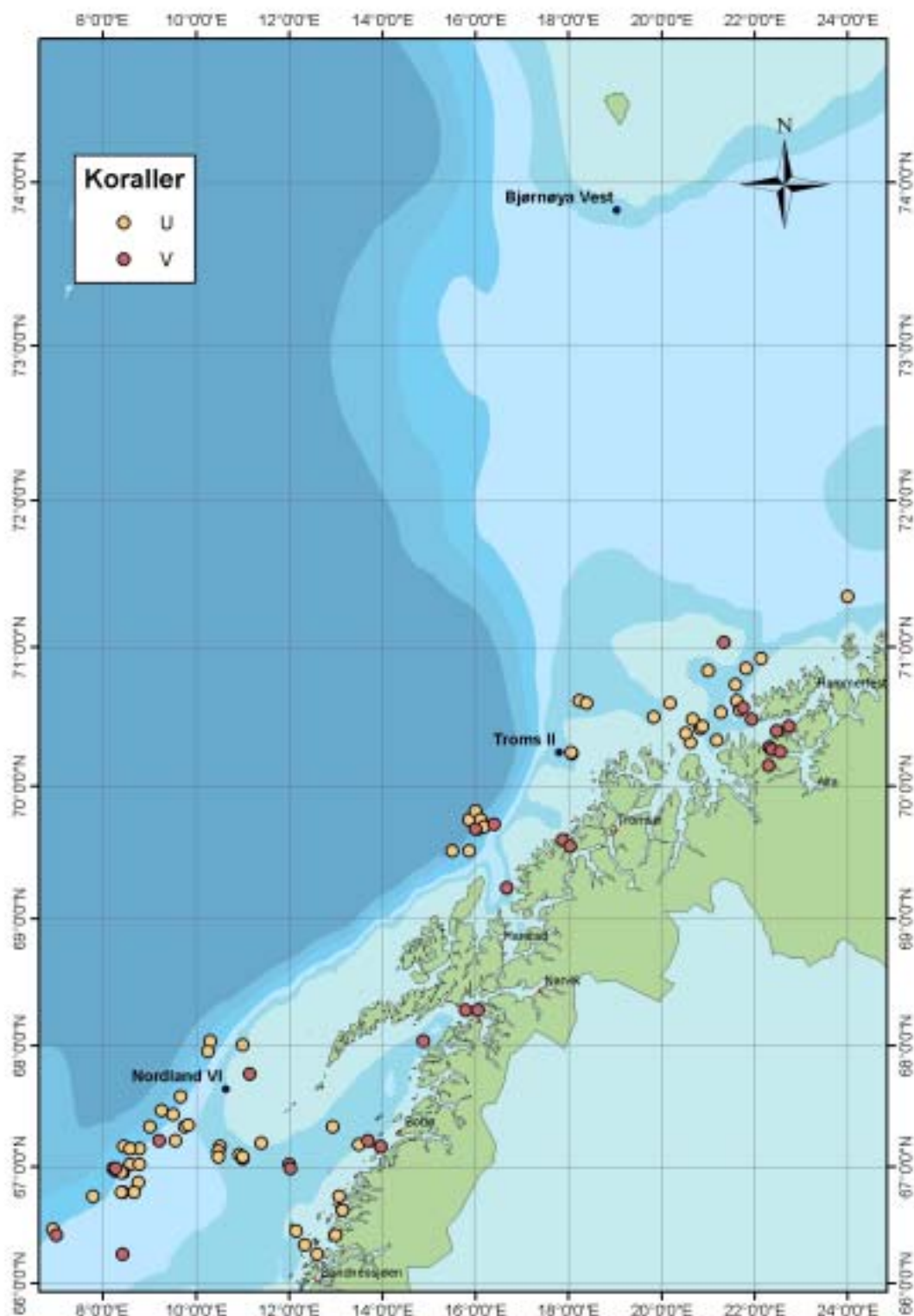
Effekter av disse utslippene som føres direkte ut på sjøbunnen er lite undersøkt tidligere. De er generelt antatt å deponere i umiddelbar nærhet av utslippsstedet. Utslipet inneholder også normalt bentonitt som har en tendens til å fremme flokkulering av partiklene i utslippet. Dette bidrar også til at utslippet forventes å deponere i umiddelbar nærhet av utslippsstedet.

Det kan allikevel påpekes at i området Lofoten/Barentshavet er avdekket store forekomster av koraller. Dessuten er områdene viktige gyteområder for blant annet lodde og sild. Disse to fiskeslag har egg som bunnsår, og som således kan komme i konflikt med deponeringen av kaks/slam på sjøbunnen. Dette vil sannsynligvis dreie seg om at svært begrenset geografisk område da avfallet slippes ut direkte til sjøbunnen ved borehullet.

Koraller holder gjerne til i områder med relativt mye strøm, hvilket ofte samsvarer med en skrånende bunn. De naturlige sedimentene vil derfor ha en tendens til ikke å akkumulere i slike områder (erosjonsområder). Partikler i kaks/slam vil kunne påvirke korallene da disse lever av å filtrere vann. Mulige effekter av finpartikulært fremmed materiale kan være redusert fødetilgang og påvirkning av veksthastighet, klogging av polyppene og toksiske responser (RF, 2002)

Overlapp mellom de betraktete områdene for leteboring og forekomster av koraller samt gytefelt for lodde er vist på figurene 5.4 og 5.5. Disse figurene viser at det er et potensiale for overlapp mellom aktuelle boresteder og koraller/gyteområder. For lokaliteten Troms II er det risiko for overlapp med begge disse ressursene.

Potensialet for overlapp mellom kaks/slam deponert på sjøbunnen og ressursene vist på figurene 5.4 og 5.5 tilsier at i dette området bør potensialet for mulig spredning av det partikulære materialet deponert på sjøbunnen undersøkes nærmere. En slik undersøkelse vil kunne danne grunnlaget for å bestemme eventuelt skadepotensiale for denne type utslipp på sjøbunnen.



Figur 5.4. Forekomst av koraller rundt steder hvor det er vurdert utslipp ved lete- eller produksjonsboring. Symbol U: Data basert på erfaringer fra fiskere. Symbol V: Data beskrevet i litteratur fra Statoil, Havforskningsinstituttet og fra Fiskeridirektoratet.

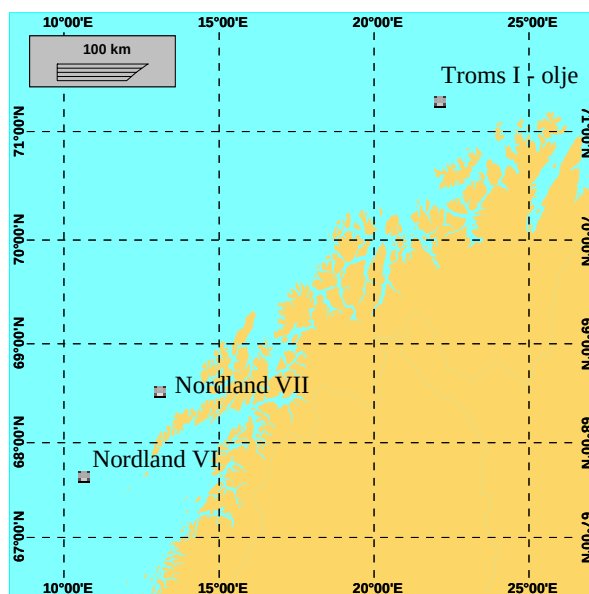


Figur 5.5. Lokalisering av boresteder for lete- og produksjonsboring vurdert i denne rapporten vist sammen med typiske gyteområder for lodde. Data er basert på observasjoner foretatt av Havforskningsinstituttet.

6 DREAM spredningsberegninger for produsert vann

6.1 Lokalisering av utslipp

Produsertvannutslipp definert under regulære utslipp er beregnet ved tre lokaliteter, Nordland VI, Nordland VII og Troms I (Figur 6.1). Alle Utslipps-stedene ligger i kyststrømmen og sammensetning av flora og fauna i vannsøylen er i stor grad det samme som for resten av norskekysten. Innslag av typiske arktiske arter i vannmassene forekommer i hovedsak ikke i området som dekkes av denne utredningen. Ulikhetene mellom de forskjellige områdene er først og fremst knyttet til gyteområder for fisk og forekomst av ulike fiskearter og lokale strøm- og vindforhold.



Figur 6.1. Utslippslokaliteter

Nordland VI

Utslippspunktet ligger 82 km (44 nautiske mil) rett vest for Værøy og sør for Røstbanken i et område på i underkant av 200 meters dyp. Strømbildet i området er i hovedsak dominert av en nordøstlig strøm langs kysten, men en rekke strømvirvler opptrer sporadisk i området. Området ligger inntil viktige gyteområdene for torsk, sei og sild ved Røstbanken. Gyting og klekking av fiskeyngel foregår hovedsakelig i perioden februar til april (Føyn *et al.*, 2002, Melby *et al.*, 2002)

Nordland VII

Utslippspunktet ligger ca 32 km (ca 17 nautiske mil) nord-vest for Vest-Vågøy. Strømbildet er i hovedsak dominert av nordøstlig strøm av kystvann. Området ligger i drivbanen for sildelaver og torskeegg fra gyting på Røstbanken. (Føyn *et al.*, 2002)

Troms I

Utslippspunktet ligger 68 km (35 nautiske mil) nord for vestspissen av Sørøya. Området er dominert av østlige strømmer. Sammenlignet med Lofoten-området er det ikke oppgitt avgrensede gytefelt i nærområdet for utslippet. Området ligger imidlertid i drivbanen for torskelarver fra gytingen i Lofoten og det er registrert betydelige mengder av larver av lodde og torsk i området i juni – august (Føyn *et al.*, 2002).

6.2 Simuleringer med DREAM

Det er utført simuleringer med DREAM for å få fram konsentrasjonsfelt fra produsertvannsutslipp i henholdsvis 3 og 60 døgn på feltene Nordland VI, Nordland VII og Troms I – olje. Disse simuleringene er konsentrert om perioden februar – juli som dekker gyteperioden og forekomst av larver til de viktigste kommersielle fiskeartene i området. Simuleringene av 60 døgns utslipp er utført som ”worst case”- studier i forhold til overlapp i tid mellom tidlige stadier av fisk og produsertvannutslipp.

Strømdata er de samme som ble benyttet under modellering av boreutslipp (Kap. 4): DNMI ECOM-3D for år 2000 (Nordland VI og VII) og SINTEF SINMOD 3D for 1994 (Troms I). Lokale vinddata for de samme årene ble benyttet.

Definisjonene av gytefelt og fordeling av larver er basert på data fra Havforskningens tokt gjennom flere år. Utgangsposisjonene for forekomst av egg og larver er vist i Figur 6.2.

Konsentrasjonsberegningene i DREAM er basert på snitt-konsentrasjon i vannvolumer definert av et 3-dimensjonalt konsentrasjonsgrid. Hver enkelt rute i gridet består av flere lag nedover i vannmassene. I simuleringene her er det benyttet dybdeintervaller på 10 m ned til 50 m dybde. Dette betyr at hver enkelt rute inneholder 5 volumer i forskjellige dybder med en vertikal utstrekning på 10 m og et areal tilsvarende størrelsen på hver enkelt rute. I simuleringene er det benyttet varierende grid-størrelse ut fra mengde og utbredelse av utslippet. Dette vil i en viss grad påvirke det visuelle inntrykket av konsentrasjonsfeltet nær utslippspunktet ved at et konsentrert utslipp fordeles på større eller mindre vannvolumer. Dette er knyttet til oppløseligheten av konsentrasjonsfeltet og ikke til mengden utslipp, og effekten av varierende rutestørrelse avtar bort fra utslippspunktet.

I de grafiske presentasjonene av konsentrasjonsfelt er det konsekvent angitt maksimal konsentrasjon av modellerte komponenter. Dette betyr at det dybdelaget med den høyeste konsentrasjonen vises som konsentrasjonen for hele arealet. Det er også konsekvent benyttet en minimumskonsentrasjon på 0.001 ppb for å illustrere konsentrasjonsfeltene. I presentasjonene er det benyttet både summert konsentrasjon av alle simulerte komponentene og konsentrasjon av spesifikke komponenter/-grupper.

6.3 Utslipps-scenario -Utslipp av produsert vann

Det forutsettes 100% re-injeksjon under regulær drift minimum 95% av tiden. Dessuten beregnes maksimal nedetid og utslipp i 2 måneder en gang over feltets levetid. Mengde produsert vann er satt til 7 mill m³ per år (19178 m³/døgn) i feltene Nordland VI og Nordland VII og 1.3 mill m³ per år (3562 m³/døgn) for Troms I.

Sammensetning av produsertvannet er oppgitt av OED og basert på kjemiske analyser av produsert vann fra Norne-feltet. Det er videre forutsatt en betydelig rensing av utslippet spesielt for aromater og alkylfenoler over C3 (90% rensing). Sammensetning av produsert vann fra Norne-feltet og forutsatte renskrav er vist i tabell 6.1. Simuleringer er utført med forutsetning av at renskravene overholdes. Alle komponenter behandles som om de var løst i vannet.

For å kunne behandle utslippskomponenten hensiktsmessig er alkylfenolene gruppert i tre grupper: C0-C3, C4-C5 og C6+. Inputdata for simuleringene er vist i Tabell 6.2. Arsen, barium krom og jern er forutsatt bundet i partikler og antatt ikke biotilgjengelige i løst form. Disse

komponentene er derfor ikke inkludert i simuleringer av konsentrasjonsfelt, men potensiell giftighet er vurdert. Produksjonskjemikalier inngår ikke i simuleringene.

Tabell 6.2 viser utslippsmengder av komponenter i produsertvannet ved forskjellige typer regulære utslipp i de tre feltene basert på oppgitt produsertvannprofil og utslippsmengder. De kjemiske komponentene i utslippene domineres av dispergert olje og fenol C0-C3 som samlet utgjør 66% av totalutslippet.

Tabell 6.1. Komponentfordeling og konsentrasjoner benyttet i simuleringene.

Komponent	Norne 2002 mg/l	Rensing Forutsetning ULB (%)	ULB Inngangsdata gruppert (mg/l)
Dispergert olje (heptane)	20	50	10.00000
BTEX	30	90	3.00000
Naftalener	1.38	90	0.13800
PAH 2-3 ring	0.16	90	0.01600
PAH 4+ ring	0.01	90	0.00100
Alkylfenoler C0 - C3	12.147	15	10.32495
Alkylfenoler C4 – C5	0.3070	90	0.03070
Alkylfenoler C6+	0.0017	90	0.00017
Kadmium	0.00018	0	0.00018
Kobber	0.00269	0	0.00269
Kvikksølv	0.00008	0	0.00008
Nikkel	0.00073	0	0.00073
Bly	0.00052	0	0.00052
Zink	0.01185	0	0.01185

Tabell 6.2. Totalmengde av komponenter i produsertvann i utslipp beregnet for de aktuelle scenariene.

Komponent/gruppe	3 døgn Troms I	3 døgn Nordland VI og VII	5% av året Troms I	5% av året Nordland VI og VII	60døgn Troms I	60døgn Nordland VI og VII
	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)	(kg)
Dispergert olje (heptane)	106.849	575.342	650.000	3500.000	2136.986	11506.849
BTX	32.055	172.603	195.000	1050.000	641.096	3452.055
Naftalener	1.475	7.940	8.970	48.300	29.490	158.795
PAH 2-3 ring	0.171	0.921	1.040	5.600	3.419	18.411
PAH 4+ ring	0.011	0.058	0.065	0.350	0.214	1.151
Alkylfenoler C0 - C3	110.321	594.038	671.122	3613.733	2206.428	11880.764
Alkylfenoler C4 – C5	0.328	1.767	1.995	10.746	6.569	35.382
Alkylfenoler C6+	0.002	0.010	0.011	0.060	0.036	0.196
Cadmium	0.002	0.010	0.012	0.063	0.038	0.207
Kobber	0.029	0.155	0.175	0.942	0.575	3.095
Kvikksølv	0.001	0.005	0.005	0.028	0.017	0.092
Nikkel	0.008	0.042	0.047	0.256	0.156	0.840
Bly	0.006	0.030	0.034	0.182	0.111	0.598
Sink	0.127	0.682	0.770	4.148	2.532	13.636
Sum simulerte komponenter	251.383	1353.601	1529.247	8234.405	5027.660	27072.015
Arsen	0.008	0.043	0.049	0.263	0.160	0.863
Barium	8.836	47.581	53.755	289.450	176.729	951.616
Krom	0.248	1.335	1.508	8.120	4.958	26.696
Jern	67.721	364.652	411.970	2218.300	1354.422	7293.041
Total alle komponenter	328.196	1767.212	1996.528	10750.537	6563.929	35344.231

6.3.1 Beregning av eksponering av fiskelarver.

For å beregne sannsynlig eksponering av fiskeegg og fiskelarver i en "worst case" situasjon, er det lagt ut gytefelt og fordelingsfelt for larver for torsk, sild og lodde. I DREAM gjøres dette ved å legge ut gytefelt med definerte antall partikler som slippes i vannmassene. Hver partikkel representerer en del av egg/larve-populasjonen som transporteres og spres i strømfeltet. Det kan defineres flere gytefelt med forskjellig tidsforløp. Alle feltene inneholder et likt antall partikler, slik at graderte tettheter oppnås ved å legge flere felter med forskjellig størrelse over hverandre. For hver partikkel registreres kontinuerlig sammenfall mellom konsentrasjonsfeltet av utslippet og partikkelens posisjon. I de aktuelle simuleringene er det valgt å presentere eksponering som ppb-timer for hver enkelt partikkel. Dette gjøres ved å summere eksponeringen for hver enkelt partikkel i hele simuleringsperioden. Dette gir grunnlag for å presentere en samlet oversikt over eksponeringsgrad for alle partiklene ("individene") i populasjonen

6.3.2 Gytefelt.

Nordland VI og VII

Gytefelt for torsk (Fig. 6.2B) er lagt ut i Vestfjorden og over Røstbanken, basert på resultatene fra Havforskningens tokt gjennom flere år. I de senere årene har ca 1/3 av gytingen skjedd i Vestfjorden. Det ble derfor sluppet dobbelt så mange egg over Røstbanken som i Vestfjorden. Gyteperioden ble satt til perioden mellom 25. mars og 15. april.

Gytefelt for sild (Fig. 6.2A) ble lagt ut i samme område som gytefeltet for torsk over Røstbanken. Silda gyter over bunnen i månedsskiftet februar- mars og eggene ligger på bunnen til klekking i slutten av mars. For produsertvann-simuleringene ble larver sluppet over Røstbanken i perioden 25. mars og 15. april.

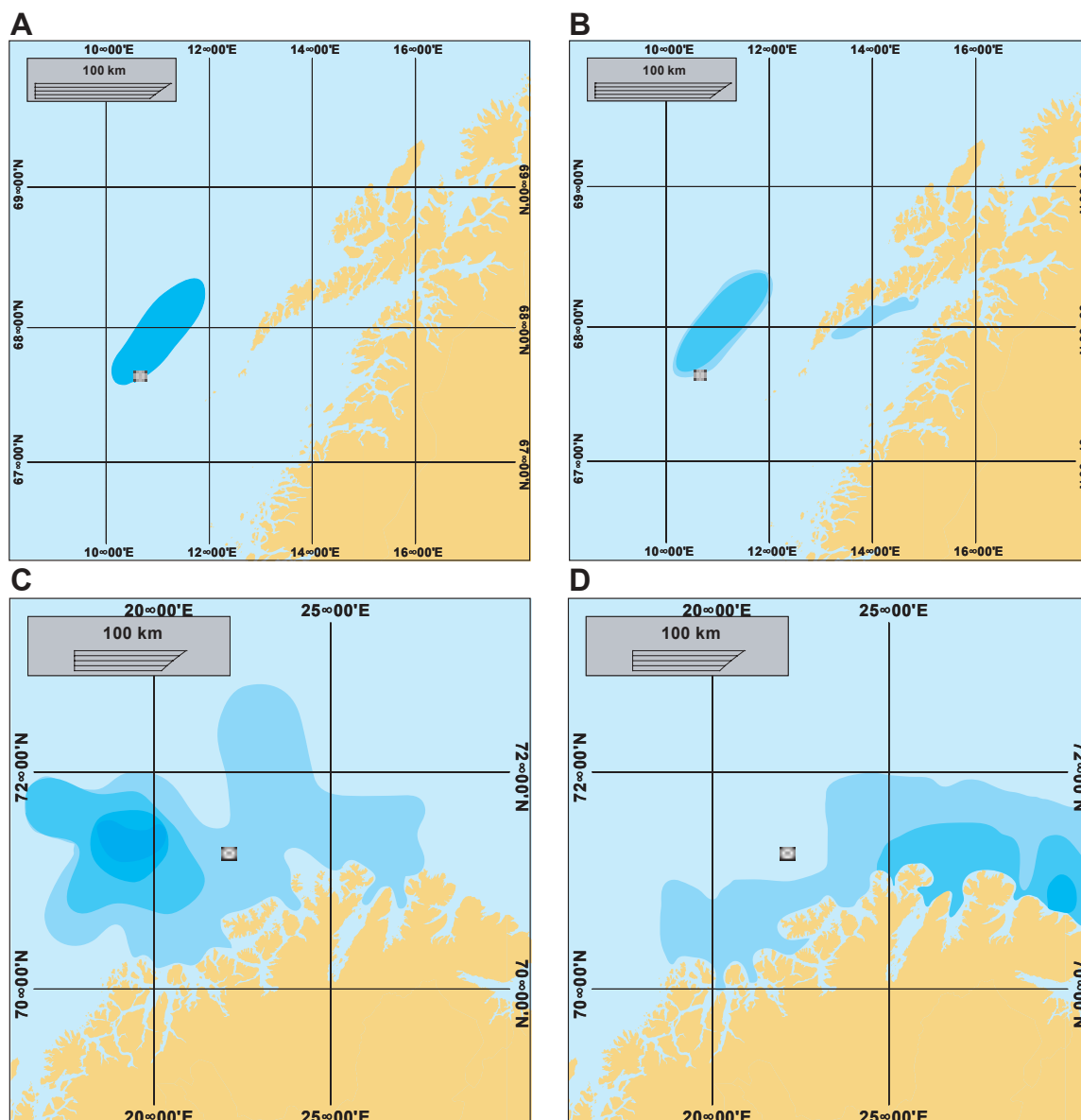
Troms I

Konsentrasjonsfelt for torskelarver ble lagt ut basert på havforskningens tokt i juni 1983 (Fig. 6.2C). Larvene ble sluppet 1. juni, samtidig med at produsertvannutslippet ved Troms I startet.

Tilsvarende konsentrasjonsfelt ble lagt ut for forekomsten av loddelarver registrert av Havforskningen i juni 2000 (vestlig gyting). Disse larvene ble også sluppet samtidig med produsertvannutslippet 1. juni (Figur 6.2D).

Tabell 6.3. Felter for egg/larver benyttet i simuleringene

Fiskeart	Stadium	Felt	Antall partikler	Oppstart (dato)
Torsk (Nordland)	egg	Vestfjorden	333	25/3 – 15/4
	egg	Røstbanken	666	
Sild	larver	Røstbanken	1000	25/3 – 15/4
Lodde	yngel	Barentshavet	1000	1/6
Torsk (Barentshavet)	yngel	Barentshavet	1000	1/6



Figur 6.2 Utlagte områder for gyting og larvekonsentrasjoner. A: Gytefelt for sild, B; Gytefelt for torsk, C; Torskelarver i Barentshavet i juni 1983, D; Loddelarver i juni 2000 (Havforskningsinstituttets data).

6.4 Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering

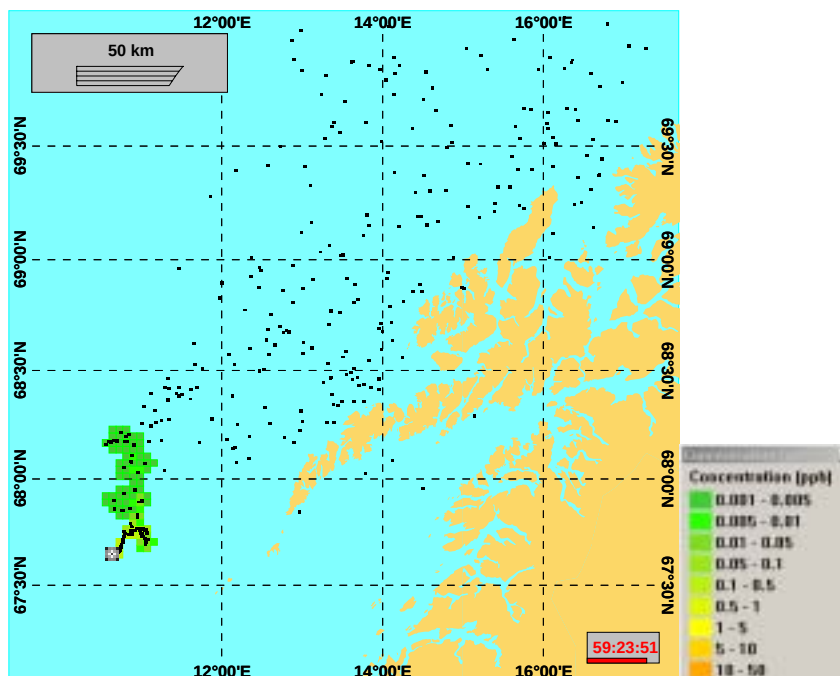
6.4.1 Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering Nordland VI.

Tredagers utslipp

For Nordland VI er det simulert 3 dager utslipp i februar, april og juni. I alle disse scenarioene driver utslippet i nord-østlig retning og den maksimale summerte konsentrasjonen av simulerte komponenter i 100 x 100 m ruter er 43 ppb. Summerte konsentrasjoner på over 10 ppb opptrer innenfor en avstand på ca 3.5 km fra utslippspunktet. Konsentrasjonsfelt er vist i Vedlegg V4.1.

To måneders utslipp

Det er gjennomført simuleringer gjennom 60 døgn med start i mars, april og mai. I alle tilfeller driver utslippet i nordøstlig retning med fortynnings-sone langs Lofoten og Vesterålen. Detaljerte kart over fordelingen til de forskjellige komponentene er vist i vedlegg V4.4.

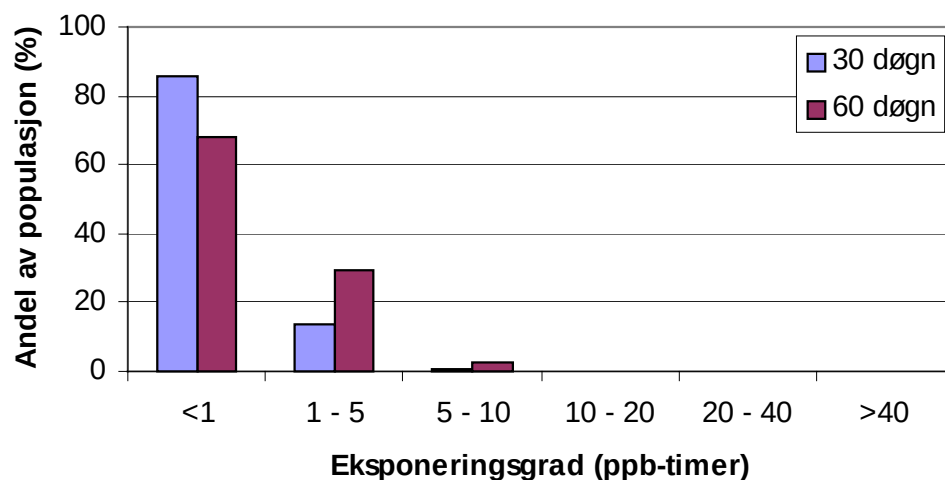


Figur 6.3. Spredning av utslipp fra Nordland VI i månedsskiftet april-mai etter 2 måneders utslipp. Spredning av utslippet er illustrert med partikler (svarte prikker). Området med summert totalkonsentrasjon av aromater og fenoler over 0.001 ppb er markert med grønt.

Eksposering av fiskeegg og -larver.

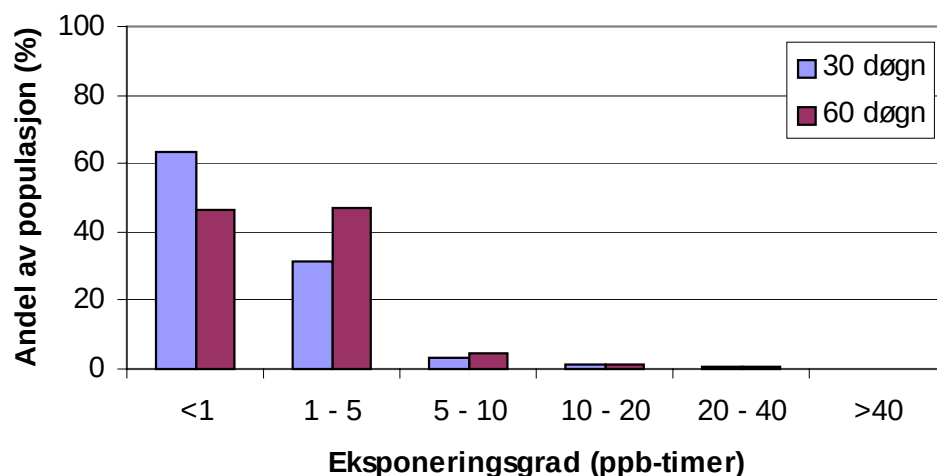
Simuleringene viser stor grad av overlapp mellom drivbanen til egg og larver fra Røstbanken og fortynningsfeltet fra utslippet (Fig 6.6). Konsentrasjonen av utslippskomponenter er imidlertid liten og den maksimale eksponeringsgraden er under 50 ppb-timer. Hoveddelen av larvene er utsatt for eksponeringsdoser under 1 ppb-time (Fig. 6.4 og 6.5).

Torskelarver Nordland VI

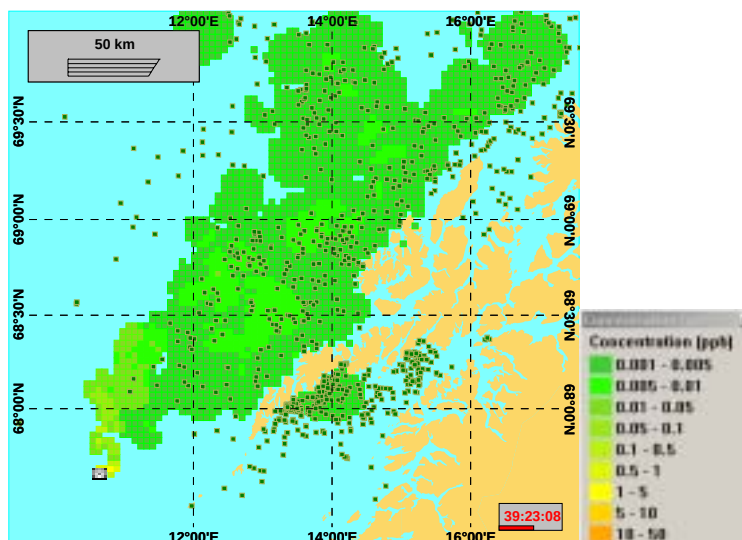


Figur 6.4. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for torskeegg og -larver ved utslipp av produsertvann som skjer samtidig med gyting. Søylen angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgner av et 60 døgners produsertvannutslipp.

Sildelarver Nordland VI



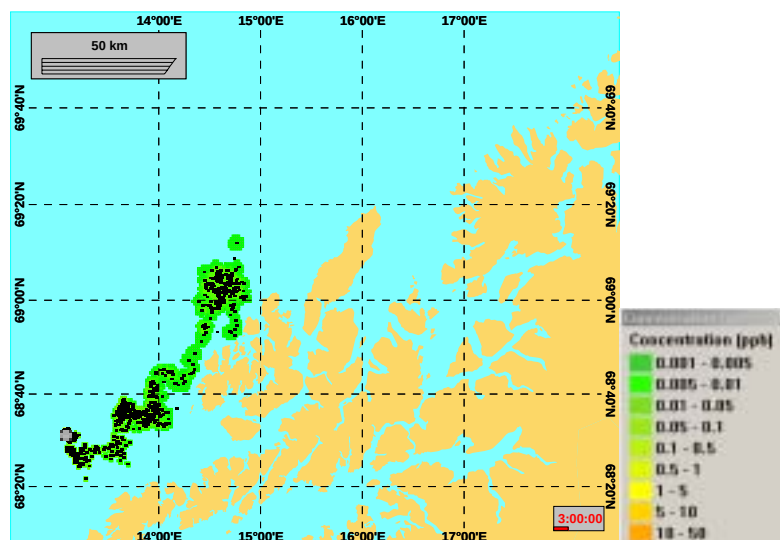
Figur 6.5. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for sildelarver ved utslipp av produsertvann som skjer samtidig med klekking. Søylen angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgner av et 60 døgners produsertvannutslipp.



Figur 6.6. Fordeling av utslipp og torskelarver etter 40 døgn (brun-grønne punkter) med produsertvannutslipp fra Nordland VI startet 5 døgn før gyting. Summert konsentrasjon av utslippskomponenter angitt ned til 0.001 ppb (kontinuerlig grønt felt).

6.4.2 Konsentrasjonsfelt og biologisk eksponering Nordland VII.

For Nordland VII er det simulert 3 dager utslipp i februar, april og juni. I alle disse scenariene driver utslippet i nordøstlig retning (Fig. 6.7). Høyeste registrerte konsentrasjon i volumer på 100 x 100 x 10 m er 48 ppb. Med en oppløsning på 100x100 m opptrer summerte konsentrasjoner på over 10 ppb innenfor en avstand på maksimalt ca 5.5 km. Spredning av enkeltkomponenter er vist i vedlegg V4.2.



Figur 6.7. Fordeling av produsertvannutslipp ved Nordland VII etter 3 døgn. Arealet med forekomst av summerte konsentrasjoner (alle komponenter) på over 0.001 ppb er merket med grønt.

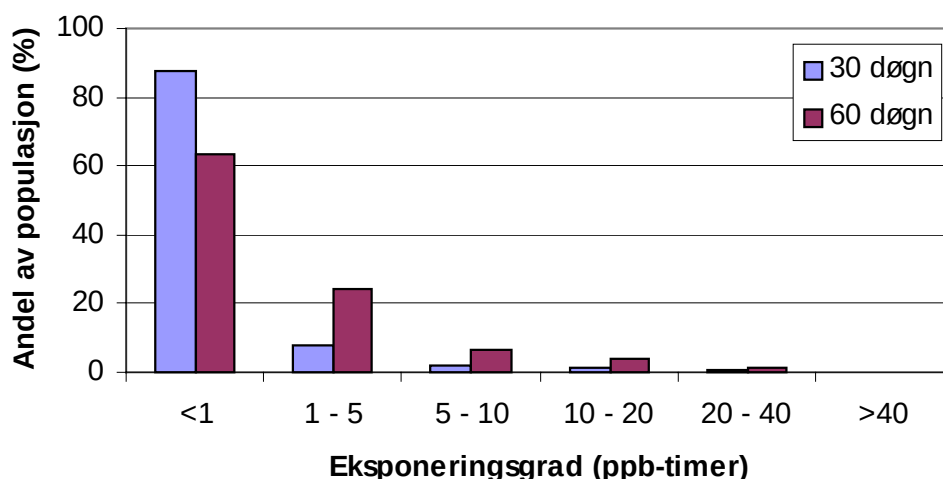
To måneders utslipp

Det er gjennomført 2-måneders simuleringer med utslipp fra Nordland VII med start i mars, april og mai. I alle tilfeller driver utslippet langs kysten i nordøstlig retning. Detaljerte kart over fordelingen til de forskjellige komponentene er vist i vedlegg V4.5.

Eksponering av egg og larver

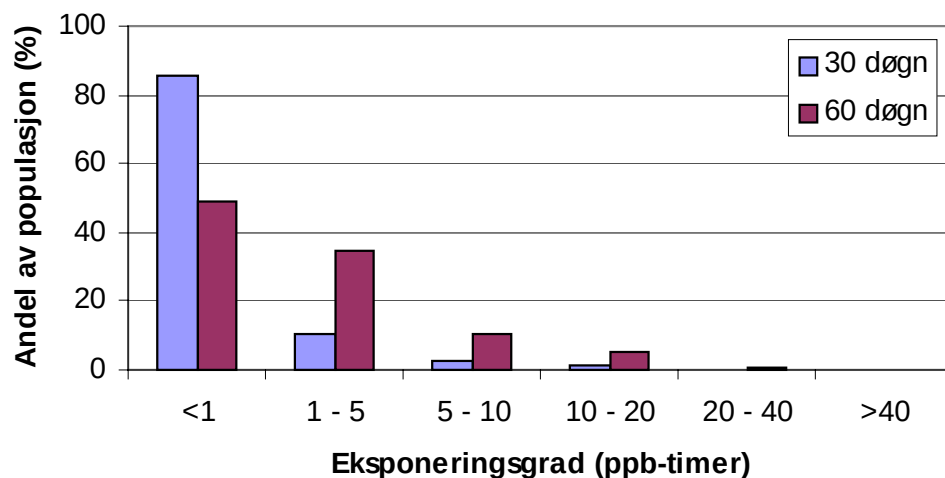
Simuleringene viser også her stor grad av overlapp mellom drivbanen til egg og larver fra Røstbanken og fortynningsfeltet fra utslippet. Konsentrasjonen av utslippskomponenter er grovt sett de samme som for Nordland VI og den maksimale dosen er under 40 ppb-timer (Fig. 6.8 og 6.9). Hoveddelen av torskkegg/larver har en eksponeringsgrad under 1 ppb-time. For sildelarver er eksponeringsgraden noe høyere og ca 8% er eksponert over 5 ppb-timer.

Torskelarver Nordland VII



Figur 6.8. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for torskkegg/larver ved utslipp av produsertvann fra Nordland VII som starter samtidig med gyting. Søylene angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgner av et 60 døgners produsertvannutslipp.

Sildelarver Nordland VII



Figur 6.9. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for sildelarver ved utslipp av produsertvann fra Nordland VII som starter samtidig med klekking. Søylen angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgner av et 60 døgners produsertvannutslipp.

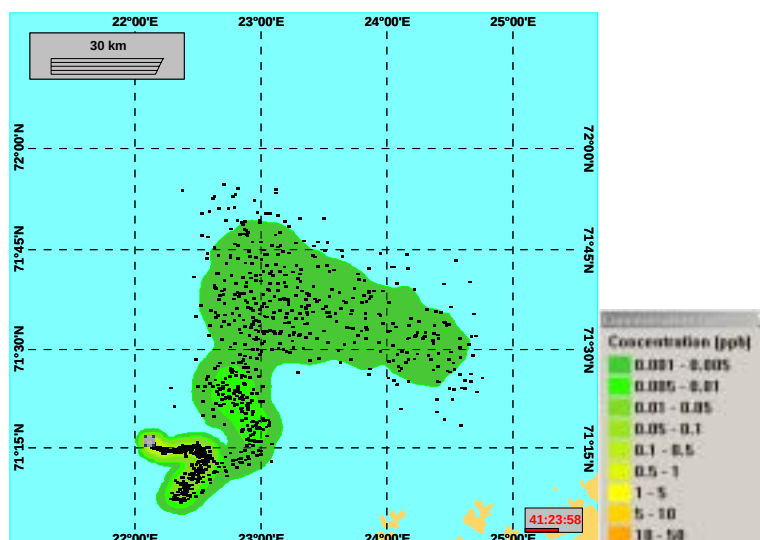
6.4.3 Konsentrasjonsfelt og eksponering av fiskelarver Troms I.

3-dagers utslipp

For Troms I er det også simulert 3 dager utslipp i februar, april og juni. I alle disse scenariene driver utslippet i østlig retning med avbøyning mot nord. Høyeste registrerte summerte konsentrasjon i volumer på 100 x 100 x 10 m er 25 ppb. Konsentrasjoner på over 5 ppb (oppløsning 100 x 100m) forekommer sporadisk innenfor en avstand på 1.5 km. Spredning av enkeltkomponenter er vist i vedlegg V4.3. Utslippsmengdene ved Troms I er mindre enn ved Nordland VI og VII og fortynningsfeltet er følgelig mindre.

To måneders utslipp

Det er gjennomført 2 måneders simuleringer med utslipp fra Troms I med start i februar, april og juni. I alle tilfeller driver utslippet østover med avbøyning mot nord (Fig. 6.10). Spredning av enkeltkomponenter er vist i Vedlegg V4.6.

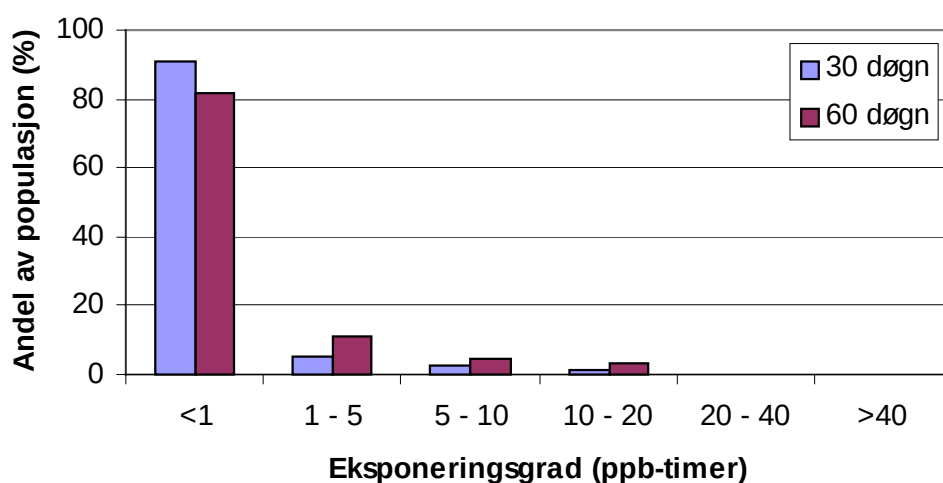


Figur 6.10. Fordeling av produsertvannutslipp med start 1 juni ved Troms I etter 60 døgn. Summert konsentrasjon ned til 0.001 ppb markert med grønt/gult

Larve-eksponering

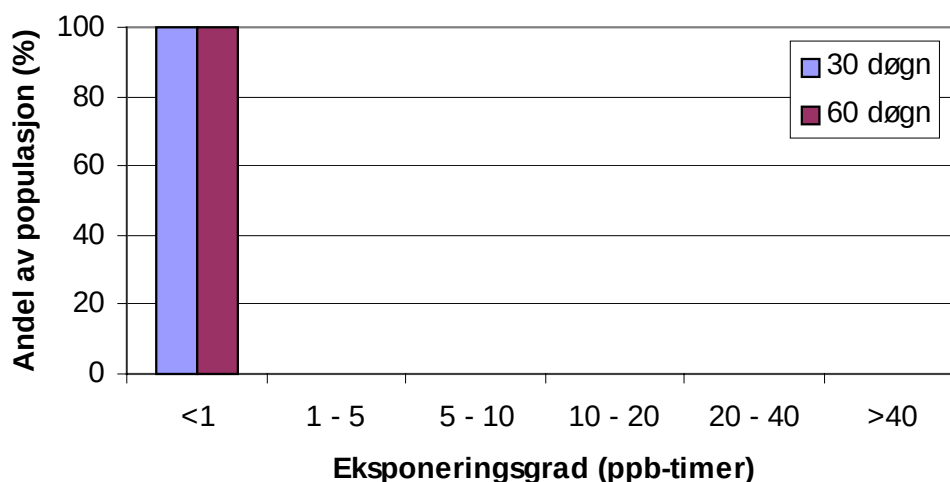
En stor del av torskelarvene som er registrert i Havforskningens tokt vil drive gjennom området med utslippet. Konsentrasjonen i fortynningsfeltet er imidlertid lav og det er ikke registrert eksponeringsdoser over 20 ppb-timer (Fig. 6.11). Loddelarvene er i liten grad i berøring med fortynnings-sonen og det er ikke registrert eksponering over 1 ppb-time (Fig. 6.12).

Torskelarver Troms I



Figur 6.11. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for torskelarver ved utslipp av produsertvann i 2 måneder fra Troms I. Utslipet er startet 1. Juni og det er tatt utgangspunkt i fordeling av torskelarver i juni. Søylen angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgn av et 60 døgns produsertvannutslipp.

Loddelarver Troms I



Figur 6.12. Eksponeringsdoser (sum av alle komponenter) for loddeyngel ved utslipp av produsertvann i 2 måneder fra Troms I. Utslipet er startet 1. Juni og det er tatt utgangspunkt i fordeling av torskelarver i juni. Søylen angir prosentvis andel av hele populasjonen i området med angitt eksponeringsgrad etter henholdsvis 30 og 60 døgner av et 60 døgns produsertvannutslipp.

6.4.4 Sammenligning av utslippslokalitetene

Utslipp ved Nordland VI og Nordland VII viser noenlunde samme fortynningsgrad. Ved simuleringer utført i samme periode er det en tendens til at spredningsfeltet ved Nordland VI er noe mer konsentrert enn ved Nordland VII (Tabell 6.4) der utstrekningen av fortynnings-sonen er større. Beregningene for eksponering av fiskeegg og larver ble utført i samme periode ved de to feltene og viser tilnærmet lik eksponeringsgrad. Ved Nordland VII er imidlertid andelen av populasjonene av sild og torsk med de høyeste eksponeringsgradene (> 5 ppb-timer) større enn ved Nordland VI. Ved begge utslippspunktene er overlappet mellom gyting/klekking tilnærmet maksimalt. Det vil si at store deler av egg/larve populasjonene driver gjennom influensområdene for utslippet og forbi utslippet i utslippsperioden.

Utslipet ved Troms I har mindre volum enn utslippene i Lofoten-området og influensområdet er følgelig mindre. Det er ingen klart definerte gytefelt i området, men feltet ligger i drivbanen for torskeyngel som driver gjennom området i juni/juli. Simuleringene med torskeyngel er her basert på et øyeblikksbilde av fordeling av torskeyngel fra HI's tokt i juni 1983, og videre simulering av yngeldrift. Resultatet er at eksponeringsdosene for torskeyngel er større enn for torskeegg ved Nordland VI.

Tabell 6.4 viser registrerte arealer med angitt maksimal konsentrasjon av enkeltkomponenter under simulering i en 10-dagers periode. Registreringen er gjort ved det tidspunktet som hadde den høyeste konsentrasjonen i spredningsfeltet. Ved simuleringer over lengre perioder vil bildet være omtrent det samme på grunn av det ensrettede strøm-mønstret i områdene. Utslipet transporteres derfor ut av området og det skjer ingen oppbygging av konsentrasjoner over tid ut over det som skjer i de første 1-2 døgnene.

Tabell 6.4. Maksimale observerte konsentrasjoner av enkeltgrupper av kjemikalier ved simulering av utslipp gjennom 10 døgn ved Nordland VI (april), Nordland VII (april) og Troms I (mai). Tabellen viser maksimalt antall arealenheter (100 x 100m) som inneholder maksimalkonsentrasjonen over en periode på 10 døgn

Komponentgruppe	Høyeste konsentrasjonsområde (ppb)	Største antall arealer (100 x 100 m) med høyeste konsentrasjon		
		Nordland VI	Nordland VII	Troms I
BTX	5-10	15	9	0
Naphtalen	0.1-0.5	67	37	0
PAH 2-3 ring	0.01-0.05	82	81	0
PAH 4+ ring	0.001 - 0.005	63	35	0
Fenol C0 – C3 (78% C0-C1)	10 -50	54	29	0
Fenol C4-C6	0.05 – 0.1	29	13	0
Fenol C7+	< 0.001	0	0	0
Sink	0.01 – 0.05	69	37	0
Kobber	0.005 – 0.01	23	9	0
Olje (heptane)	5-10	63	30	0

6.5 Effekter av produsertvannutslipp fra Nordland VI, Nordland VII og Troms I

6.5.1 Effekt av naturlige komponenter av produsertvann generelt.

Generelt for alle oljekomponenter er at de finnes naturlig i sjøen gjennom naturlige utslipp fra sjøbunnen. Marine organismer er derfor i stand til å tolerere naturlige oljekomponenter i lave konsentrasjoner. Naturlige oljekomponenter er derfor også i en viss grad biologisk nedbrytbare. I den grad oljekomponenter forsvinner fra det marine miljøet skyldes dette fordamping (lette komponenter) og nedbryting (transformasjon, mineralisering). Tyngre PAH'er og komponenter med høy oktanol-vann-fordelingskoeffisient (K_{ow}) vil lett binde seg til overflater på partikulært materiale og en del vil sedimentere på denne måten. Nedbryting av tyngre, lite vannløselige komponenter skjer i trinn der produktet som regel er mer vannløselig enn utgangspunktet. Kunnskapen om giftighet av nedbrytingsprodukter er svært begrenset og det er vanlig å beregne giftighet ut fra de opprinnelige komponentene i produsertvannet. En del av de tyngre komponentene som finnes i produsertvann er i andre sammenhenger påvist å kunne gi kroniske effekter i lave doser. Dette gjelder PAH'er som kan gi deformasjoner under larveutvikling (Marty *et al.*, 1997, Kiparissis *et al.* 2001a, b) og enkelte er vist å kunne påvirke arvestoffet (genotoxisk virkning), for eksempel Benzo(a)pyren og Chrysen (Neff 2002). Alkylfenoler er vist å ha hormonhermende egenskaper og kan påvirke kjønnsutvikling og formeringsevne hos fisk (Gray & Metcalfe, 1997, Meier *et al.*, 2001).

6.5.2 Giftighet

Akutt giftighet av organiske stoffer i produsertvann er antatt å skyldes generell narkose som følge av diffus påvirkning på cellemembraner. For aromatiske forbindelser synes effekten å være knyttet til en kritisk kroppskonsentrasjon (body burden) som er uavhengig av strukturen på stoffene. Det er en generell trend innen alle komponentgrupper at den akutte giftigheten øker med økende fettløselighet (økende oktanol/vann-koeffisient; K_{ow})

Et betydelig arbeid er gjort for å kartlegge grenseverdier for giftighet av naturlige komponenter i produsert vann. For en stor del er dette gjort ved testing av akutt giftighet, enten ved EC50-tester (konsentrasjon for 50% effekt) eller LC₅₀-tester (konsentrasjon som gir 50% dødelighet). Varigheten på disse testene er vanligvis maksimalt 96-timer. Det er vanlig å utføre disse testene

på enkeltkomponenter, og disse testene dekker en del av de komponentene i produsertvannet som vanligvis analyseres.

Mens mekanismen for akutt giftighet er generell, er langtidseffektene knyttet til spesifikke virkningsmekanismer. Aktuelle langtidseffekter er hormonhermende effekter, genetiske skader og utviklingsmessige skader (misdannelser).

Det er av enkelte hevdet at økende temperatur fører til økt giftighet, men dette kan være et resultat av at forsøksdyr som har vært benyttet ikke har vært adaptert til forsøkstemperaturen. Spørsmålet om temperatur-effekt er i stor grad uavklart. Biologiske organismer er imidlertid generelt tilpasset temperaturen i sitt leveområde og generelle fysiologiske forhold tilsier at temperatur har begrenset betydning for giftvirkning innenfor artenes normale temperaturområde.

6.5.3 Skjebnen til utslippskomponentene

Ved utslipp av produsert vann i ensrettede strømfelt vil det skje en rask fortynning av utslippet. Dette er illustrert i beskrivelsen av konsentrasjonsfeltene ovenfor. I konsentrasjonsfeltet vil det i tillegg til fortynning skje nedbryting (transformasjon, mineralisering), sedimentering etter binding til partikler og fordamping til luft (lette komponenter). Metaller vil ikke brytes ned, mens nedbryting av tyngre komponenter (PAH) vil skje langsomt. Temperatur synes i liten grad å påvirke hastigheten av bakteriell nedbryting. Det er derfor lite som tyder på at bakteriell nedbryting av løste oljekomponenter skjer vesentlig raskere i varme farvann enn i arktiske områder.

6.5.4 Akutteffekter og langtidseffekter.

I effektvurderingene som er gjort her er antatt grense for kroniske effekter (Predicted no effect concentration; PNEC_{chron}) lagt til grunn. For enkeltutslipp i relativt ensrettede strømfelt er dette et konservativt estimat for planktoniske organismer. Dette skyldes at organismene driver inn i fortynnings-sonen og følger vannstrømmen gjennom fortynningsprosessen. Eksponeringsforløpet vil derfor være preget av en initiell høy konsentrasjon som gradvis avtar etter hvert som utslippet fortynnes. Simulering av eksponeringsdoser (Kap. 6.1) gir en beskrivelse av forventet dose. Risikoberegningene som er basert på kroniske kriterier ser bort fra tidsforløpet i eksponeringen og antar at organismene holdes konstant ved en gitt eksponeringskonsentrasjon.

6.5.5 Beregninger av miljørisiko

Riskberegninger i DREAM er basert på beregninger av spredningsfelt, og økologisk risiko beregnes ut fra forholdet mellom konsentrasjonen av kjemikalier i vannet PEC; predicted environmental concentration) og estimert grense for effekt (PNEC; predicted no effect concentration). PNEC er i hovedsak basert på laboratorietesting av giftighet for enkeltstoffer. PNEC-verdiene som benyttes her er de samme som benyttes i DREAM og er hovedsakelig basert på et arbeid av Frost (2002). Disse PNEC-verdiene er et uttrykk for miljørisiko ved lang tids eksponering (risiko for økosystemet). PNEC-verdien uttrykker antatt risiko for skade på 5%. En PEC/PNEC-verdi på 1 vil altså bety at sjansen for skade er 5%. I realiteten angir denne verdien risiko for effekt i et punkt eller et definert vannvolum dersom konsentrasjonen vedvarer over tid. Risikoen for hele økosystemet bestemmes av hvor stor del av den totale biomassen eller populasjonene som utsettes for en bestemt grad av skade. Utgangspunktet for fastsettelse av PNEC-verdier er resultater fra definerte giftighetstester og relevans av disse testene. Dersom det eksisterer minimum tre korttidstester fra forskjellige trofiske nivåer (for eksempel alge, hoppekreps og fisk) der effekt (EC50-konsentrasjon som gir 50% effekt) eller dødelighet (LC₅₀-konsentrasjon som gir 50% dødelighet) er registrert, benyttes en sikkerhetsfaktor på 1000. Dersom det eksisterer langtidstester fra 3 trofiske nivåer benyttes det en sikkerhetsfaktor på 10. Generelt vil sikkerheten i fastsettelse av PNEC-verdier øke med relevansen av de testene som er utført.

PNEC for kronisk eksponering bør ideelt sett være basert på resultater fra langtidstesting av de mest følsomme stadiene til den mest følsomme organismen.

6.5.6 Metaller i utslippet

Arsen

Arsen har en kompleks biokjemi og er mistenkt for å være carcinogent. Konsentrasjonen av Arsen i rent sjøvann er i størrelsesorden 2 µg/L (Andreae, 1979). I sjøvann forekommer 98% av arsen som 5-verdig i arsenat anion AsO_4^{2-} . Giftigheten av arsenat antas å være i samme størrelsesorden for arsenat og den treverdige formen i arsenitt ($\text{As}[\text{OH}]_3$) som forekommer under reduserende betingelser. Giftighet varierer fra i overkant av 10 µg/L (vekstinhibisjon hos *Skeletonema costatum*, embryonalutvikling hos kråkeboller) til LC_{50} på over 10000 µg/L for makroalger og krabber.

Vannkvalitetskriterier satt av U.S.EPA for arsenitt for henholdsvis akutt og kronisk eksponering er 69 og 36 µg/L. Akuttverdien for arsenat er satt til 2319 µg/L basert på tester på mysider (Neff, 2002). Konsentrasjonen i produsertvannutslippet er på 0.75 µg/L og i størrelsesorden forventet bakgrunnsverdi i området. Med de konsentrasjoner som er angitt er miljøskader på grunn av arsen utelukket.

Barium

Partikulær baritt er lite giftig og effekter knyttet til partikulær baritt kan høyst sannsynlig knyttes til fysiske egenskaper ved barittpartiklene. Den naturlige forekomsten av løst barium i sjøvann er omkring 20 µg/l (Neff, 2002). Effekter på larveutvikling av blåskjell (*Mytilus galloprovincialis*) er påvist i underkant av 200 µg/L ($\text{EC}_{50} = 189$ µg/l; Spangenberg og Cherr, 1996). Barium i utslippet er oppgitt til 827 µg/L og antas å være knyttet til partikler. Dersom det imidlertid forutsettes at alt barium i utslippet er løst, er utslippskonsentrasjonen 4.4 ganger høyere enn laveste påviste EC_{50} , og ca. 40 ganger høyere enn forventet bakgrunnsverdi. Potensialet for akkumulering av barium i marine organismer er lite og det er i følge Neff (2002) ingen helserisiko knyttet til konsum av marine organismer på grunn av Barium-akkumulering. Det forventes ingen skadelige effekter av utslippet.

Kadmium

Bakgrunnsverdier av kadmium i overflatevann i åpent hav er i området 0.001 - 0.1 µg/L og i rent kystvann opp til 0.02 µg/L (Neff, 2002). I sjøvann er affiniteten til kadmium for å binde seg til komplekser og colloider relativt liten sammenlignet med kobber og bly, og ca. 50% kan antas å være tilgjengelig i løst form (Muller, 1996;1998, Piotrowicz. et. al 1983).

Løst kadmium på ioneform er biotilgjengelig og svært giftig. Kronisk grenseverdi for vannkvalitet satt av U.S. EPA er 9.3 µg/L. PNEC- verdi satt av Frost (2002) er 0.028 µg/L som er innenfor området for bakgrunnskonsentrasjoner.

Konsentrasjoner i produsertvannutslippet er 0.18 µg/L, og med de oppgitte konsentrasjonene vil ikke produsertvannutslippet av kadmium føre til miljøskader.

Kobber

Fritt kobber på ioneform kan være giftig ned mot 0.3 µg/L i sjøvann (Neff, 2002). Imidlertid vil det meste av kobberet være bundet til organisk materiale eller forekomme i mindre giftige former. Andelen ionisk kobber er oppgitt til 0.6 –5 % av totalt kobber i sjøvann (Sadiq, 1992). Kobber

inngår som essensielt sporelement i enzymer og finnes i blodpigment hos en del krepsdyr (henocyanin). Kroniske vannkvalitetskriterier satt av U.S. EPA er 3.1 µg/L og forutsetter kompleksdannelse og naturlig fordeling av kobberformer i sjøen. Konsentrasjoner av kobber i rent sjøvann (overflaten) er i området 0.05 – 0.35 µg/L (Neff, 2002).

Utslipet er 2.69 µg/L som er 134 ganger kronisk PNEC-verdi (0.02 µg/L, Frost 2002) og i størrelsesorden 30 ganger forventet bakgrunnsverdi. På grunn av rask fortynning er det ikke trolig at kobber vil gi målbare miljøeffekter.

Jern

Utslipet inneholder relativt høy konsentrasjon av jern (6338 µg/L) som antas hovedsakelig å være bundet i partikler. Bakgrunnsverdien for jern i sjøvann er ca 10µg/l og LC₅₀-verdier i sjøvann er rapportert ned mot 1000 µg/l (U.S. EPA Ecotox database). I oksygenrikt sjøvann forekommer jern på treverdig form i salter som er relativt tungtløselige og har en tendens til å felles ut. Det kan derfor antas at jern er begrenset biotilgjengelig.

Det er kjent at tilførsel av jern i rent havvann kan føre til økt algevekst som en følge av at jern er begrensende faktor for veksten. Dette er som regel ikke tilfelle i kyststrømmen. Jern forekommer i sjøvann på i former som moderat til lite giftig, og det forventes ingen miljøeffekt av jern i utslippet.

Krom

Krom kan teoretisk finnes i flere valensformer i sjøvann men finnes i praksis som enten 3-verdig; Cr(III) eller 6-verdig; Cr(VI) (Neff, 2002). Oppgitte verdier for påviselige effekter er fra 16 µg/L og oppover. Lethale effekter er angitt fra 1600 µg/L og oppover (naupli av copepoder; Hutchinson *et al.*, 1994). Bakgrunnskonsentrasjon av løst krom i åpent hav er mellom 0.1 og 0.55 µg/L (Neff, 2002). Oppgitt konsentrasjon i produsertvannutslipp er 2.32 µg/L som er i størrelsesorden 10 ganger over forventet bakgrunnsverdi og 10% av laveste rapporterte verdi for kronisk toksisitet. Utslipp av krom vil ikke føre til negative miljøeffekter.

Kvikksølv

Kvikksølv forekommer i tre valens-former i sjøvann, hvorav +2-valensformen er den vanligste i oksygenert vann. Denne formen finnes vanligvis som HgCl₂ og andre klorkomplekser. Klorkonsentrasjonen av reaktivt kvikksølv i overflatevann i åpent hav er rapportert mellom 0.00007 og 0.006 µg/L (Neff, 2002). I relativt rent kystvann og i estuarier er konsentrasjonen av løst kvikksølv opp mot 0.02 µg/L (Neff, 2002). Miljømessig er det knyttet mest bekymring til metylerte former av kvikksølv som dannes under anoksiske betingelser (Wood, 1987). I oksygenert sjøvann er imidlertid den inorganiske formen den dominerende (Neff, 2002).

Kvikksølv i reaktiv inorganisk form er av de mest giftige metaller og akutt lethale effekter forekommer i området 1 – 10000 µg/L (WHO, 1989).

Konsentrasjonen av kvikksølv i produsertvannutslippet er 0.08 µg/L. Dette er 10 ganger over kronisk PNEC-verdi (0.008 µg/L; Frost, 2002). Utslippskonsentrasjonen er under lavest dokumenterte grense for effekt og med den fortynningen som er av utslippet forventes det ingen skadelige miljøeffekter.

Nikkel

LC₅₀-verdier for nikkel (nikkelklorid) i sjøvann er rapportert ned mot 300 µg/L (U.S. EPA Ecotox database). Konsentrasjonen i utslippet på 0.73 µg/L er i størrelsesorden bakgrunnsverdien (0.1 – 0.5 µg) og under kronisk PNEC-verdi (1.22 µg/L). Utslipet av nikkel vil ikke gi negative miljøeffekter.

Bly

Bly forekommer naturlig i sjøvann i konsentrasjoner fra 0.002 til omkring 0.2 µg/L i åpent hav og oppmot 1 µg/L i kystområder (Neff, 2002). Utslippskonsentrasjonen er i størrelsesorden forventet bakgrunnsverdi og omkring 3 ganger benyttet PNEC-verdi (0.182 µg/L; Frost, 2002). Utslipet av bly vil ikke føre til miljøskader.

Sink

Sink finnes naturlig i sjøvann konsentrasjoner opp mot 0.5 µg/L, hovedsakelig absorbert til organiske partikler. Marine organismer regulerer kroppskonsentrasjonen av sink og giftigheten er knyttet til frie ioner som utgjør en liten andel av totalkonsentrasjonen. Løste konsentrasjoner av sink ned mot 5 µg/L er vist å påvirke befruktning og tidlig utvikling hos noen mollusker, krepsdyr og fisk (Ojaveer *et al.*, 1980; Verripoulos & Harduovelis, 1988; Hunt og Anderson 1989). Sink i utslippet vil i hovedsak være, eller raskt bli, assosiert med partikler i sjøvannet. Dersom man imidlertid antar at all sink i utslippet (11.85 µg/L) er løst, er utslippskonsentrasjonen i størrelsesorden laveste påviste effektkonsentrasjon (LOEC) og 12 ganger over PNEC-verdien (som er i størrelsesorden naturlige konsentrasjoner i dypvann). På grunn av rask fortynning ned mot bakgrunnsverdien vil utslippet av sink ikke føre til miljøskader.

6.5.7 Organiske komponenter i utslippet

BTEX – Monosykliske aromater

BTEX består av monosykliske aromater. Disse komponentene består av en benzene-ring som kan være koblet til en eller flere alkylgrupper. Gruppen består av benzen, toluen, etylbenzen, og m-, p-, og o-xylen. Disse stoffene er generelt flyktige og har en moderat løselighet i sjøvann. BTEX'ene har en log oktanol/vann-koeffisient (Log K_{ow}) på 2.13 til 3.20. Potensialet for bioakkumulering er derfor lite. Stoffene er ikke persistente i sjøvann og brytes ned ved fotolyse og biodegradering. I tillegg vil stoffene forsvinne til luft fra overflaten.

Den akutte giftigheten av BTEX antas å skyldes ikke-spesifikk narkose knyttet til effekter på lipidmembraner. Benzene er vist å ha genotoxisk effekter og kan forårsake kreft. Det er ikke vist at andre stoffer i BTEX-gruppen er carcinogene (IARC, 1989). De oppgitte verdiene for akutt giftighet for stoffene varierer mye, noe som delvis reflekterer at det er vanskelig å kontrollere eksponeringskonsentrasjoner på grunn av at stoffene er flyktige. Tabell 6.5 viser LC₅₀ verdier fra forskjellige kilder. På grunn av at BTEX-komponentene har rask opptaks- og utskillelseskinetikk, vil opptaket i stor grad være i likevekt med eksponeringen. På grunn av at komponentene forsvinner relativt raskt fra vannfasen vil eksponering i fortynningssonen være av begrenset varighet.

Under risk-beregninger i DREAM benyttes en PNEC-verdi på 17 µg/L (Frost, 2002)

Konsentrasjonen i utslippet er oppgitt å være 3000 µg/L. Ut fra beregning av eksponering av fiskeegg- og larver vil ikke utslippet av BTEX påvirke fiskeressursene. Lokal og relativt kortvarig påvirkning på organismer som kommer i kontakt med utslippet i umiddelbar nærhet av plattformen kan forekomme, men det er lite sannsynlig at dette gir varige skade på individbasis. På populasjonsnivå forventes ingen målbare effekter.

Tabell 6.5. Empiriske verdier for LC₅₀ baser på databaser(Aquire database, EPA, 1997- etter Neff, 2002)

Komponent	Log K _{ow}	LC ₅₀ alle arter (µg/L)*	LC ₅₀ ± SD for Fisk (µg/L)**
Benzen	2.13	35420	65128 ± 62523 (n=57)
Toluen	2.65	27320	48938 ± 42087 (n=20)
Ethylbenzene	3.13	19020	69069 ± 31772 (n=31)
Xylene	3.13 – 3.20	2900 - 10950	18820 ± 6210 (n=49)

*Basert på Aquire U.S.EPA (Neff, 2002)

**Basert på EPA ECOTOX database (2003) LC₅₀-verdier for fisk (aritmetisk middel etter at 20 % av laveste og høyeste ekstremverdier er fjernet) beregnet av SINTEF.

Naftalener

Naftalener er relativt løselig og det er registrert nedbrytingsrater (transformasjon) på 30% pr døgn i statiske systemer med WAF (Brakstad *et al.*, 1999). Estimert akutt giftighet for naftalener er vist i tabell 6.6.

Tabell 6.6. Estimert midlere akutt dødelig konsentrasjon av naftalener ($\mu\text{g/L}$) fra forskjellige kilder.

Komponent	Log K _{ow} *	Battelle, 2000 LC ₅₀	Lee et al. 2001, LC ₅₀	Fisk 2003, LC ₅₀ **
Naftalen	3.33 (3.30)	5400	2430	4677
Methylnaftalen	3.87 (3.87)	1860	880	1259
Dimethylnaftalen	4.40 (4.37)	379	300	398
Trimethylnaftalen	5.00 (4.81)	86	88	145

* Verdier fra Neff, 2002. Verdier brukt av SINTEF i parenteser.

**QSAR-baserte verdier for fisk basert på EPA ECOTOX database LC₅₀-verdier (aritmetisk middel etter at 20 % av laveste og høyeste ekstremverdier er fjernet).

Basert på kjente toksisitetsverdier og det relative forholdet mellom komponentene kan giftigheten av gruppen beregnes. Frost (2002) angir 2.1 $\mu\text{g/L}$ som PNEC verdi for kroniske effekter for naftalen. Denne verdien benyttes også i risk-beregninger av naftalener. Utslipet har en konsentrasjon på 138 $\mu\text{g/L}$ som er ca 65 ganger benyttet PNEC-verdi.

PAH 2 – 3 ring

Gruppen inneholder PAH'er med logK_{ow} i området 4 – 5. Det synes å være en klar sammenheng mellom K_{ow} og giftighet. U.S. EPA (1992) angir marine vannkvalitetskriterier for to av komponentene (Tab. 6.7). Verdiene tilsvarer laveste konsentrasjon for observert effekt. Nedre grense for effekt (NOEC; no effect concentration) av phenanthrene ved kronisk eksponering av fiskelarver og yngel er rapportert i området 19 – 49 $\mu\text{g/L}$ (Pasino-Reader *et al.*, 1995; Hooftman & Eversde –Ruiter, 1992; Frost, 2002)

Konsentrasjonen i utslippet er 16 $\mu\text{g/L}$ som er omkring den laveste rapporterte grenseverdier for kroniske effekter (NOEC) på fiskelarver og –yngel ved phenanthrene– eksponering. Utslippskonsentrasjonen er 107 ganger etablert PNEC-verdi (0.15 $\mu\text{g/L}$; Frost, 2002). På grunn av den raske fortynningen forventes ingen målbare miljøeffekter.

Tabell 6.7. Vannkvalitetskriterier for PAH (U.S. EPA, 1992)

Komponent	Akutt ($\mu\text{g/L}$)	Kronisk ($\mu\text{g/L}$)
Acenaphthene	970	710
Phenanthrene	7.7	4.6

PAH 4+ ring

Gruppen inneholder en rekke tungtløselige PAH'er som til dels har carcinogent potensiale. Log K_{ow} varierer fra 4.88 (pyren) til over 6.5 (dibenz(a,h)antracene). PNEC-verdi for gruppen er satt til 0.05 µg/L og er i hovedsak basert på effekter av benzo(a)pyrene.

Konsentrasjonen i utslippet oppgitt til 1 µg/L er 20 ganger PNEC-verdien. På grunn av den raske fortynningen forventes ingen målbare miljøeffekter.

Fenol C0 – C3

Totalt utgjør C0 – C3-fenoler ca 50% av de simulerte komponentene (Tabell 4.2-1). Innenfor gruppen dominerer fenol og cresol (C1-fenol) som til sammen utgjør ca 80%. Fenol brytes relativt raskt og det er oppgitt nedbrytingsrater på omkring 30% pr. dag. Dette bidrar til å redusere konsentrasjonene i fortynningsfeltet. Det er stor spredning i data på akutt giftighet av fenol og dette kan indikere en viss grad av spesifikk giftvirkning i motsetning til den generelle narkotiske effekten som dominerer i akutteksponering for aromater.

Denne gruppen er imidlertid den gruppen som klart gir den høyeste initielle konsentrasjonen i forhold til oppgitt kronisk PNEC-verdi på 2 µg/L (Frost, 2002). På grunn av den høye nedbrytingsraten (halveringstid på 28 timer for fenol; Neff 2002), er denne verdien imidlertid senere forhøyet til 10 µg/L som er den verdien som benyttes i DREAM. Konsentrasjonen i utslippet er oppgitt til 10325 µg/L som er 1033 ganger PNEC-verdien på 10 µg/L.

Akutt giftighet av fenol er rapportert ned mot 1000 µg/L. Estimerte middelveier for akutt giftighet av de forskjellige komponentene er vist i Tabell 6.8.

Tabell 6.8. Estimert (QSAR-basert) akutt giftighet av fenoler C0 - C3 (fra Neff et al. (2000)).

Komponent	Log Kow	Neff, 2000, LC ₅₀ (µg/L)
Fenol	1.50	61440
C1-fenol	1.98	38490
C2 -fenol	2.35	27240
C3-fenol	2.70	19480

Fenoler C0 – C3 nær utslippet forekommer i konsentrasjoner som er potensielt skadelige ved langtidseksponering. Ut fra fortynningsforholdene og oppgitte nedbrytingsrater samt doseberegningene som er vist foran, er det ikke sannsynlig at alkylerte fenoler til og med C3 vil føre til målbare miljøeffekter ut over de nærmeste metrene fra utslippet. Dersom man tar utgangspunkt i den mest eksponerte gruppen av egg/larver (Fig. 6.9; sild Nordland VII) har alle disse en eksponeringsgrad for hele utslippet på under 40 ppb-timer. Dersom det antas at fenol C0 – C3 utgjør 50% av eksponeringen, vil dette utgjøre 20 ppm-timer. Til sammenligning vil eksponering for en konsentrasjon lik PNEC-verdien (10 µg/L) i 96 timer gir en dose på 960 ppb-timer. Det er derfor usannsynlig at utslippet vil føre til målbar skade på egg og larver av fisk i området.

Fenol C4 – C5

Alkylerte fenoler er aktuelle i forbindelse med østrogene effekter som kan føre til feminisering og nedsatt reproduktiv evne hos hannfisk. Det er begrenset med data for C4 – C5 fenoler. Effekter på fisk (pentylfenol) er imidlertid observert ned til 18 µg/L (Gimeno et al., 1998). PNEC-verdien som benyttes i risk-beregninger er satt til 0.36 µg/L (Frost, 2002). Konsentrasjonen som er oppgitt i produservannet er 86 ganger høyere enn PNEC-verdien og dobbelt så høy som laveste dokumenterte kroniske effekt. Fortynning i vannsøylen vil raskt gi konsentrasjoner under PNEC-verdien og det er ikke sannsynlig at utslippene av C4 – C5-fenoler vil føre til negative miljøeffekter.

Fenol C6+

Østrogene effekter på fisk som følge av eksponering av nonylfenol er beskrevet ned til ca 10 µg/L (Lewis and Lech, 1996). Effekter på krepssdyr er også observert ned mot 10µg/L uten at det er dokumentert hormonhermende effekter (Baldwin et al., 1997). Havforskningsinstituttet har på basis av eksponeringsforsøk med kjønnsmoden torsk antydnet at alkylerte fenoler C4-C7 kan gi effekter ved vannkonsentrasjoner på 0.032 µg/L eller lavere, som er en faktor 1000 under effektgrensene som er funnet i andre arbeider (Meier et al, 2002). Disse beregningene er imidlertid basert på effekter ved tilsetning av høye doser i fôr en gang i uken og tilbakeberegning til kronisk vannkonsentrasjon. Gitt en halveringstid til alkylfenol i fisken på 10 – 15 timer vil dette gi en kraftig pulset eksponering som ikke uten videre kan omregnes til kronisk eksponering. Dette, sammen med en noe uklar dose/respons-sammenheng gjør at resultatene trenger å verifiseres.

PNEC-verdien er satt til 0.04 µg/L (Frost, 2002).

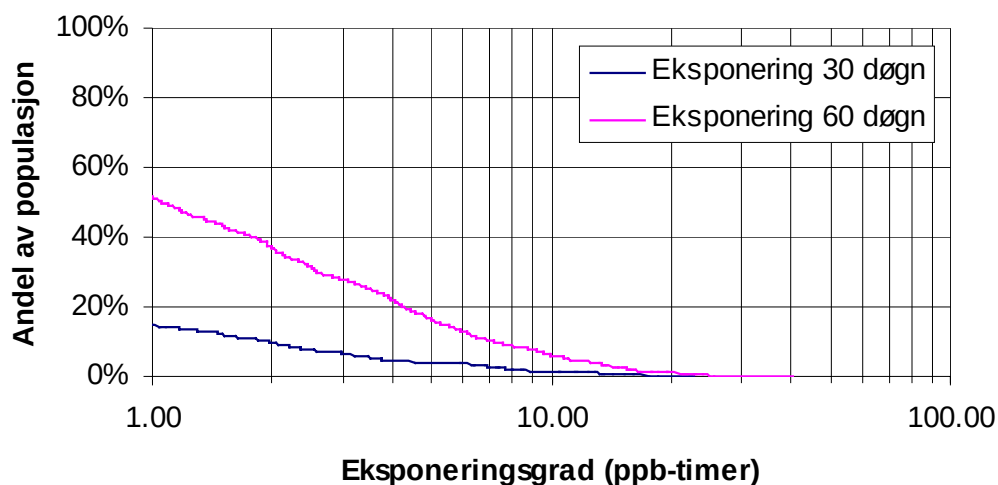
Konsentrasjoner av C6+fenoler i produsertvannutslippet er oppgitt til 0.2 µg/L. Dette er 5 ganger høyere enn PNEC-verdien, og under laveste dokumenterte vannkonsentrasjon som gir kroniske effekter. Tatt i betraktning den fortynningen som skjer fra utslippspunktet, er det usannsynlig at det oppgitte utslippet av C6+fenoler vil medføre negative miljøeffekter.

6.5.8 Risikoberegninger for hele utslippet

Risikoen for skade beregnes ut fra forholdet mellom forholdet PEC/PNEC. Dersom denne verdien er 1 angir den en mulig skadepotensiale på 5%. Ut fra fastsettelsen av PNEC-verdiene betyr dette ideelt at det er sannsynlig at den mest sensitive arten utsettes for 5% skade dersom den utsettes for kronisk eksponering for den aktuelle konsentrasjonen. Brukt på planktoniske organismer i produsertvann-utslipp vil PEC/PNEC beregninger gjort på denne måten gi et konservativt anslag siden den reelle eksponeringen er transient. Det vil si at organismene kommer inn i et fortynningsfelt og opplever en initiell høy konsentrasjon som gradvis avtar. Dette illustreres av beregningene av eksponering der den maksimale dosen ikke overstiger 50 ppb-timer.

Størst eksponeringsgrad ble funnet for sildelarver ved Nordland VII (Fig. 6.13). Her ble ca 16% av populasjonen eksponert for utslippskonsentrasjoner på mer enn 5 ppb-timer. Eksponeringen for denne delen av populasjonen var ca. 12 ppb-timer. Ved en akutt eksponering tilsvarer dette en konsentrasjon på 0.13 µg/L i 96 timer. Dette er en faktor ca 5000 under LC₅₀-verdier på planktonkreps funnet ved tester på vannløselig fraksjon av olje (2 – 10 mg/L).

Sildelarver Nordland VII



Figur 6.15. Eksponering av sildelarver ved 60 døgns utslipp ved Nordland VII samtidig med klekking av sild på Røstbanken. Kurven angir andel av populasjonen som er eksponert for mer enn angitte dose etter henholdsvis 30 og 60 døgns utslipp. (Eksempel: Etter 60 døgner er 30% av populasjonen eksponert for 2 ppb-timer eller mer)

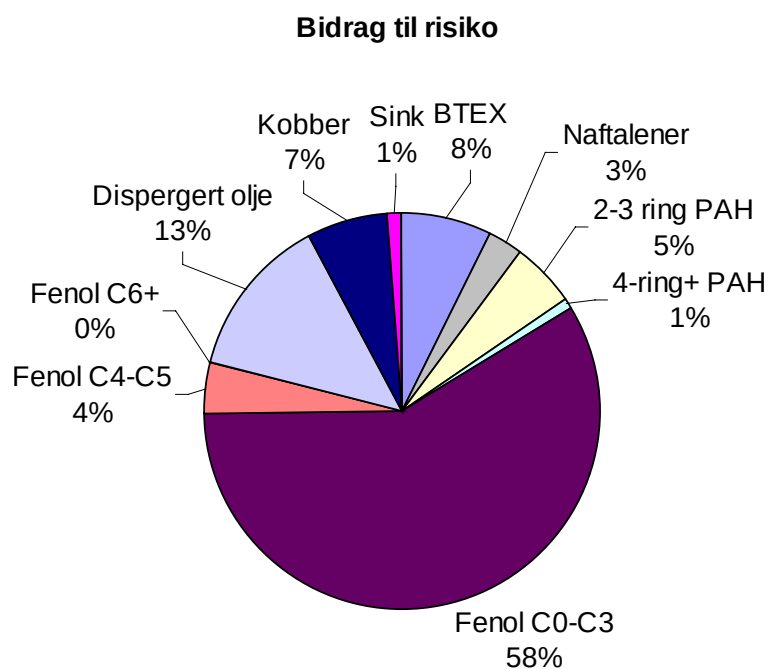
Figur 6.15 viser øyeblikksbilder med utbredelse av risiko forutsatt kronisk eksponering i konsentrasjonsfeltet. Områder farget med rødt viser areal med PEC/PNEC høyere enn 1. Dette tilsvarer en risiko for skade på minst 5% forutsatt at organismene ble holdt ved denne vannkonsentrasjonen over lengre tid. Tilsvarende risiko ved PEC/PNEC fra 0,1 til 1 er 1-5%. Tabell 6.9 angir beregnede vannvolumer med PEC/PNEC over 1 ved de forskjellige utslippsstedene. Dette volumet varierer fra 0 (Troms I) til 0,0056 km³ (Nordland VI).

Figur 6.14 viser risiko-bidraget fra de enkelte komponentene i utslippet. Fenol C0-C3 er den klart dominerende gruppen og bidrar med over halvparten av giftigheten i utslippet.

Egg og larver av fisk anses å være blant de mest følsomme organismene i sjøen. Ut fra de beregnede eksponeringsdosene og beregning av risiko for miljøskade konkluderes det med at det samlede regulære utslippet under de gitte forutsetningene ikke vil gi målbare effekter på populasjonsnivå av fisk og øvrig plankton ved de tre utslippsstedene.

Tabell 6.9. Vannvolumer med kronisk PEC/PNEC over 1 registrert gjennom et utslipp på 10 døgner ved de tre utslippsstedene.

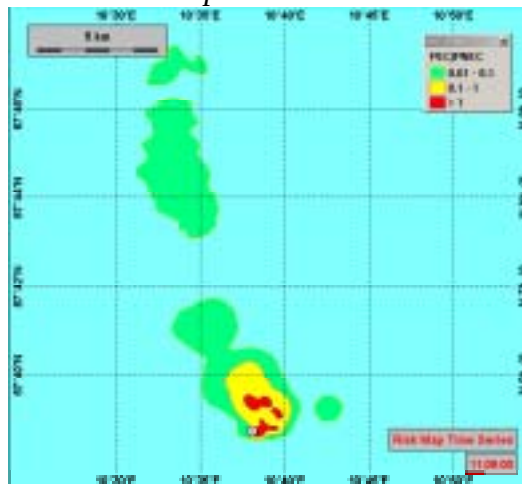
Utslippssted	Volum i km ³ (største registrerte verdi)	Volum i km ³ (minste registrerte verdi)
Nordland VI	0.0056	0.0015
Nordland VII	0.0035	0.0019
Troms I	0.0004	< 10 ⁻⁴



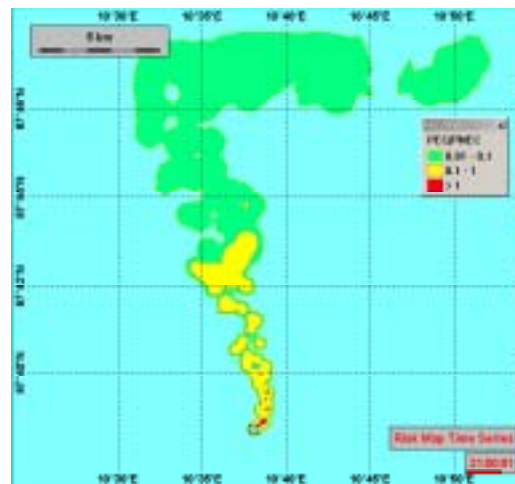
Figur 6.14. Bidrag av enkeltkomponenter til PEC/PNEC-verdien for produsertvannutslippet. Beregningen er basert på simuleringer som tar i betraktning utslippsmengde (konsentrasjon), nedbryting, fordamping og giftighet.

Figur 6.15. Kronisk PEC/PNEC ved utslipp av produsert vann fra Nordland VI, Nordland VII og Troms I. Verdier beregnet individuelt for vannvolumer på 100 x 100 x 10 m i de øverste 50m av vannsøylen. Maksimal og minimal utbredelse av områder med PEC/PNEC over 1 i simuleringsperioden er vist (simuleringsperiode Nordland VI; 30 døgn, Nordland VI og Troms I; 10 døgn).

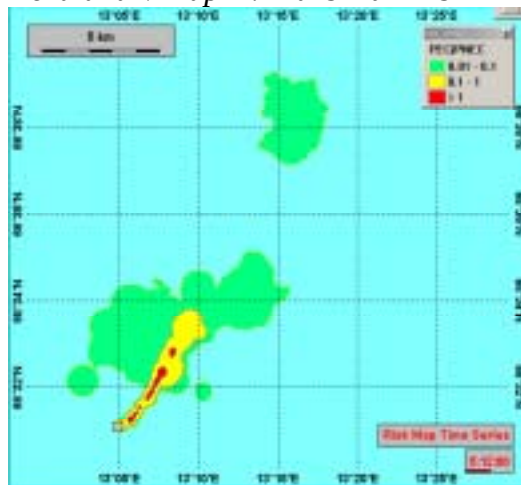
Nordland VI: april: Maksimum risk



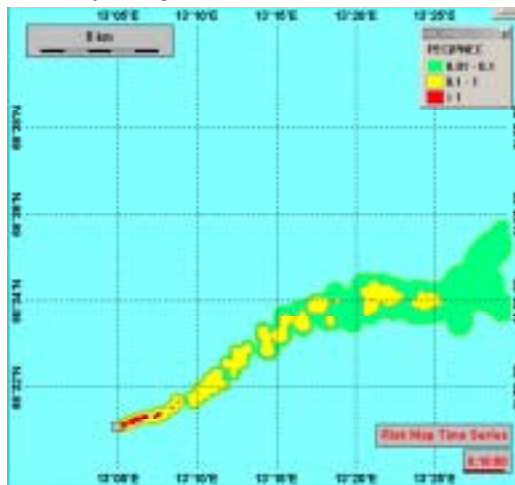
Minimum risk



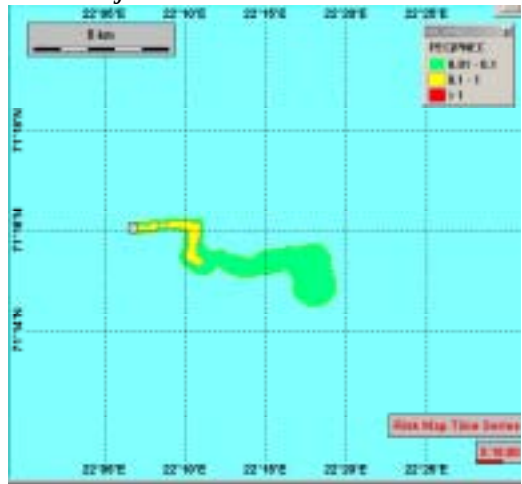
Nordland VII april: Maksimum risk



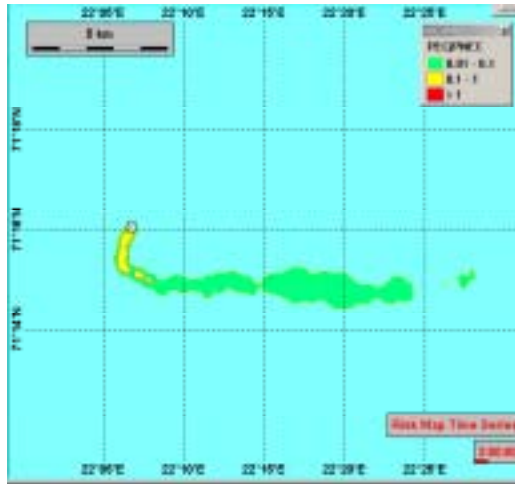
Minimum risk



Troms I juni: Maksimum risk



Minimum risk



6.5.9 Konklusjon: Skadepotensiale ved utslipp av produsertvann.

I særdeleshet Nordland VI og Nordland VII ligger i områder som er potensielt sårbare med hensyn til rekruttering av fiskeressurser i første rekke sild og torsk. Ut fra beregninger av spredningsfelt og simulering av biologisk eksponering er det usannsynlig at utslipp etter de spesifikasjoner som er gitt her vil gi målbare økologiske og/eller ressursmessige effekter. Dette skyldes i første rekke graden av rensing av de tyngre komponentene i utslippet og den raske fortynningen som vil skje ved utslipp i vannsøylen. For planktonorganismer vil dette føre til en begrensning både i eksponeringsgrad og eksponeringstid.

Potensialet for oppkonsentrering av naturlige oljekomponenter oppover i næringskjeden er generelt lite på grunn av effektive avgiftnings-systemer for disse komponentene spesielt i de øvre deler av næringskjeden (fisk, fugl).

Komponentene som har størst skadepotensiale i utslippet er lette fenoler (fenol C0-C3).

Utslippsmengdene fra Troms I er betydelig mindre enn fra feltene i Nordland. Ved Troms I er det ikke registrert konsentrerte gytefelt slik tilfellet er i Lofotenområdet. Faren for ressursmessige og/eller økologiske effekter på grunn av produsertvannutslipp ved Troms I er derfor mindre enn ved Nordland VI og VII.

6.6 Ordliste

Akutt giftighet: Skadelige egenskaper hos et stoff som vises etter kort tids eksponering (vanligvis under 96 timer).

Bakgrunnskonsentrasjon – Opprinnelig ”naturlig” konsentrasjon av et stoff.

Carcinogene effekter - Effekter som fører til kreft

EC₅₀ - Konsentrasjon som gir 50% av en definert effekt.

Kronisk giftighet - Skadelige egenskaper hos et stoff som vises etter lang tids eksponering i forhold til organismenes levetid.

LC₅₀ - Konsentrasjon som gir 50% dødelighet

Lethale effekter, lethalitet – dødelige effekter, dødelighet

Log K_{ow} – Logaritmen til forholdet mellom konsentrasjonen av et stoff i oktanol og konsentrasjonen i vann ved likevekt i en blanding mellom oktanol og vann. Indikerer graden av fettløselighet for et stoff.

NOEC (No Observable Effect Concentration) – Den høyeste konsentrasjonen som ikke gir statistisk signifikante effekter.

PEC (Predicted Environmental Concentration) – Antatt (eller målt) konsentrasjon av et stoff (stoffer) i miljøet.

PNEC (Predicted No Effect Concentration) – Et estimat av konsentrasjonen i omgivelsene hvor det er usannsynlig at lavere konsentrasjoner gir en effekt. PNEC angir følsomheten til økosystemet for bestemte stoffer: Grenseverdi for giftvirkning.

7 Utslipp av radioaktivitet

7.1 Om radioaktivitet

Sammen med produsertvannet slippes også ut komponenter som sender ut ioniserende stråling (dvs. alfa, beta og gamma stråling). I dette kapitlet betraktes de strålenivåer som utslipp av produsert vann kan forårsake i resipienten.

Radioaktivitet er et naturlig forekommende fenomen. Ioniserende stråling kommer inn fra verdensrommet og trenger gjennom (og delvis absorberes i) atmosfæren. Den forekommer også naturlig i berggrunnen. Radioaktiviteten kommer i hovedsak fra nedbrytning av kalium-40 og fra de tre ”kjedene” med naturlig radioaktivitet som begynner med henholdsvis uran-238, uran-235 og thorium-232.

Menneskeskapt ioniserende stråling finnes også. Eksempler er drift av, og uhell med atomkraftverk, utslipp til luft og sjø fra behandlingsanlegg for atomavfall, avfallsdannelser ved prøvesprengninger i atmosfæren og lekkasjer fra sunkne atomubåter.

Halveringstidene for de ulike radioaktive stoffene er meget forskjellig. Flere har halveringstider på millioner av år, mens for andre dreier det seg om sekunder. Komponentene binder seg ofte til partikulært materiale i resipienten (både organisk og uorganisk). Enkelte av disse akkumulerer i næringskjedene. Komponenter som akkumulerer samtidig med at halveringstiden er relativt lang er vektlagt i denne studien.

I motsetning til utslippene av kjemikalier og av naturlige komponenter i produsert vann er det ikke definert noen ”PNEC” for ioniserende stråling eller strålingsprodukter med tanke på belastninger på marint liv. Dette lar seg ikke gjøre, da effektene av ioniserende stråling antas ikke å ha noen nedre grense, men at effektene generelt øker proporsjonalt med økende intensitet. Slik sett er alt biologisk liv (inklusive oss mennesker) utsatt for denne type stråling og effektene fra den, da den alltid har vært der.

I dette kapittel fokuseres spesielt på ioniserende stråling fra produsert vann. Heller ikke denne strålingen kan sies å være ”menneskeskapt”, da disse vannmassene (det produserte vannet) har ligget i oljereservoarene i millioner av år. Den er derfor ofte beskrevet under begrepet ”naturlig radioaktivitet”. Den bringes likevel opp i dagen (eller ut i sjøvannet) som følge av industriell aktivitet. Ofte brukes begrepet TENORM (= *Techologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material*) om denne type stråling.

7.2 Innhold i produsert vann

Radioaktiviteten i produsert vann består av radioaktive nuklider fra de naturlig forekommende uran- og thoriumkjedene (Norse Decom, 2002). Eksempler på nedbrytningsprodukter fra disse kjedene er ^{226}Ra , ^{210}Pb og ^{210}Po fra ^{238}U -kjeden, og ^{228}Ra fra ^{232}Th -kjeden. Radon (^{222}Rn og ^{224}Rn) er datterprodukter av radium (henholdsvis ^{226}Ra og ^{228}Ra).

I produsert vann sammenheng er det spesielt radium (Ra-) komponentene som har fått mest oppmerksomhet. Disse er:

- ^{226}Ra som gir opphav til alfa stråling, og har en halveringstid på 1600 år.
- ^{228}Ra som gir opphav til beta stråling, og har en halveringstid på 5,75 år.

I tillegg kommer bly-210, som har en tendens til å akkumuleres i sedimentene:

Nivået av Ra-aktivitet i produsert vann vil være avhengig av mengden radium i reservoarenes bergarter, løselighet av radium i formasjonsvannet (det produserte vannet), dannelsen av "avleiringer" i produksjonssystemet samt bruk av avleiringsinhibitorer for å hindre avleiringsdannelse (Norse Decom, 2002).

Avleiringer (også kalt "scale") er en prosess hvor Ba, Sr og Ca ioner i det produserte vannet reagerer med sulfat (SO_4) og karbonat (CO_3) i produsertvannet eller i sjøvannet. Reaksjonen danner partikulært materiale (BaSO_4 , SrSO_4 og CaCO_3) som eksisterer i likevekt med ionene, fosfatet og karbonatet i sjøvannet/det produserte vannet. Avleiringer oppstår i produksjonsutstyret ved produksjon av olje, og dette materialet fraktes i dag til land for oppbevaring/behandling (se også ULB avfallsstudie, studie nr. 13).

Det er foretatt målinger av radioaktivitet i det produserte vannet som slippes ut på norsk sokkel. Målingene er referert i (Norse Decom, 2002) og i Røe (1998). Konsentrasjoner fra 4 felt operert av Norsk Hydro lå i området 6 - 9 Bq/L for ^{226}Ra og opp til 17 Bq/L for ^{228}Ra ¹. Målinger av produsertvannet på en rekke Norsk Hydro og Statoil opererte felt ga verdier opp til 7,7 Bq/L for ^{226}Ra og opp til 10 Bq/L for ^{228}Ra . Andre målinger (referert i Norse Decom, 2002) gir middelerverdier for målinger av produsert vann på norsk sokkel i området 4,8 - 12,8 Bq/L for ^{226}Ra og 2,1 - 4,2 for ^{228}Ra .

Man er ikke kjent med hvilke nivåer som eventuelt produsert vann i Lofoten/Barentshavet kan ligge på. Målinger fra andre områder (utenfor Norge) viser at aktivitetskonsentrasjonen fra de to nevnte komponenter kan ligge vesentlig over 10 Bq/L. I denne sammenheng kan også nevnes at innhold av særlig Ba-ioner i produsert vann er spesielt høyt for feltene på Midt-Norsk sokkel, med verdier i området 60 - 2000 mg/L (SINTEF, 1995).

I beregningene foretatt i dette prosjektet er antatt konsentrasjoner i det produserte vannet på 10 Bq/L for begge Ra-komponentene. Disse tall er gjennomgående noe høyere enn hva som oftest er blitt rapportert i produsert vann på norsk sokkel (gir noe ekstra sikkerhet).

¹ Her ble benyttet målinger på isotopen ^{228}Ac for bestemmelse av innholdet av ^{228}Ra .

7.3 Bakgrunnsverdier i sjøvann

Siden både ^{226}Ra og ^{228}Ra er naturlig forekommende komponenter, finnes disse også naturlig i sjøvann. Norge Decom (2002) og IAEA (1990) gjengir resultater fra målinger foretatt i mange forskjellige havområder. Det er gjennomgående høyere verdier i kystområder sammenlignet med åpent hav. En av årsakene til dette kan være at konsentrasjonene har en tendens til å øke nær bunn, og dybdene er gjerne mindre i kystområder. Dessuten er oftest de naturlige bakgrunnsverdiene gjerne noe lavere for ^{228}Ra , sammenlignet med ^{226}Ra .

For ^{226}Ra er det blitt observert (verdier for åpent hav) 0,74 - 4,44 mBq/L for Atlanterhavet og 1,3 - 1,4 mBq/L for Stillehavet.

For ^{228}Ra er det blitt observert (verdier for åpent hav) 0,017 - 3,40 mBq/L for Atlanterhavet og 0,43 mBq/L for Arktis. Nord-Atlantisk dypvann er målt i området 0,017 – 0,925 mBq/L og overflatevann i området 0,13 – 1,04 mBq/L (IAEA, 1990).

I beregningene foretatt i dette prosjektet er det antatt naturlige bakgrunnskonsentrasjoner i sjøvannet i Lofoten/Barentshavet på 1 mBq/L for begge Ra-komponentene. Disse tall ligger innenfor det variasjonsintervall som er angitt for de to komponentene. Verdiene er ment å angi en proporsjon på nivået for bakgrunnsverdiene. Det kan legges til at det vil kanskje være riktig å angi bakgrunnsverdier litt mot den lave siden da det vil alltid være en risiko til stede for at de “bakgrunnsverdier” man måler er blitt påvirket av antropogene kilder.

De to radioaktive komponentene som er betraktet er også blitt observert i organisk materiale innsamlet i havområdene. De fleste observasjoner indikerer at konsentrasjoner av Ra-komponentene i biologisk materiale ligger betydelig over bakgrunnsverdiene i sjøvann. Eksempelvis er konsentrasjonen av radium i både fyttoplankton og dyreplankton observert til typisk å ligge i området 0,1 - 10 Bq/kg våtvekt, hvilket er flere dekadere over bakgrunnsverdiene.

Både ^{226}Ra og ^{228}Ra viser seg derfor å kunne biomagnifiseres og akkumulere i næringskjedene. Radium ligner kjemisk sett Ba (barium) og Sr (strontium) (Norsk Hydro, 1999). Som tidligere nevnt finnes også disse to stoffene i produsert vann. Disse danner partikulært materiale ved utslipp til sjø (BaSO_4 og SrSO_4). Dette øker mulighetene for Ra-komponentene å akkumulere på sjøbunn eller i næringskjedene, da partikulært materiale gjerne vil adhere til organisk materiale i vannsøylen og/eller synke ned på sjøbunnen. De kan også tas opp i næringskjedene ved filtrering av partikulært materiale i sjøvann.

Verdier på observasjoner av ioniserende stråling fra ^{226}Ra og ^{228}Ra i organisk materiale er gitt i Tabell 7.1.

Tabell 7.1. Biokonsentrasjonsfaktor (CF) for Radium i marine organismer. Utdrag gjengitt fra Norse Decom (2002) som igjen baserer seg på informasjon oppsummert i IAEA (1990). Biokonsentrasjonsfaktoren er definert som forholdet mellom konsentrasjonen av Ra-komponenten i hele organismen eller vevet (Bq/kg våtvekt) og konsentrasjonen av Ra-komponenten i sjøvannet (Bq/L).

Organisme	Konsentrasjonsfaktor (CF)
Fytoplankton	100 - 10 000
Macrofytter	30 - 1 400
Dyreplankton/blandet plankton	50 - 5 220
Bløtdyr (bløtdel)	50 - 1 300
Bløtdyr (skall)	260 - 510
Skalldyr (bløtdel)	4 - 170
Skalldyr (skall)	520 - 950
Skalldyr (gjeller)	120 - 10 400
Fisk (muskel)	20 - 130
Fisk (ben)	140 - 2 980

Det er rimelig å anta at enhver generell økning i bakgrunnsverdier i et område (eksempelvis forårsaket av et utslipp av produsert vann) vil føre til en tilsvarende økning i Ra-nivået i biologisk marint liv gitt av biokonsentrasjonsfaktorene gitt over.

7.4 Beregninger med DREAM modellen

Basert på overslagene gitt over er foretatt beregninger med modell DREAM for fortynninger av de radioaktive komponentene ^{226}Ra og ^{228}Ra . Det er beregnet summen av disse to for de samme utslipps-steder som for produsert vann, se kapittel 6.

Som nevnt over er det beregnet for et utslipp hvor konsentrasjonen i det produserte vannet er lik 10 Bq/L for begge komponentene.

Fortynningene er forårsaket av strøm og turbulens i vannet på samme måte som for fortynningen og spredningen av andre komponenter i det produserte vannet som beskrevet i kapittel 6. Utslipet av Ra-komponentene vil føre til en økning av det naturlige bakgrunnsnivået i området. Det er ikke etablert noen kriterier for hvilke økninger i det naturlige bakgrunnsnivå som regnes å representere en miljørisiko for det biologiske livet i sjøen. Man har derfor foretatt en beregning som viser forventede områder/arealer som vil være påvirket av

- utslipp hvor radioaktivt strålingsnivå fra de to komponenter vil være større enn bakgrunnsverdien (satt til 1 mBq/L for hver av komponentene)
- utslipp hvor radioaktivt strålingsnivå fra de to komponenter vil være større enn 10 % av bakgrunnsverdien (altså lik 0.1 mBq/L for hver av komponentene)

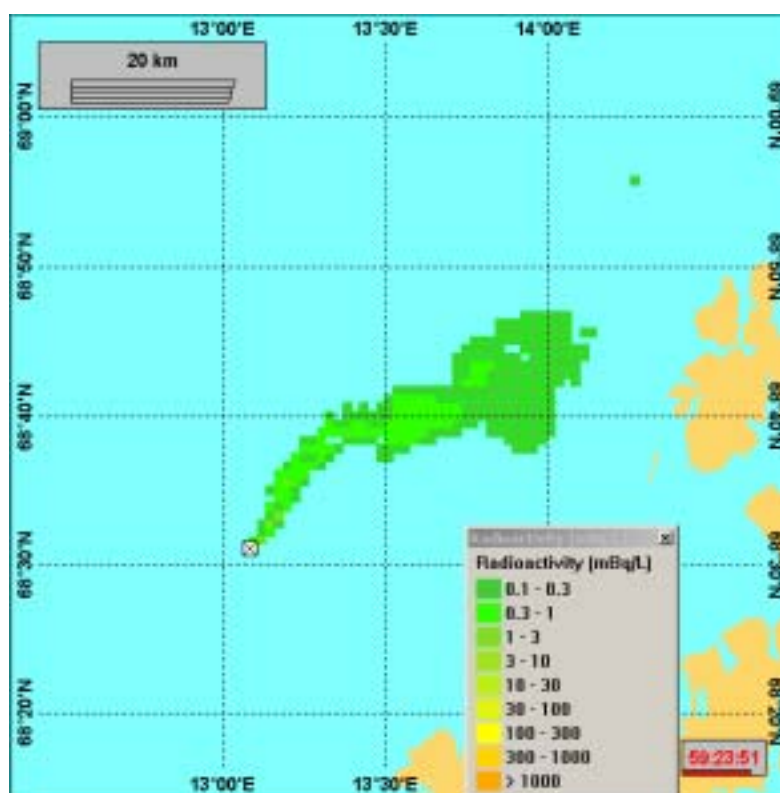
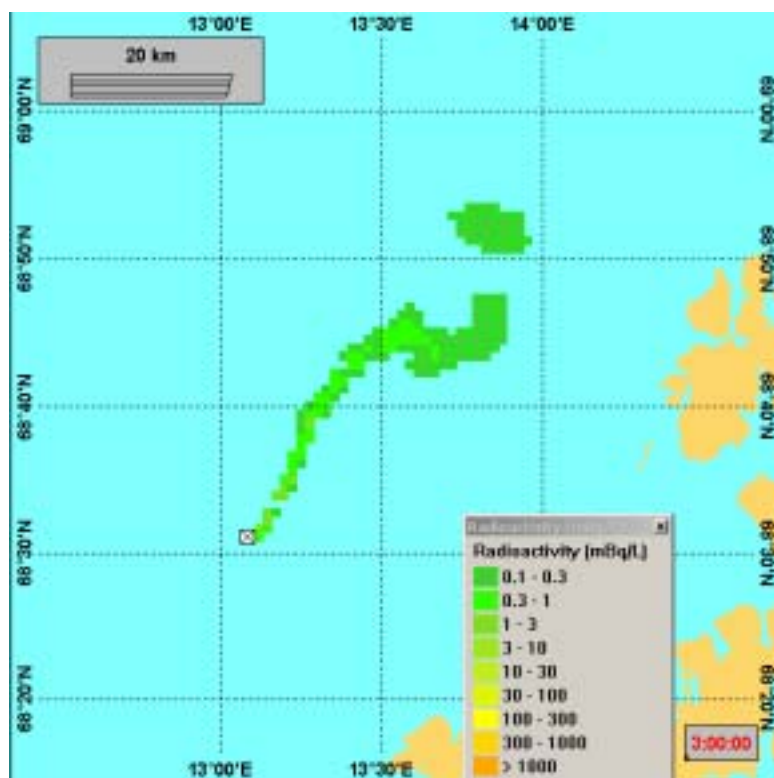
Det kan anføres her at også bakgrunnsverdiene kan gå ned mot under 0.1 mBq/L, spesielt for komponenten ^{228}Ra . Man trenger derfor ikke oppfatte det siste kriteriet som ”10 % av bakgrunnsverdi”, men like gjerne det nivå hvor konsentrasjonen i utslippet er fortynnet ned til 0.1 mBq/L for hver av de to komponentene, uansett hva bakgrunnsverdien måtte være.

Man kan på bakgrunn av disse beregningene ikke si noe om hvor stor potensiell fare disse utslippene representerer. Virkninger av radioaktivitet virker generelt slik at virkningene øker proporsjonalt med aktivitetskonsentrasjonen, slik at enhver økning antas fører til en økt risiko for skade i forhold til det ”naturlige nivå” for radioaktivitet for disse komponentene (denne antagelse er i henhold til internasjonale strålevernprinsipper). Beregningene er derfor ment å representere en første tilnærming til å anslå arealer/volumer av vannmasser påvirket av økninger i den naturlige aktivitetskonsentrasjon som kan forventes basert på antagelsene gitt over. Grenseverdiene på 1 og 0.1 mBq/L for de to komponentene er valgt ut fra en betraktning av proporsjoner og ut fra en tankegang om at det naturlige miljøet i resipienten har tilpasset seg gjennom årene innenfor den ramme som den naturlige aktivitetskonsentrasjonen representerer.

7.5 Resultater

Figurene 7.1 og 7.2 viser resultatet av fortynningsberegningene. Det er vist resultater for Nordland VII. Resultater for de andre lokalitetene er vist i Vedlegg V4.7 (Troms) og V4.8 (Nordland VI). Figur 7.1 viser resultater for Nordland VII for et utslipp med varighet 3 døgn, mens figur 7.2 viser resultater for et utslipp med varighet 60 døgn.

Arealene som kan forventes påvirket av de nivåer som er nevnt i kapittel 7.5 er vesentlig større enn de arealer som forventes å representere en potensiell skade forårsaket av utslipp av hydrokarbon-forbindelser. Årsaken til dette er at kravet til fortynning for de radioaktive komponentene blir lik 1:100 000 dersom man skal ned til 10 % av det naturlige bakgrunnsnivå (dvs. en reduksjon i det radioaktive nivå fra 10 Bq/L i utslippet og ned til 0.1 mBq/L i resipienten for hver av komponentene).



Figur 7.1 og 7.2. Strålenivå i fortynningsvannet som følge av utslipp av produsert vann med en rate på 7 mill. tonn/år. Utslipp på Nordland VII. Strålenivå i utslippsvannet er lik 10 Bq/L for både ^{226}Ra og ^{228}Ra . Strålenivå i vannet etter 3 døgn (øverst) og 60 døgn (nederst).

Vurdert spesifikt for de forventede belastninger i Lofoten/Barentshav regionen må det understrekes at utslippet som vist på Figur 7.2 ventes bare å opptre en enkelt gang i produksjonsperioden. Utslippet vist på Figur 7.1 ventes å finne sted ca. 6 ganger pr. år. På grunn av at utslippene temporære karakter vil vannmassene i det meste av tiden være upåvirket. Dessuten er områdene som påvirkes under utslippet (med verdier større enn 0.1 mBq/L) av orden noen 100 km², hvilket er lite sett i forhold til arealene på vannoverflaten i utredningsområdet. Det er derfor ikke ventet at disse utslippene vil medføre noen vesentlig oppbygging av radioaktivitet av komponentene ²⁶⁶Ra og ²²⁸Ra i næringskjedene innenfor utredningsområdet. Oppbygging av radioaktivitet i næringskjedene utover det som vil være det "normale" eller "naturgitte" i utredningsområdet vil derfor bare være lokal (og dessuten temporær), og vil i den store sammenhengen jevne seg etterhvert ut over hele området til å være neglisjerbar.

Imidlertid kan det presiseres at disse konklusjonene ikke vil være gyldige for andre deler av norsk sokkel når det gjelder denne type utslipp. Andre steder slippes produsert vann ut kontinuerlig, og regionsvis i vesentlig større mengder enn hva som er regnet på i denne utredning. Konklusjonen basert på tilsvarende vurderinger for andre områder på norsk sokkel kan derfor bli annerledes.

Det er imidlertid ett forhold som ikke er inkludert ved de simuleringsresultatene som er vist på Figurene 7.1 og 7.2. Målinger viser at Ra-komponentene har en tendens til å biomagnifiseres i næringskjedene. Det er tidligere nevnt at Ra synes å ha samme egenskaper som Ba-ioner og Sr-ioner i det produserte vannet. Disse reagerer med sulfatet i det produserte vannet (SO₄) til bariumsulfat (BaSO₄) og strontiumsulfat (SrSO₄). Disse produktene har partikulær form. Både produsert vann og sjøvann inneholder ioner samt sulfat, men likevekten mellom Ba og Sr i ioneform og partikulær form forskyves når sjøvann blandes med produsert vann. Orienterende beregninger med et program som beskriver denne likevekten mellom ioner og partikler (program SCALE, operativt ved NTNU/Uorganisk kjemi) antyder at innholdet av ioner varierer meget fra felt til felt, og at man derfor må forvente feltspesifikke resultater. Det er imidlertid påpekt at et generelt trekk ved reservoarene utenfor Midt-Norge er et relativt høyt innhold av Ba-ioner. Det ble derfor konkludert med at når det gjelder partikkeldannelser (eller "scale" dannelser) i dette området så forventer man at det er BaSO₄ som vil dominere innholdet i de partiklene som dannes (basert på simuleringer for Norne feltet, SINTEF, 1995).

Skjebnen til partiklene som eventuelt dannes i det fortynnede utslippsvannet er lite kjent. Man kjenner ikke til hvor fort prosessene kan gå, og hvor store partiklene kan bli. Det er mulig at partiklene vil forbli såpass små at de vil holde seg svevende i vannmassene i lang tid (SINTEF, 1995).

At Ra-komponentene følger Ba i partikulær form kan være en mulig forklaring på hvordan de radioaktive komponentene finner veien inn i biologisk materiale. Partiklene som dannes kan binde seg til, eller komme i kontakt med biologisk materiale. Det er påpekt i IAEA (1990) at adsorpsjon av radium til organisk materiale følger hierarkiet

radium > barium > strontium > calcium > magnesium

I IAEA (1990) er det også påpekt at nivåene av ²²⁶Ra i fytoplankton (planteplankton) kan være spesielt høyt, fra 0,19 til 66,6 Bq/kg våtvekt.

Modellen DREAM kan ta hensyn til slike prosesser (dvs. adsorpsjon til biologisk materiale). Det ble derfor foretatt en simulering av konsentrasjonsfeltet hvor slike prosesser er inkludert.

Målinger av innhold av ²²⁶Ra og ²²⁸Ra i organisk materiale i sjøvannet antyder en CF (biokonsentrasjonsfaktor) av orden 1000, se Tabell 4.1. Verdien er også i overensstemmelse med

\\kondor\CH_6621\CH661434 Konsekvens Barentshavet\Adm\Rapport\OED_RAPPORT KAKS-SLAM-PRODUSERT-VANN-FINAL.doc

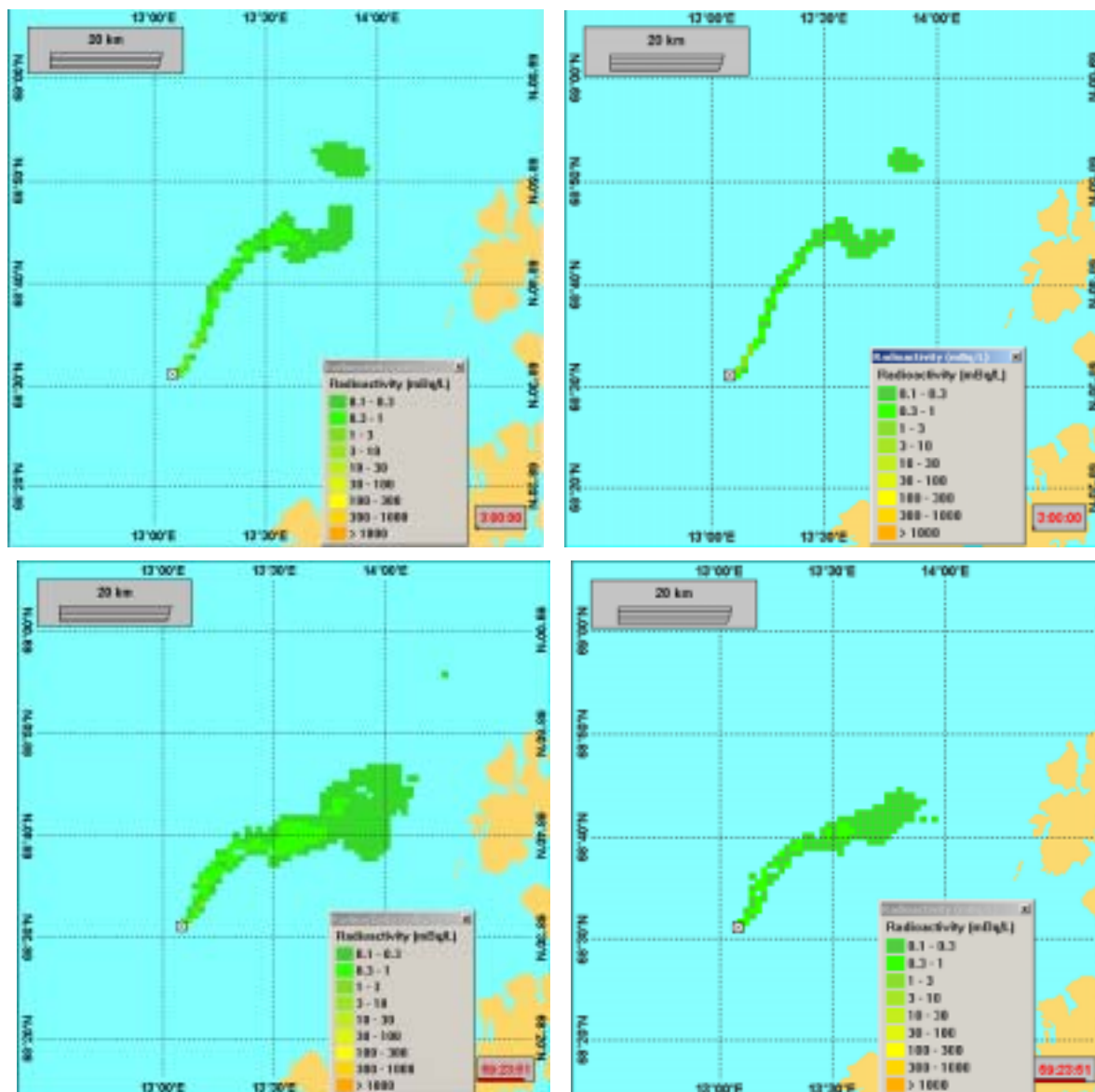
typiske verdier for marint plankton referert i IAEA (1990). Vi skal bruke dette tallet som en slags “pseudo-CF” for Ra i resipientvannet, ved at stoffet ved målinger har vist en slik tendens til å biomagnifisere i organisk materiale.

Andre parametre som er antatt for beregning av virkning av biomagnifisering er:

- konsentrasjon av organisk materiale i resipienten = 1 - 10 mg/L
- nedsynkningshastighet for organisk materiale = 1 - 10 m/dag

Det understrekes at disse tallene representerer verdier som kan forekomme i en resipient på våre breddegrader, og er ikke basert på steds-spesifikk informasjon. Antagelsene er gjort for å kunne demonstrere mulige eller sannsynlige prosesser i resipienten, med henblikk på å sannsynliggjøre mulige transportveier for Ra-komponentene i resipienten.

Basert på disse antagelser så ble beregningstilfellet vist på Figurene 7.1 og 7.2 kjørt en gang til. Resultatet er vist på Figur 7.3. Beregningene viser at konsentrasjonene i vannmassene reduseres i forhold til resultatene vist på Figurene 7.1 og 7.2. Dette sannsynliggjør at de radioaktive komponentene vil kunne binde seg til biologisk materiale i et omfang som kan virke inn på konsentrasjonsnivået i de frie vannmassene. Det understrekes her at antagelsene bak beregningene vist på Figur 7.3 er usikre og at beregningene foretatt er derfor kun ment for å vise at effekten kan være vesentlig for å beskrive skjebnen til Ra-komponentene i resipienten. Modellen DREAM vil være i stand til å kunne simulere en slik effekt.



Figur 7.3. Strålenivå i fortynningsvannet som følge av utslipp av produsert vann med en rate på 7 mill. tonn/år. Utslipp på Nordland VII. Strålenivå i utslippsvannet er lik 10 Bq/L for både ^{226}Ra og ^{228}Ra . Strålenivå i resipienten etter 3 døgn (øverst) og 60 døgn (nederst). Effekter av mulig adsorpsjon/vedheng til biologisk materiale er inkludert i beregningene (til høyre). For sammenligning er også vist resultater uten adsorpsjon inkludert (til venstre). Konsentrasjon av biologisk materiale = 10 mg/L. Synkehastighet for biologisk materiale = 3 m/dag.

I sum kan det påpekes at radioaktivitet er en faktor som har vært lite vurdert tidligere i forbindelse med utslipp av produsert vann. Komponentene ^{226}Ra og ^{228}Ra er betraktet her. Komponentene bioakkumuleres i næringskjedene. Ved et krav til fortynning ned til 10 % av bakgrunnsnivå (eller ned til et innhold i utslippet på 0.1 mBq/L) vil kravet til fortynning være av orden 1:100 000, hvilket er et større krav til fortynning enn hva som normalt trengs for å komme ned på PNEC nivå for hydrokarboner (løst eller dispergert) i produsert vann. Forventet utbredelsesområde for en slik fortynning er beregnet med modell DREAM og vist på figurene 7.1 - 7.3. Både på grunn av at arealene som vil være påvirket av økte konsentrasjoner på mer enn 0.1 mBq/L er relativt begrenset, sammenlignet med utredningsområdets størrelse, og på grunn av utslippet av produsert vann vil være mest episodisk kan man ikke påberope seg at det forventes effekter på biologisk liv av disse utslippene på regional skala i Lofoten-Barentshav området.

I andre områder, hvor utslipp av produsert vann er kontinuerlig og slippes dessuten ut i større mengder på regional basis kan konklusjonen nevnt over bli annerledes. I slike områder er det mulig at biologisk materiale kan anta økte nivåer av de radioaktive komponentene ^{226}Ra og ^{228}Ra i resipienten.

Det er imidlertid ikke foretatt noen vurdering av hvorvidt økte nivåer av ^{226}Ra og/eller ^{228}Ra kan ha noen konsekvenser for biologisk liv eller økosystem i denne rapporten. Det bør her påpekes at kunnskapen om akkumulering og effekter av de radioaktive komponentene i næringskjedene er mangelfull. Dette emnet bør følges opp med mer inngående studier/beregninger.

8 Andre utslipp

Det vil også forekomme utslipp knyttet til forskjellige andre operasjoner. Det dreier seg her om eksempelvis

- utslipp av fortrenningsvann (ved lagring av olje offshore)
- utslipp av drensvann fra plattformdekk eller skip
- utslipp av kjølevann fra sjøvanns retursystemet
- utslipp ved klargjøring av rørledninger
- utslipp ved testing av BOP på sjøbunnen.

Disse utslipp omtales kort i det følgende. Materialet her har vi for det meste hentet fra konsekvensutredningen foretatt for Norskehavet i 2002 (RF 2002). De faglige vurderingene presentert der vil stort sett også være gyldige for tilsvarende utslipp for ULB utredningen.

8.1 Fortrenningsvann

Utslipp av denne type vil være avhengig av utbyggingsløsning som velges. For samtlige alternativ for utbygging av oljefelt i ULB er bruk av FPSO (=Floating Production and Storage Offshore) aktuelt. Her lagres oljen i et flytende produksjonsfartøy før den transporteres videre på kjøll. Dette vil i så fall føre til utslipp av fortrenningsvann fra fartøyet. Dette er sjøvann som lagres sammen med oljen. Blanding eller kontakt mellom oljen og vannet fører til at vannet opptar olje i seg. Det vil dreie seg om innhold av dispergert olje sammen med løste komponenter i sjøvannet.

Det er lite erfaringer med bruk av FPSO i norske farvann. Denne type fartøy er imidlertid i bruk andre steder (f. eks. utenfor kysten av Brasil). Da fartøyet er flytende, kan bevegelser av fartøyet føre til at olje og vann blandes. Dette kan øke konsentrasjonen av oljen i ballastvannet.

Forventede konsentrasjoner av olje og løste komponenter i ballastvannet er ikke vurdert spesifikt i dette prosjektet. Det er lite erfaringer med dette i norske farvann, og man anbefaler derfor at forventede konsentrasjoner/mengder i ballastvann blir vurdert nærmere før denne teknologi velges for Lofoten/Barentshavområdet.

Normalt er ikke mengden av dispergert olje i ballastvann stor i forhold til mengde dispergert olje i produsert vann.

8.2 Drenasjevann

Drenasjevann stammer fra nedbør og vann anvendt til rengjøring og andre formål på plattformer og borerigger. Det kan inneholde olje og boreslam alt etter om det er prosessering eller boring på installasjonen. Boreslam vanskeliggjør rensing på plattformen. Løsningen er da normalt transport til land for rensing. Uten boreslam kan drenasjevann samles opp i samletank ("sloptank") på plattformen og renses før det slippes ut sammen med kjølevann eller produsert vann. Mengdene er normalt små og potensialet for miljøeffekter må ansees som lite. Den miljørisiko som måtte foreligge er derfor liten sammenliknet med utslippene av produsert vann.

8.3 Kjølevann

De forskjellige oljefeltene installasjoner forventes å bruke betydelige mengder kjølevann. Temperaturen på kjølevannet ved utslipp går ofte opp i 30 – 35 grader C. Utslippsrater for kjølevann går ofte opp i 4000-5000 m³/time. Beregninger viser at utslippet normalt vil stige til sjøoverflaten på grunn av temperaturoppvarmingen. Rask fortynning og nedkjøling synes å medføre at temperaturskader generelt vil begrense seg til lokale skader helt nær utslippsstedet. Fisk og andre dyr med tilstrekkelig egenbevegelse vil generelt kunne ta seg vekk.

Som begroingshindrende tiltak benyttes ofte et boble-klor anlegg som produserer klor ved elektrolyse av en kobbermetallelektrode. Klorbruken er normalt begrenset til periodevis dosering på totalt noen uker sommerstid. Klortilsetning, ofte som klor i oksydert form, brukes også for å desinfisere drikkevann og svømmebassenger. Den omfattende bruken i drikkevann bygger på forutsetningen om at når det aktive klore har reagert, regnes restforbindelsene som harmløse.

8.4 Utslipp ved klargjøring av rørledninger

Ved klargjøring av nye rørledninger fylles disse med sjøvann og tilsettes biosider og oksygenfjerner for å hindre begroing og fargestoff for lekkasjesporing. Tømming av ledninger skjer på eller ved produksjonsstedet utenom transportledninger hvor tømmestedet kan variere med påskjøting til eksisterende transportrør, nærliggende plattformer eller ilandføring. Utslippene gjøres ofte i løpet av et døgn, hvilket gir anledning til betydelig fortløpende fortynning.

Fargestoffet fluorescin benyttes gjerne med en dosering på 50 mg/l (RF, 2002). Stoffet har lav giftighet og biokonsentrasjonsfaktor men er lite nedbrytbart. Anvendelse som medfører større utslipp bør vurderes unngått nær store korallrev fordi misfarging kan oppstå. Selv om rødt er den mest benyttede kamuflasjefargen blant dyr med økende dyp, kan økede kontraster på korallrev og andre dyr muligens øke predasjonsrisikoen. (Rød farge brukes av mange dyr fordi det er billigst å syntetisere pigment kun til en ekte farge og fordi det røde lyset når kortest ned i havet. Dette gir mer funksjonell svarthet med avtagende lys og økende dyp.)

Ut fra tilgjengelige utslipps-søknader for å hindre begroing er det glutaraldehyd som anvendes mest. Stoffet brukes nå med en konsentrasjon på 50 mg/l aktivt materiale. Det brytes ned i sjøen og dette forsterkes av sjøvannets basiske karakter. Større miljøundersøkelser som ble gjennomført ved slutføring av Zeepipe I (660 000 m³ kjemikaliebehandlet vann med denne mengde glutaraldehyd), laboratorieforsøk og modelleringer av effekter på torskeegg og larver (glutaraldehyd + natriumbisulfitt) (Farestveit *et al.* 1994) og overvåking i utslippsområdet (Golmen *et al.* 1993) viste begrensede effekter. Glutaraldehyd kan ved gjentatt feil bruk som medfører inhalering og hudkontakt gi kroniske skader hos mennesker, se for eksempel rapporten; Glutaraldehyde. Occupational hazards in hospitals. DHHS (NIOSH) Publication No, 2001-115. May 2001. Nedbrytbarhet og tilgjengelig informasjon indikerer at glutaraldehyd er et så ”grønt” biocid at det ikke vil gi noen regionale effekter på marine organismer.

Natriumbisulfitt brukes ved en konsentrasjon av 65 mg/l som oksygenfjerner i rørene. Restkonsentrasjonen ved utslipp vil generelt være 2-4 mg/l og dette materialet vil relativt raskt reagere med sjøvannet til harmløst sulfat. Faren for miljøskader er derfor svært begrenset. Videre brukes gelplugger for avstengning og metanol og glykol i pluggtog under rensingen. Disse aktivitetene gir også kun små lokale bidrag.

Utslipp ved klargjøring av rørledninger ser derfor ut til kun å gi lokale effekter i et begrenset tidsrom. Lavest mulig tømmehastighet gir mest fortynning av utslippet. Ved tømming av ledninger bør det som før tas hensyn til gyteplasser, fiske egg- og larvekonsentrasjoner samt de mest utsatte årstider i forbindelse med fisk og andre viktige eller sårbare arter sin rekruttering.

8.5 Utslipp ved testing av BOP

For å sikre seg mot ukontrollerte utblåsninger installeres en BOP (=Blow Out Preventer) på sjøbunnen. Denne lager en sperre over hulrommet i borestrengen slik at en ukontrollert utblåsning forhindres.

BOP installasjonen må imidlertid testes slik at man er sikret at denne fungerer etter hensikten. Testingen fører til utslipp av hydraulikkvæske. Utslippet spres gjerne over det tidsrom boreperioden vedvarer (1 – 2 måneder). Utslippsmengdene kan typisk gå opp i rundt ett tonn.

Dette utslippet skjer ved sjøbunnen. Spredningen av dette er ikke studert nærmere. Man er ikke kjent med hvorvidt denne type utslipp gir noen effekter i nærmiljøet rundt utslippsstedet.

Generelt arbeider oljeselskapene med å erstatte kjemikalier med uønskede miljøegenskaper med andre som har lav giftighet, liten bioakkumuleringsevne og rask nedbrytning. Ambisjonen er å oppnå at alle kjemikalier i bruk vil være av ”grønn” kategori (såkalte PLONOR = *Pose little or no risk to the environment*) i løpet av år 2005.

9 Avbøtende tiltak

Tiltak kan være av mange typer. De viktigste er allerede tatt med som forutsetninger for de gjennomførte beregningene, dvs. tiltak som begrenser utslippsmengde og utslippskonsentrasjoner i utgangspunktet (0-utslipps utgangspunktet).

Andre typer tiltak kan være av mer forebyggende art for å minimalisere driftsavvik.

Tiltak vurdert i dette kapittel er mer rettet mot å minimalisere konflikt mellom skade på marint miljø (herunder viktige kommersielle fiskeslag) og den planlagte petroleumsaktiviteten. Mens utbygging og drift av felt legges opp til å være en helårs aktivitet, så vil tilstedeværelse av de marine ressurser være mer sesongmessige. Man kan derfor redusere potensiell konflikt ved å legge begrensninger på petroleumsaktiviteten i de perioder av året hvor det er til stede viktige marine fiskeslag eller andre ressurser i området.

Eksempler på denne type tiltak vil være innføring av begrensninger på enkelte typer aktiviteter i visse deler av året på visse geografiske områder. Eksempelvis at man gjennomfører forbud mot utslipp av borekaks/slam til sjøbunn i perioder (og i områder) hvor det foregår gyting av enkelte fiskeslag. Både lodde og sild produserer egg som bunnslår, og i disse perioder av året kunne man avholde seg fra å foreta lete- eller produksjonsboringer innenfor gyteområdene.

Likeledes kunne man avstå fra å etablere injeksjonsbrønner for produsert vann innenfor gyteområdene til lodde og sild i de samme tidsperiodene.

Det må allikevel anføres at omfanget av spredning/påvirkning av kaks/slam ført til sjøbunn ikke er kjent. Det kan derfor være at dette konfliktpotensiale vil være så lite at tiltaket blir av liten praktisk betydning. Dette gjenstår imidlertid å få undersøkt nærmere (se neste kapittel om kunnskapshull).

Et annet tiltak kan være å legge begrensninger i aktiviteter i perioder av året hvor det kan være konfliktpotensiale for langvarige utslipp av produsert vann. Selv om de beregnede doser på de marine organismer (egg/larver) for et slikt scenario ble beregnet til å være lave, så vil det allikevel være å foretrekke at slike utslipp ble lagt til perioder på året hvor egg/larver av viktige fiskeslag ikke var til stede på den aktuelle lokalitet.

10 Identifisering av kunnskapshull

I 2001 ble det utarbeidet et rammenotat på vegne av Olje og Energidepartementet (OED) og Norges Forskningsråd (NFR), som skulle identifisere og prioritere forskningsbehov innen feltet ”Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra offshore sektoren” (NFR, rammenotat 2001). Det ble listet opp en del prioriterte forskningsbehov, knyttet til både uhellsutslipp, deponier av borekaks/boreslam på sjøbunn samt til utslipp av produsert vann.

Mange av de oppgavene som ble identifisert er nå igangsatt som egne forskningsprosjekter støttet av NFR og oljeindustrien gjennom PROFO programmet. Eksempler på forskningsbehov som ble identifisert knyttet til regulære utslipp til sjø var:

- Biotilgjengelighet, bioakkumulering og effekter av komponenter i borekaks/ væske, særlig barytt
- Effekter av partikulært materiale i pelagiske økosystem
- Effekter av hovedkomponenter i produsert vann på marine organismer ved kronisk eksponering for lave konsentrasjoner
- Samvirkeeffekter av komponenter i produsert vann
- Etablering av dose-respons for relevante organismer og komponenter i produsert vann
- Effekter av dispergerte oljedråper på marine organismer

Noen av punktene nevnt over inngår allerede i etablerte forskningsprosjekter. Et emne som er viet spesiell oppmerksomhet er opptak og effekter av alkylerte fenoler i utslipp av produsert vann, spesielt gruppene C4 - C9 alkylerte fenoler. Det er spesielt hormonhermer effekten som er i fokus.

Anvendelsen av 0-utslipps filosofien i området Lofoten-Barentshav regionen gjør at fokus bør rettes mot emner som har vært mindre i fokus tidligere. For det første så er det påvist store mengder koraller i dette området. For det annet legges det opp til at deler av det partikulære utslipp til sjø ved boring slippes ut direkte til sjøbunn. Begge deler er lite undersøkt tidligere. Det anbefales derfor at det gjennomføres undersøkelser av koraller og deres mulige påvirkninger fra partikulært innhold i utslipp til sjøbunnen, som redegjort for i det følgende:

10.1 Koraller og spredning av partikulært materiale.

Korallenes matopptak ved hjelp av mange fangarmer gjør at de eksponeres mot betydelige vannmengder og partikler. Korallene vil ha liten evne til metabolisering, dvs. utskillelse av uønskede komponenter. Korallene er utbredt utenfor Lofoten og i Barentshavet, med flere rev som er unike på global skala. Det helt nyoppdagede ”Røstrevet” ligger en drøy breddegrad vest og litt sør for lokaliteten Nordland VI. Det er verdens største dypvannskorallrev og foreløpig estimert til å være ca 35 km langt, flere kilometer bredt og dekker rundt 100 kvadratkilometer.

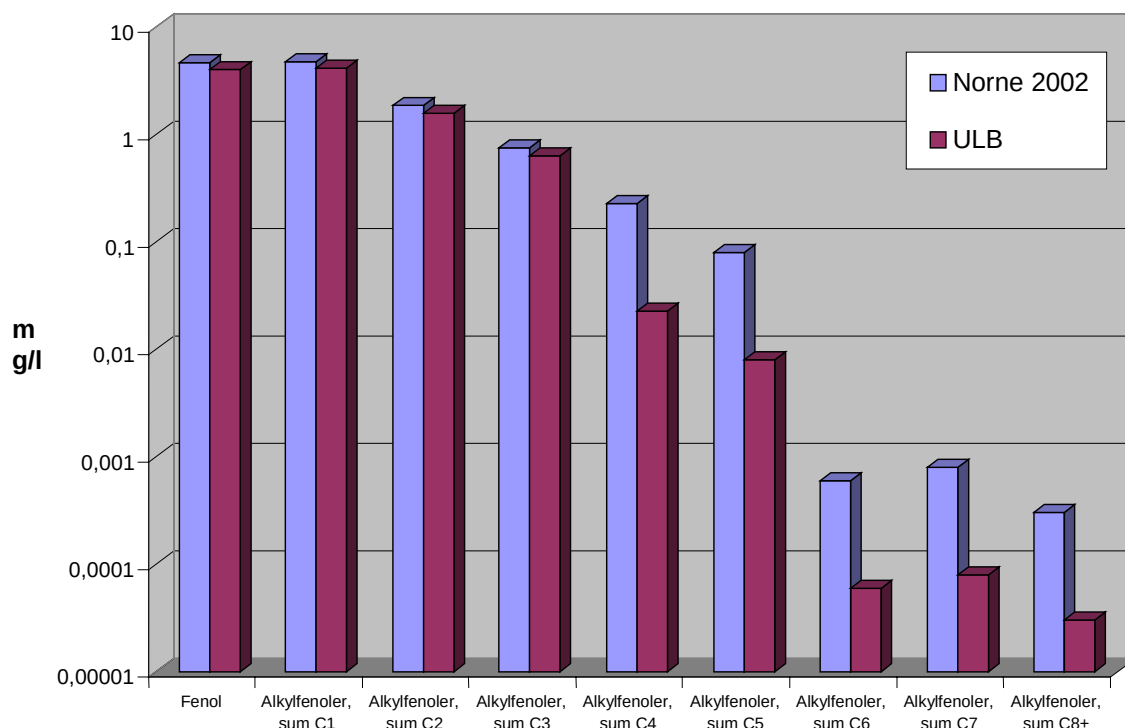
Disse korallene kan bli påvirket av utslipp av borekaks/slam som spres langs bunn ved utslipp på sjøbunn. Denne spredning er ukjent, men det er observert ved ROV bilder at det ved boring dannes en ”slamsky” som spres med strømmen bort fra borestedet. Omfanget av denne spredningen er ikke undersøkt. Det bør derfor etableres kriterier for å angi hvor nært man kan bore i forhold til nærliggende korallforekomster. Disse kriteriene kan etableres dersom denne spredningen langs sjøbunnen blir undersøkt nærmere. Også undersøkelser av korallenes toleranseterskler for slam-innhold i vann bør inngå.

10.2 Innhold av C8-C9 alkylerte fenoler i dispergert olje/produsert vann.

Det er i dag igangsatt omfattende forskning rundt opptak og mulige effekter av alkylerte fenolforbindelser i marint liv. Det er spesielt hormonhermer effekten man er opptatt av, og SFT har av denne grunn satt opp gruppene C8 - C9 alkylerte fenoler på listen over forbindelser som må betraktes som miljøfarlige. Det er disse to gruppene som regnes å inneha de mest utpregede hormonhermer egenskapene.

Det er imidlertid usikkerhet rundt hvor mye av dette stoffet som finnes i dispergert olje og/eller produsert vann. Noen uttrykker usikkerhet hvorvidt de finnes i utslippene i det hele tatt! Spørsmålet er relevant, da det viser seg at det er forbundet med betydelige metodiske problemer å bestemme deres innhold i olje eller i produsert vann.

Figur 10.1 viser målte konsentrasjoner av fenol og alkylerte fenoler i produsertvannet på Nornefeltet for året 2002. Merk at ved overgang fra målt fenolinnhold fra C5 til C6 alkylerte forbindelser oppstår et "hopp" på omtrent 2 dekadere i konsentrasjonsnivå. Dette hoppet skyldes sannsynligvis at man skifter analysemetode når man beveger seg fra C5 alkylerte fenoler til å måle på C6 alkylerte fenoler. Derfor trenger ikke hoppet på 2 dekadere mellom C5 og C6 alkylerte fenoler å representere en reell egenskap.



Figur 10.1. Målinger av konsentrasjoner av fenol og alkylerte fenoler i produsertvannet på Norne i år 2002. Stolpene til høyre representerer konsentrasjoner forventet ved utslipp av produsert vann i Lofoten/Barentshavet, etter at tyngre alkylerte fenoler er blitt rensert ut av det produserte vannet ved hjelp av C-Tour prosessen.

Dessuten er det konstatert store sprik i måleresultater mellom forskjellige laboratorier når man måler på innholdet i de samme prøvene i området C6 - C9 alkylerte fenoler.

Disse forhold tilsier at man bør foreta en bedre undersøkelse av hva det reelle innholdet er av de alkylerte fenoler spesielt for C8 og C9 alkylerte fenolgruppene. Dette for å avklare hvorvidt de finnes overhodet i utslippet og deretter for å bestemme reelle nivåer dersom de finnes.

Nyere undersøkelser (Faksness et. al., 2003) antyder dessuten at C8 - C9 alkylerte fenoler ikke er løst i det produserte vannet, men at de i de fleste praktiske tilfellene finnes i den dispergerte oljen. Det er derfor viktig å bestemme dette også, da forskjellige rensemetoder som er i bruk for produsert vann har meget forskjellige rense-effekter på løste komponenter og på dispergert olje.

10.3 Radioaktivitet i produsert vann

Når det gjelder utslipp av radioaktive komponenter i produsert vann, er det stor kunnskapsmangel når det gjelder effekter av lave doser på økosystemene, langtidseffekter og synergi med andre stoffer. I denne rapporten er foretatt beregninger av spredning/fortynning av antatte konsentrasjoner i produsert vann, og det er også foretatt beregninger av mulig innvirkning på konsentrasjonsnivåene som følge av en antatt adsorpsjon av Ra-komponentene til organisk materiale i resipienten. Beregningene antyder at fortynningene kan bli relativt store (av orden 10 000 – 100 000) før konsentrasjonene når ned til bakgrunnsnivå eller 10 % av bakgrunnsnivå. Siden det tidligere er gjort lite på dette området anbefales at det foretas mer inngående studier av de radioaktive komponentenes skjebne i resipienten og deres mulige effekter på økosystemet i utredningsområdet.

10.4 Andre forskningsoppgaver

Dersom man går inn for å gjenåpne denne region for lete- og produksjonsboring, blir det viktig å etablere et overvåkingsprogram som reflekterer de effekter som forventes ved det 0-utslipps regime som planlegges etablert for aktiviteten i Lofoten-Barentshav-regionen. Dette overvåkingsprogram vil således måtte bli meget forskjellig fra hva som er etablert for de faste regionene i Norskehavet og i Nordsjøen. Eksempelvis bør overvåkingen av korallene inngå her. Likeledes overvåking av slamspredning på sjøbunnen, som eksempelvis deponering av boreavfall på sjøbunn samt mulig slamspredning forbundet med trål-aktivitet i området, spesielt med bunntrål (dobbeltrål).

11 Konklusjoner

Med utgangspunkt i de gitte scenarier for utslipp av kaks/slam samt produsert vann i Lofoten/Barentshav regionen, er gjennomført beregninger av spredninger, fortynninger, deponering av kaks/slam på sjøbunn samt doser på marine organismer (egg/larver) på enkelte representative lokaliteter. Det er også foretatt beregninger av miljørisiko ved utslipp av produsert vann.

Beregningene av konsentrasjoner og doser viser gjennomgående lave verdier på område-nivå i forhold til anslåtte skadegrenser. Utslippene ventes heller ikke å føre til påvirkninger av bestander eller populasjoner av viktige fiskeslag i området. Et annet forhold som reduserer belastningen på resipienten er at utslippene av produsert vann bare forventes å finne sted i ca. 5 % av tiden (forutsatt re-injeksjon med 95 % effektivitet).

Det er også foretatt beregninger av miljørisiko (dvs. muligheten eller sannsynligheten for potensiell skade på marine organismer på individ-nivå i området). Under perioder med utslipp av produsert vann vil det være muligheter for skade på marine organismer innenfor en avstand på typisk 1 - 2 km fra utslippspunkt. De forurensningskomponenter i utslippet som forventes å inneha det største skadepotensialet vil være fenol og de alkylerte fenoler av typen C1 - C3. Disse regnes ikke å ha noen spesiell hormonhermer effekt, men de har en relativt høy giftighet. Disse komponentene har også den ulempe at de vanskelig lar seg fjerne fra utslippet med C-Tour renseprosess på grunn av at fenol og de alkylerte fenolkomponentene C1 - C3 er relativt vannløselige. Av samme grunn vil de heller ikke akkumuleres i næringskjedene. I OD's teknologirapport presenteres andre metoder som kan ha en annen renseeffekt enn C-Tour (se ULB rapport nr. 10).

Det anbefales også at det gjennomføres undersøkelser av i hvilket omfang det er til stede alkylerte fenoler av type C8 - C9 i dispergert olje og/eller løst i produsert vann. Disse komponentene kan ha hormonhermende effekter og er angitt av SFT som stoffer/forbindelser som er særlig uønskede. Det er i dag store metodiske usikkerheter knyttet til hvordan konsentrasjonene av disse bestemmes i produsert vann og/eller i dispergert olje. Det er derfor viktig å slå fast hvilke konsentrasjonsnivåer som er aktuelle for disse komponentene når man skal foreta en vurdering av deres skadepotensiale i en marin resipient.

En annen type komponenter i produsert vann som tidligere har fått liten oppmerksomhet er utslipp av radioaktive komponenter. Det er foretatt en litteraturgjennomgang, og det er foretatt noen innledende beregninger av fortynning/spredning som viser at kravet til fortynning til disse komponentene (^{226}Ra og ^{228}Ra) er relativt stort, dersom man setter som kriterium at fortynningen skal gi konsentrasjoner i utslippet tilsvarende bakgrunnsverdier eller 10 % av bakgrunnsverdiene. Dessuten viser målinger at disse komponentene bioakkumulerer i næringskjedene. Det anbefales derfor at denne type utslipp studeres nærmere i en oppfølgende studie.

Det er også vurdert batch (kortvarige) utslipp av kaks/slam ved driftsavvik (utslipp av slam fra rigg, utslipp fra riser (stigerør) ved ufrivillig frakobling fra borestedet). Eventuelle effekter fra disse utslippene vil være kortvarige og dessuten begrensede i geografisk omfang.

Dersom man velger å føre utslipp av kaks og slam direkte til sjøbunn ved boring av øverste hullseksjon kan det være til stede et potensiale for konflikt. Det anbefales at dette konfliktpotensialet undersøkes nærmere for de tilfeller hvor utslippet skjer i områder med forekomst av koraller og/eller på steder hvor det foregår gyting av viktige fiskeslag (lodde, sild).

Det anbefales at det utarbeides retningslinjer for miljøovervåking av den planlagte aktiviteten i Lofoten/Barentshavet. Denne overvåking bør gjennomføres før man starter leteaktiviteten. Dette er viktig for å få etablert basis-tilstanden i området før aktivitetene starter opp. Denne overvåking bør også reflektere at det legges opp til lave regulære utslipp (0-utslipps regime) i dette området samtidig som at man legger vekt på å overvåke de spesielle ressurser som er til stede (blant annet koraller og viktige fiskeslag). Spesielt når det gjelder overvåking av slamspredning bør det også tas høyde for mulige effekter av den bunntrål aktivitet som pågår i området (spesielt bruk av dobbeltrål).

Alle beregninger i denne rapporten er gjennomført på basis av at det er bare naturlig forekommende komponenter i utslippet av produsert vann. Normalt tilsettes kjemikalier, og andeler av disse følger vannstrømmen ut i resipienten. Erfaringer fra Nordsjøen og Norskehavet er at disse kjemikaliene kan bidra vesentlig til økt risiko for skade på organismer i den marine resipienten. Kjemikalietilsetninger i produsert vann er ikke vurdert i denne rapporten. Oljeselskapene har imidlertid på gang et "utfasingsprogram" for miljøskadelige kjemikalier, som legger opp til at slike (dvs. kjemikalier med for høy giftighet, for sakte bionedbrytning samt for høyt potensiale for bioakkumulering) skal være faset ut av bruk i løpet av år 2005.

12 Referanser

AMAP. 2000. AMAP Assessment Report: Arctic pollution issues. AMAP Electronic Publication No. 1. 859 pp

Baldwin W.S., S.E. Graham, D. Shea, & G.A. LeBlanc, 1997. Metabolic androgenization of female *Daphnia magna* by the xenoestrogen 4-nonylphenol. *Environ. Toxicol. Chem.* 16:1905-1911.

Brakstad, O.G., P.S. Daling, L.G. Faksness, & I. Singsås, 1999. Biodegradation in seawater of oil components in the water-accomodated fraction (WAF). Proceedings to the 1999 Arctic and Marine Oilspill Program Technical Seminar, Calgary, Canada, June 2-4 1999.

CHARM, 1999: "A CIN revised CHARM III Report. A User Guide for the Evaluation of Chemicals used and Discharged Offshore. Version 1.0". Datert 3. August 1999.

Cranford et. al., 1999: "Chronic toxicity and physical disturbance effects of water- and oil-based drilling fluids and some major constituents on adult sea scallops (*Placopecten magellanicus*)". *Marine Environmental Research* 48 (1999), pp 225-256.

Eidnes, Vefsnmo, Slagstad, Rye, Johansen, Skognes, 1998: "Barents Icewater Programme, Project 2: Identification and Modelling of Discharges to Sea and Air", SINTEF report STF22 F98220).

Faksness et al, 2003: "Recent results from correlating dispersed oil and PAH content in produced water, and its impact on the selection of treatment technologies." Produced water workshop, Aberdeen 26-27 March 2003.

Farestveit, R. E t a. 1994. „Eksponering av torskeegg og –larver for rørledningskjemikalier (glutaraldehyd og natriumbisulfitt)". Statoilrapport. 937334.

Frost, T.K., 2002 Calculation of PNEC values applied i environmental risk management of produced water. STATOIL.

Frost, T.K., Rye, H 2002. Regional konsekvensutredning, Norskehavet. Regulære utslipp til sjø – sprednings- og miljørisikoberegninger. Statoil-rapport F&T 200212100004.

Føyn, L., C.H. Quillfeldt, E. Olsen 2002. Miljø- og ressursbeskrivelse av området Lofoten – Barentshavet. Fisker og havet 6-2002:78 pp

Gimeno, S., H. Komen, S. Jobling, J. Sumpter & T. Bowmer, 1998. Demasculinization of sexually mature common carp, *Cyprinus carpio* exposed to 4-tert-pentylphenol during spermatogenesis. *Aquatic toxicology* 43:93-109

Golmen, L. G. et al. 1993. "Zeepipie ready for operation – environmental monitoring of the discharge of inhibited seawater at Sleipner". January-March. 1993.

Gray, MA, Metcalfe, CD, 1997. Induction of testis-ova in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to p-nonylphenol. *ENVIRON TOXICOL CHEM* 16 (5): 1082-1086

Hooftman, R.N. & A. Evers deRuiter, 1992. Early life stage test with *Brachdanio rerio* and several polycyclic hydrocarbons using an intermittent flow-through system. TNO-rep IMV-R 9/253.

Hunt, B.W. & B.S. Anderson, 1989. Sublethal effects of zinc and municipal effluents on larvae of red abalone *Haliotis rufescens*. Mar. Biol. 101:545-552

IAEA, 1990: "*The Environmental behavior of Radium*". Volume 1. Technical report series No. 310. Int. Atomic Energy Agency, Vienna, 1990.

IARC (International Agency for Research on Cancer), 1989. IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Man. 1972 – Present. Vol 47. World Health Organization, International Agency for Research on Cancer, Geneva, Switzerland.

Kilparissis, Y., K. Lee, C. Ho, J. Reynolds, N. Henry and P.V. Hodson. 2001a. Chronic toxicity of oiled sediment to Japanese medaka. Poster PW 028, 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Maryland, Nov 11-15, 2001.

Kilparissis, Y., P.V. Hodson, S. Blazeski, Y.X. Cai, and V. Snieckus. 2001b. Embryotoxicity of alkyl substituted PAHs. Poster PW 030, 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Maryland, Nov 11-15, 2001.

Lewis, S.K. & J.J. Lech, 1996. Uptake disposition, and persistence of nonylphenol from water in rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). Xenobiotica 26:813-819

Marty, G.D., J.W. Short, D.M. Dambach, N.H. Willitis, R.A. Heintz, S.D. Rice. J.J. Stegeman and D.E. Hinton. 1997. Ascites, premature emergence, increased gonadal cell apoptosis, and P4501A induction in pink salmon larvae continuously exposed to oil-contaminated gravel during development.. Can. J. Zool. 75: 989-1007.

Meier, S., T.E. Andersen, L. Hasselberg, O.S. Kjesbu, J. Klungsøyr, A. Svoldal, 2001. Hormonal effects of C4 – C7 alkylphenols on cod (*Gadhus morhua*) Havforskningsinstituttet.

Melby, A.G. et al. 2002. Regional konsekvensutredning, Norskehavet – Underlagsrapport: Oversikt over miljøressurser. SINTEF-rapport STF66 A02059

Muller, F.L.L., 1996. Interactions of copper, lead and cadmium with the dissolved, colloidal and particulate components of estuarine and coastal waters. Mar. Chem. 52: 245-268.

Muller, F.L.L., 1998. Colloid/solution partitioning of metal-selective organic ligands, and its relevance to Cu, Pb and Cd cycling in the Firth of Clyde. Estuar. Cstl. Shelf Sci. 46: 419-437.

Neff, J.M. 2002. Bioaccumulation in Marine Organisms – Effects of Contaminants from Oil Well Production Water. Elsevier. Amsterdam Boston – London – New York – Oxford – Paris – San Diego – San Francisco – Singapore – Shannon – Sydney – Tokyo.

Neff, J.M., S. Ostazeski, W. Gardiner, & I. Stejskal, 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. Environ. Toxicol Chem. 19: 1909-1821.

NGU, 1997: "Skagerrak in the past and at the present – an integrated study of geology, chemistry, hydrography and microfossil ecology". Norges Geologiske Undersøkelse, Special Publication Nr. 8, 1997. ISBN 82-7385-171-0.

\\kondor\CH_6621\CH661434 Konsekvens Barentshavet\Adm\Rapport\OED_RAPPORT KAKS-SLAM-PRODUSERT-VANN-FINAL.doc

NGU, 2002: Etter samtaler med Leif Rise ved NGU, mars 2002.

NFR. Rammenotat. (2001). Langtidsvirkninger fra utslipp til sjø fra offshoresektoren. Norges Forskningsråd. ISBN 82-12-01623-4.

Norse Decom, 2002: "*Produsert vann og radioaktivitet - sammenfatning av eksisterende data*". Rapport utarbeidet for OLF datert 14. mars 2002. Rapport nr. ND/E-05-02. Forfattet av E. Strålberg, R.S. Sidhu og P. Varskog.

Norsk Hydro, 1999: "*Regional konsekvensutredning for Nordsjøen, 1999. Temarapport 6, Regulære utslipp til sjø, konsekvenser*". Rapport tilgjengelig på nett adresse <http://www2.hydro.com/nordsjoen/regsjo>

Ojaveer, E., J. Annist, H. Jankowski, T. Palm, & T. Raid. 1980. On effect on copper, cadmium and zinc on the embryonic development of Baltic spring spawning herring. Finn. Mar. Res. 32: 135-140

OLF, 1996: Miljøeffekter av bore- og brønnekjemikalier. OLF rapport utarbeidet av SINTEF, Allforsk, NIVA og Novatech datert 27 desember 1996.

Pasino-Reader, D.R., W.H. Berlin & J.P. Hickey, 1995. Chronic bioassays of rainbow trout fry with compounds representative of contaminants in Great Lake fish. J. Great Lakes Res. 21: 373-383.

RF, 2002: "Konsekvenser av regulære utslipp til sjø – RKU Norskehavet". Rapport utarbeidet av RF og SINTEF datert 15. september 2002. Rapport RF – 2002/081. ISBN 82-490-0193-1.

Reed et al., 2001: "DREAM: a Dose-Related Exposure Assessment Model. Technical Description of Physical-Chemical Fates Components". Manus presentert på 5th Marine Environmental Modeling Seminar, New Orleans, 9-11 oktober 2001.

Rye et. al., 1998: "The ParTrack Model for Calculation of the Spreading and deposition of Drilling Mud, Chemicals and Drill Cuttings". Paper presented at the "Marine Environmental Modeling Seminar", Lillehammer, Norway, March 3 – 5, 1998. Seminar arranged by SINTEF Applied Chemistry, Trondheim, Norway. Also published in "Environmental Modelling and Software", Vol. 13, No. 5-6, 1998, pp. 431-443. Edited by Elsevier.

Rye et. al., 2001: "Comparison of the ParTrack mud/cuttings release model with field data". Manus presentert på 5th Marine Environmental Modeling Seminar, New Orleans, 9-11 oktober 2001.

Røe, T.I. (1998): "*Produced Water Discharges to the North Sea. - A Study of Bioavailability of Organic Produced Water Compounds to Marine organisms*". Dr. scient avhandling, Kjemisk Institutt, Fakultet for kjemi og biologi, NTNU, Trondheim. April 1998.

Saga, 1994: Miljøprogram i forbindelse med brønn 7219/8-1s i Barentshavet. Rapport fra Saga Petroleum a.s., Divisjon for Teknologi og utbygging datert 10. mars 1994. Saga rapport R-TIY-0003.

Serigstad, B., 1994: Effekter av boreaktivitet på opptak av metaller i torsk (*Gadus morhua* L). Ocean Climate A/S, 52 pp.

SINTEF, 1995: "*Utslipp av radioaktivt materiale fra offshore installasjoner*". Prosjektmemo utarbeidet av SINTEF for Statens Strålevern, Oslo. Memo 43.2202.00 datert 13 juni 1995.

Spangenberg, J.V. & G.N. Cherr, 1996. Developmental effects of barium in a marine bivalve (*Mytilus californianus*). Environ. Toxicol. Chem. 15: 1769-1774.

Statoil, 2000: Spesifikasjoner av utslipp i forbindelse med planlagt leteboring i Barentshavet, letebrønn 7228/7-1S. Notat utarbeidet av Statoil i forbindelse med beregninger av utslipp og spredning av kaks og borevæske knyttet til boring av 4 letebrønner i Barentshavet 2000 – 2001.

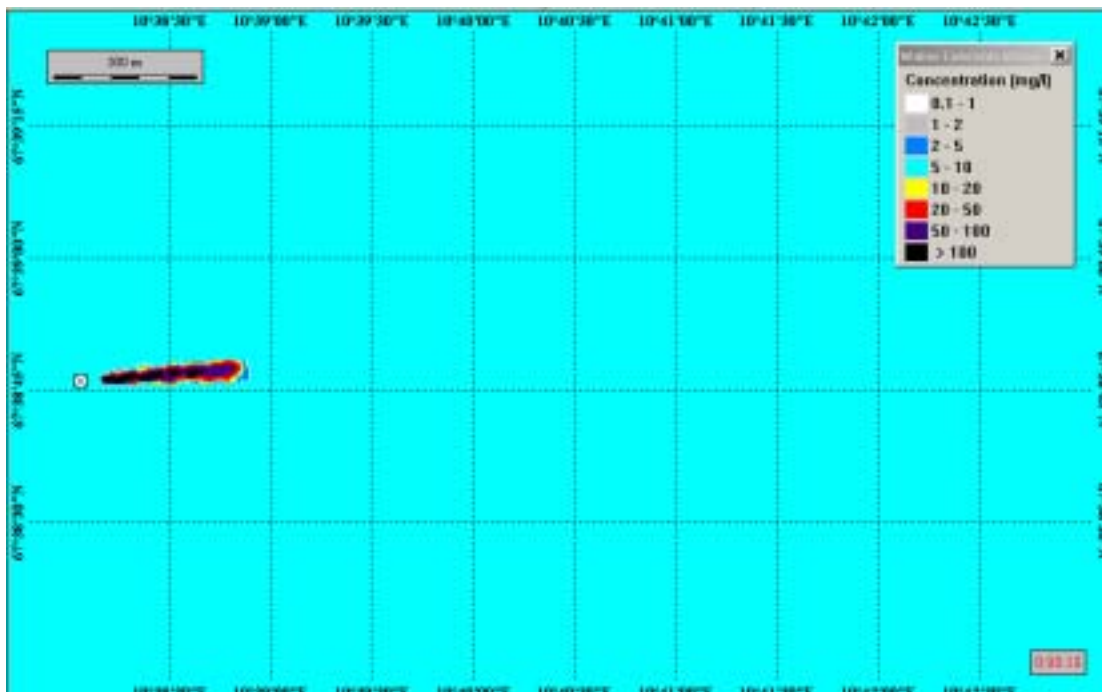
Statoil, 2001: Planlagte forbruk/utslipp av borekjemikalier brønn 6608/10-8, Stær feltet. Statoil rapportutkast datert 19 oktober 2001.

Statoil, 2002 RKU – Norskehavet. Beregning av spredning og miljørisiko (EIF) av utslipp av produsert vann/ballastvann og utslipp fra operasjoner i Norskehavet. Rapportutkast.

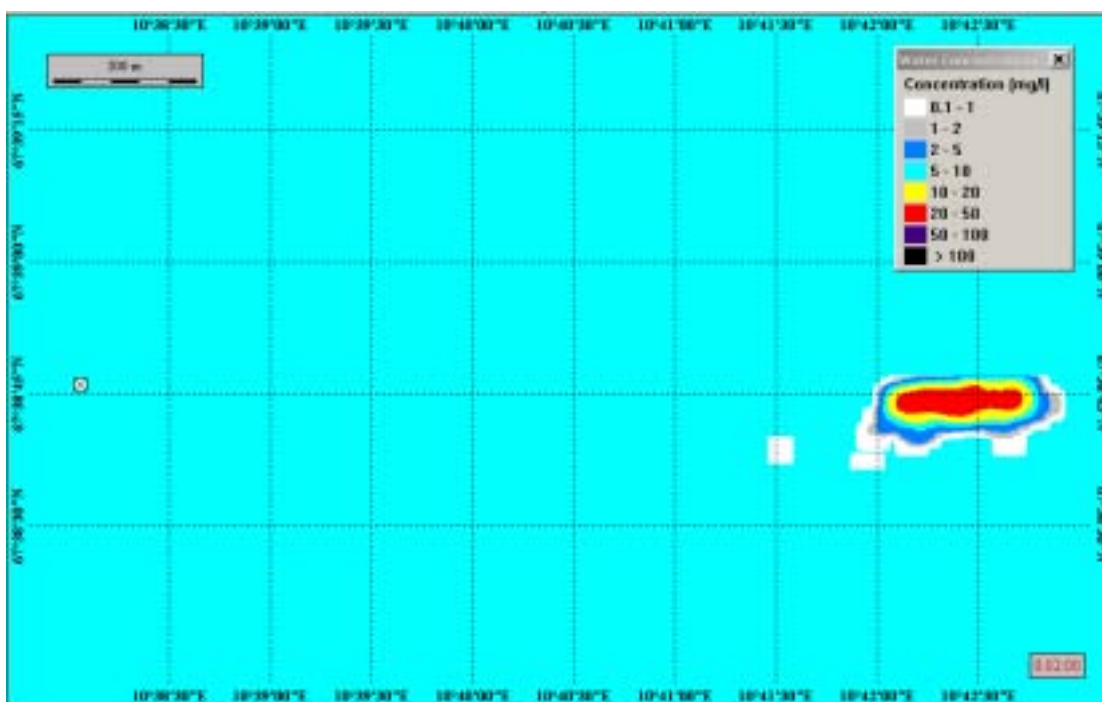
Verripoulos, G & D. Harduovelis, 1988. Effect of sublethal concentrations of zinc on survival and fertility in four successive generations of Tisbe. Mar. Pollut. Bull. 19:162-166

Wood, J.M., 1987. Biological processes involved in the cycling of elements between soil and sediments and the aqueous environment. Hydrobiol. 149:31-42.

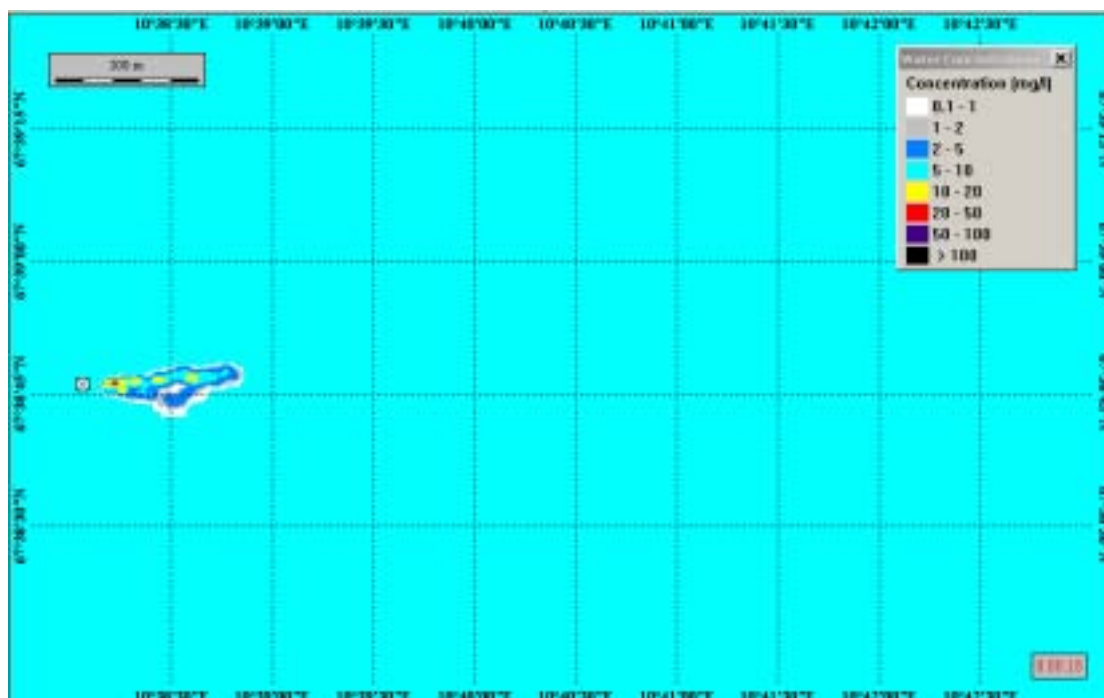
VEDLEGG V1 Figurer kaks/slam Nordland VI



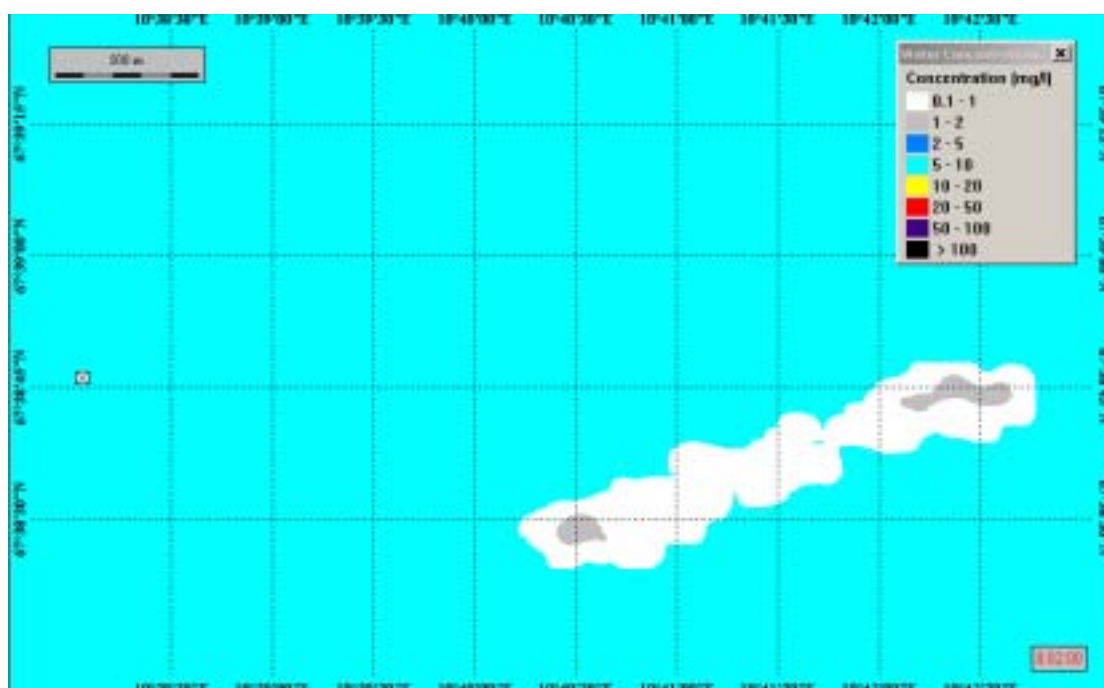
Figur V1.1 Borevæskeutslipp Nordland VI.
Kjemikaliekonsentrasjoner ved slutten av utslippet.



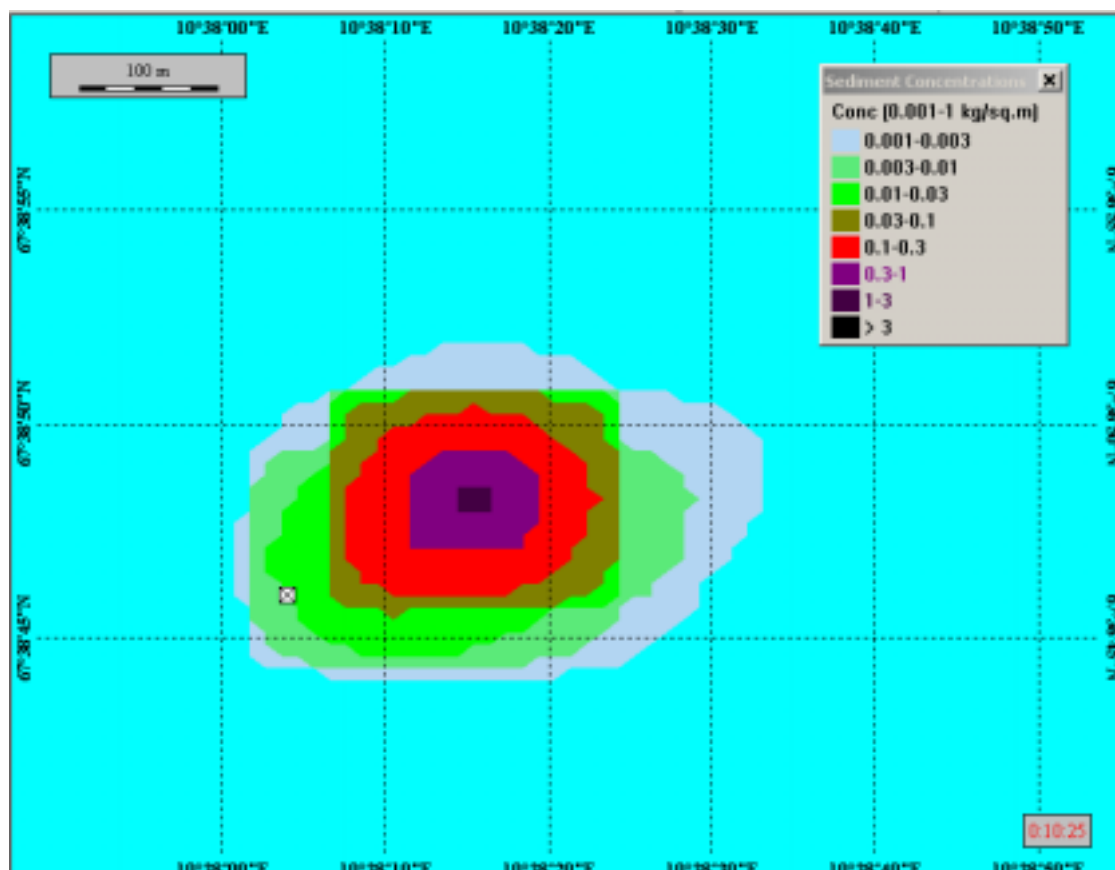
Figur V1.2 Borevæskeutslipp Nordland VI.
Kjemikaliekonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.



Figur V1.3 Borevæskeutslipp Nordland VI.
Baryttkonsentrasjoner ved slutten av utslippet.

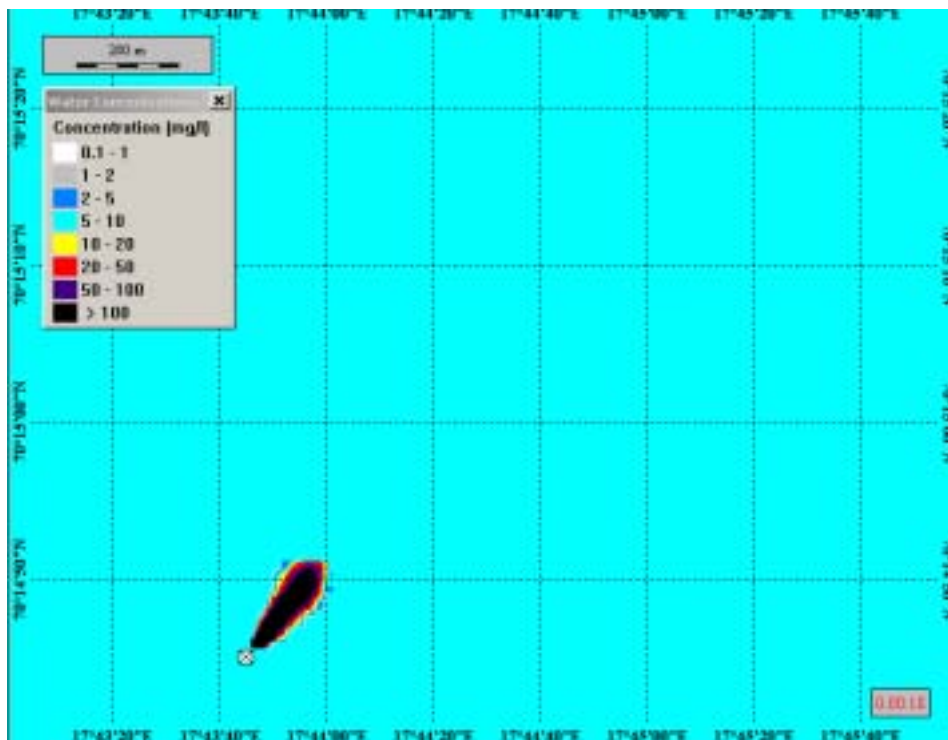


Figur V1.4 Borevæskeutslipp Nordland VI.
Baryttkonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.

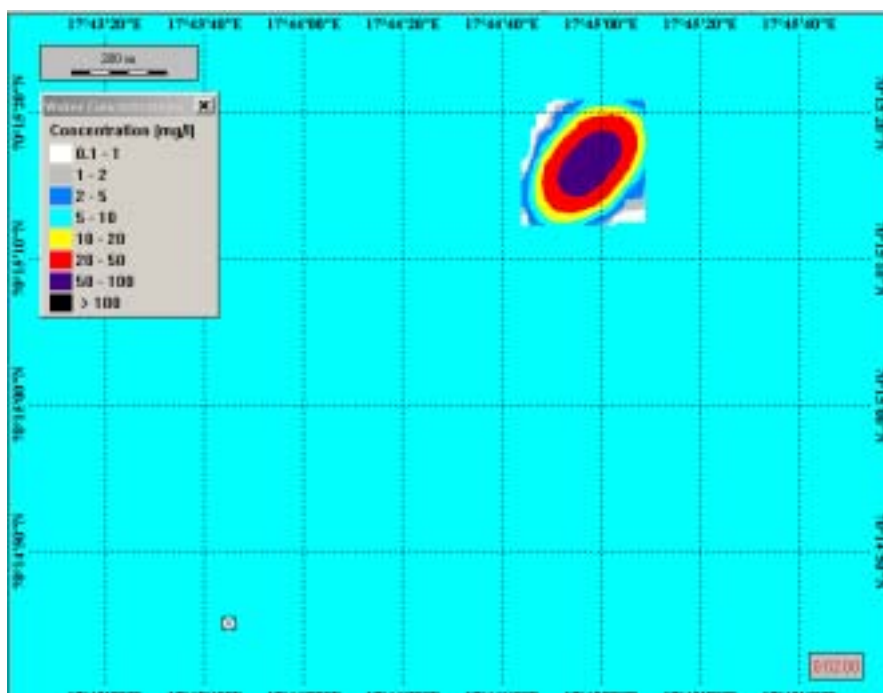


Figur V1.5 Stigerørsutslipp Nordland VI – deponering på havbunnen.

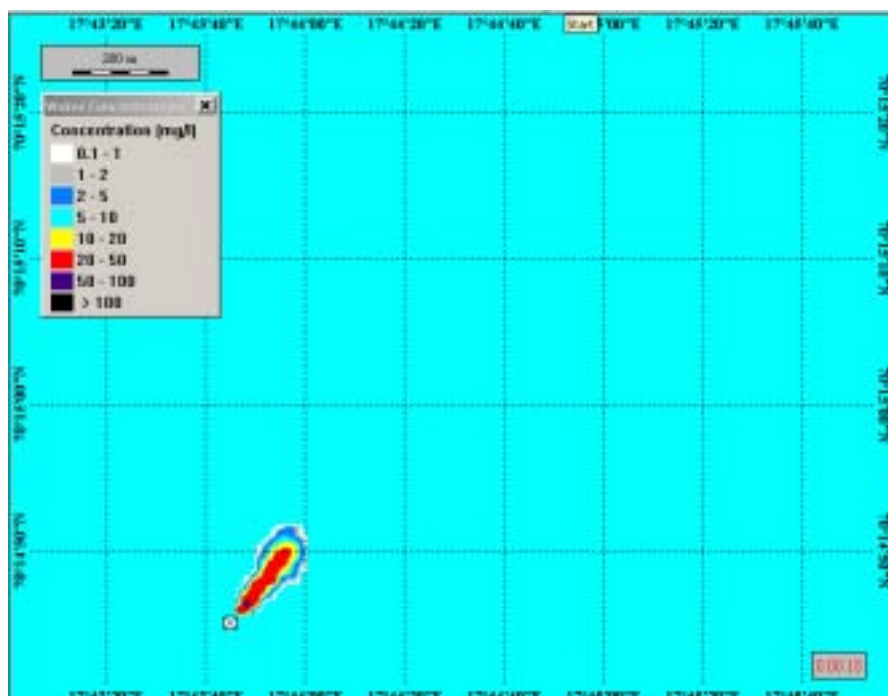
VEDLEGG V2 Figurer kaks/slam Troms II



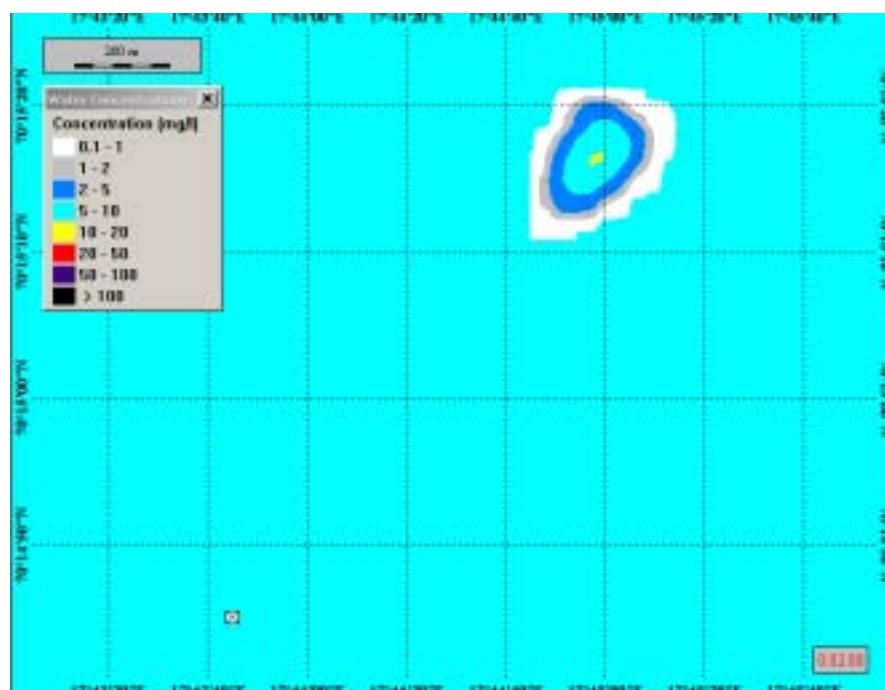
Figur V2.1 Borevæskeutslipp Troms II.
Kjemikaliekonsentrasjoner ved slutten av utslippet.



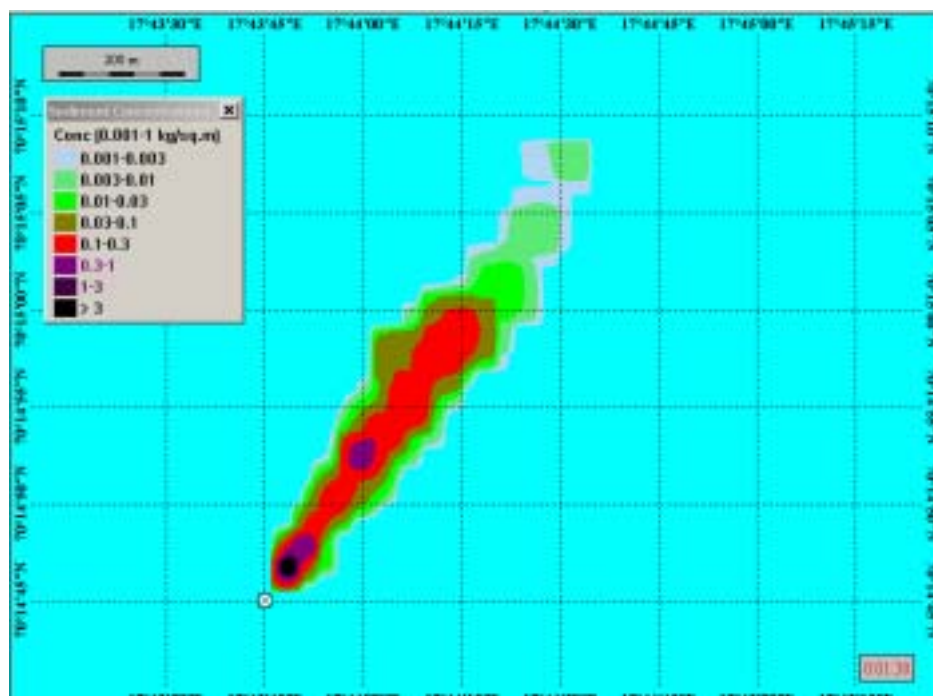
Figur V2.2 Borevæskeutslipp Troms II.
Kjemikaliekonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.



Figur V2.3 Borevæskeutslipp Troms II.
Baryttkonsentrasjoner ved slutten av utslippet.

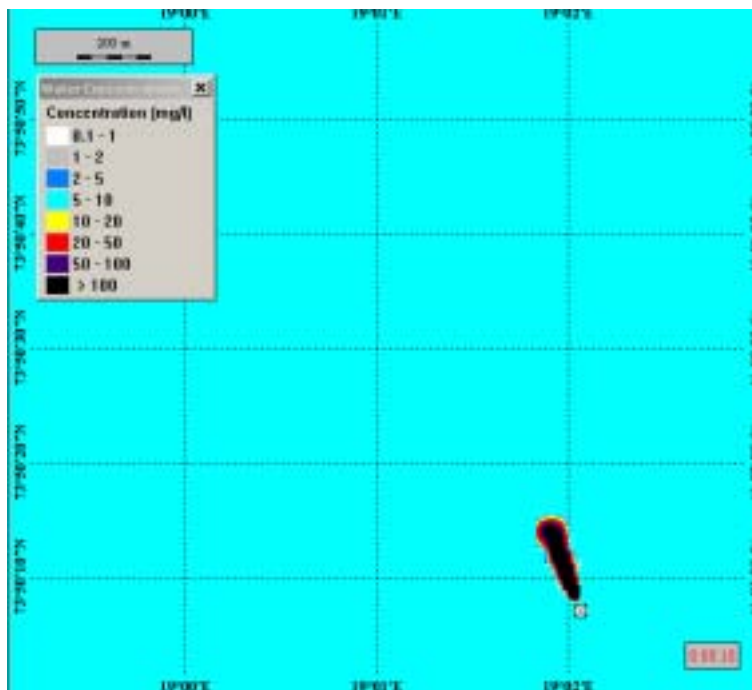


Figur V2.4 Borevæskeutslipp Troms II.
Baryttkonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.

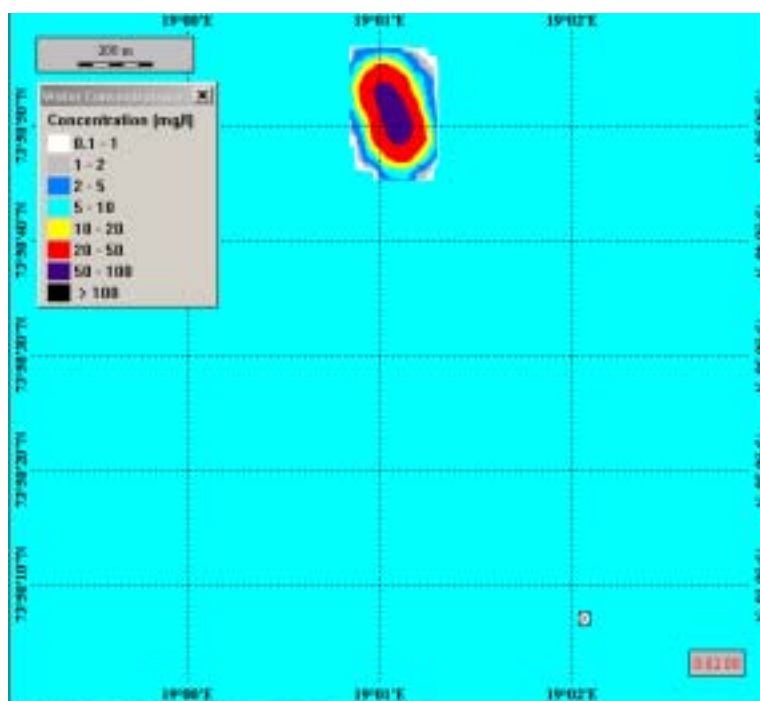


Figur V2.5 Stigerørslipp Troms II – deponering på havbunnen.

VEDLEGG V3 Figurer kaks/slam Bjørnøya Vest



Figur V3.1 Borevæskeutslipp Bjørnøya Vest.
Kjemikaliekonsentrasjoner ved slutten av utslippet.



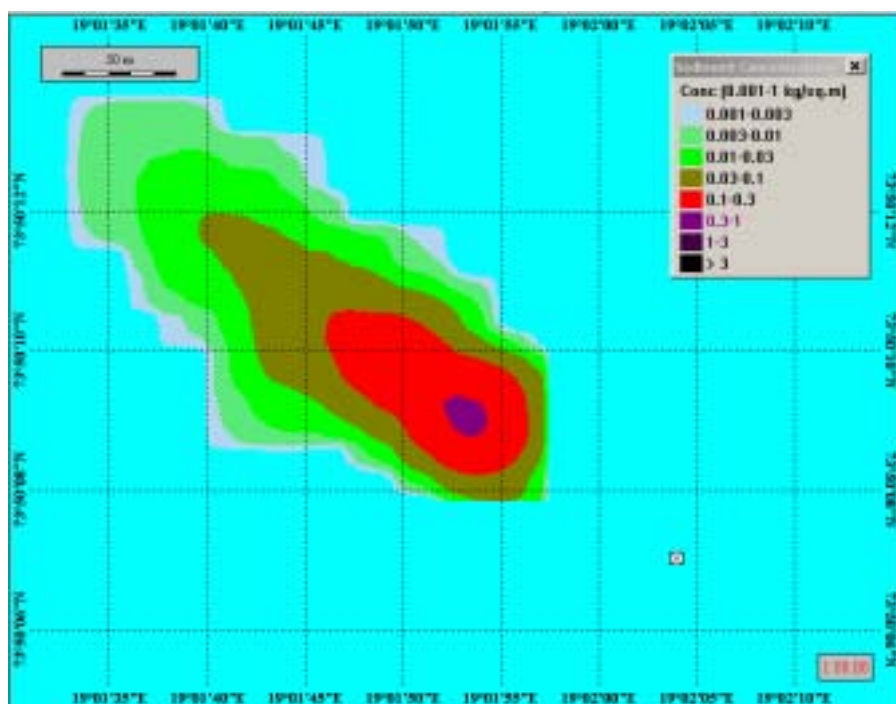
Figur V3.2 Borevæskeutslipp Bjørnøya Vest.
Kjemikaliekonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.



Figur V3.3 Borevæskeutslipp Bjørnøya Vest.
Baryttkonsentrasjoner ved slutten av utslippet.



Figur V3.4 Borevæskeutslipp Bjørnøya Vest.
Baryttkonsentrasjoner 2 timer etter utslippet.



Figur V3.5 Stigerørslipp Bjørnøya Vest - deponering på havbunnen.

VEDLEGG V4. Konsentrasjonsfelt av produsert vannutslipp: Enkeltkomponenter.

Utslipp etter 1, 3 og 5 dager er vist:

Figur V4.1. Enkeltkomponenter i 3 døgns utslipp ved Nordland VI startet 1. april.

Figur V4.2. Enkeltkomponenter i 3 døgns utslipp ved Nordland VII startet 1. april.

Figur V4.3. Enkeltkomponenter i 3 døgns utslipp ved Troms I startet 1. juni.

Figur V4.4. Enkeltkomponenter i 60 døgns utslipp ved Nordland VI startet 1. april.

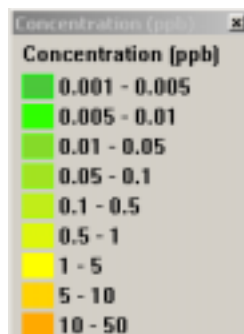
Figur V4.5. Enkeltkomponenter i 60 døgns utslipp ved Nordland VII startet 1. april.

Figur V4.6. Enkeltkomponenter i 60 døgns utslipp ved Troms I startet 1. juni.

Figur V4.7 Radium-utslipp Troms I – Spredningsfelt med og uten suspendert organisk materiale

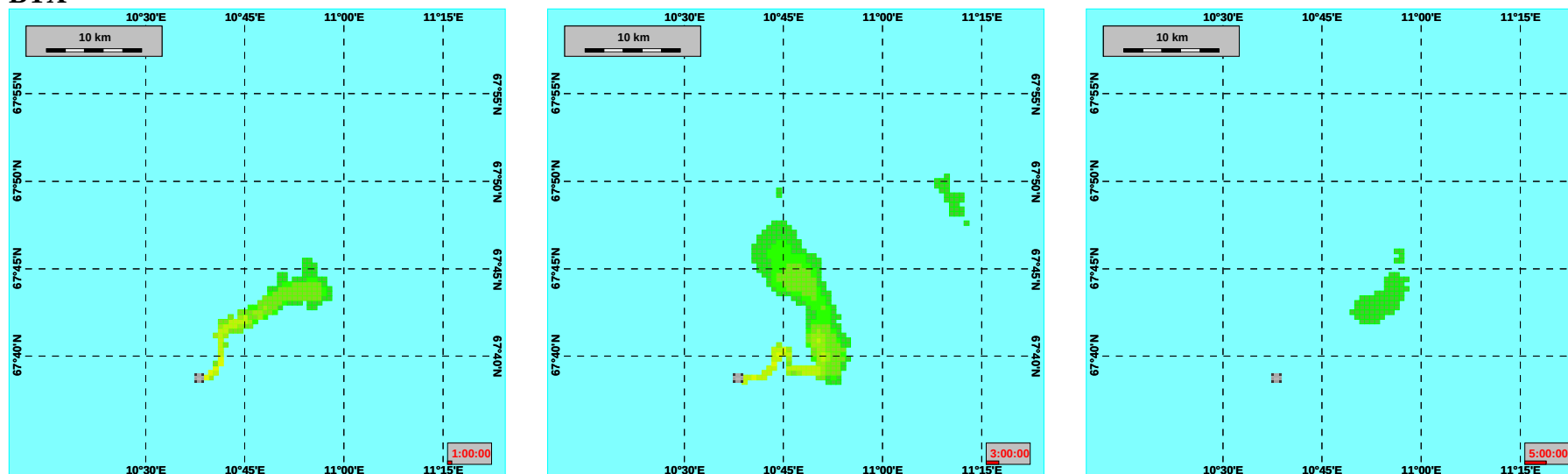
Figur V4.8. Radium-utslipp Nordland VI - Spredningsfelt med og uten suspendert organisk materiale

Konsentrasjoner er angitt for enkeltkomponenter ned til 0.001 ppb etter følgende skala:

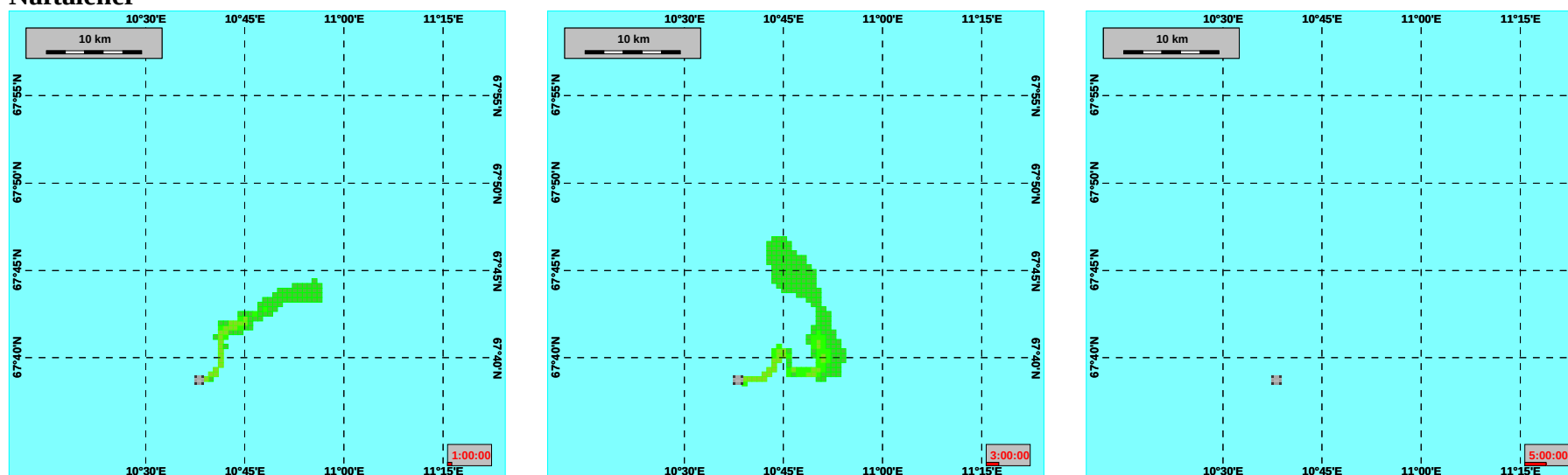


Figur V4.1. Nordland VI: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler under- og etter 3 dagers utslipp fra 1. – 3. april (maksimal konsentrasjon i volumer på 500 x 500 x 10 m). Fenoler C6+ og PAH 4+ ring og metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

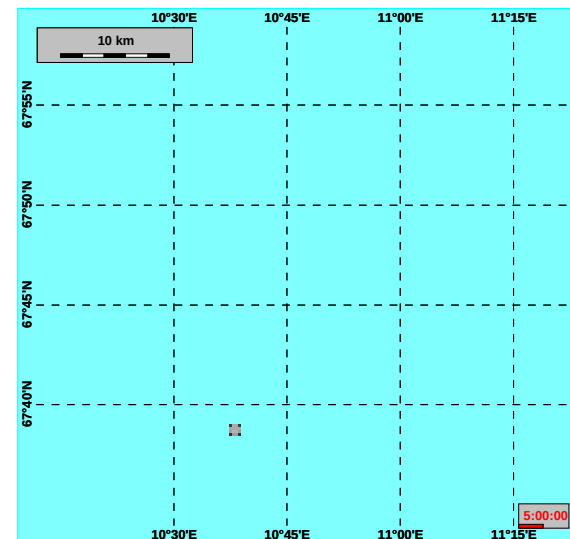
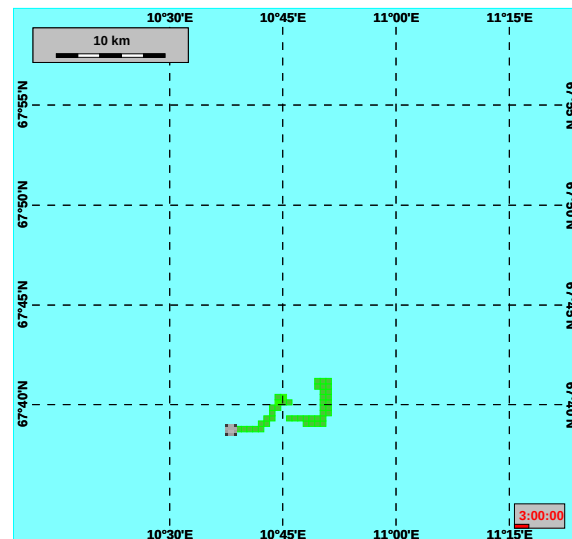
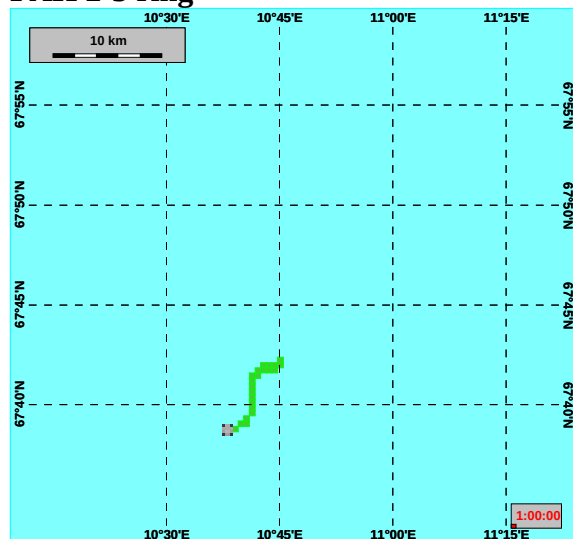
BTX



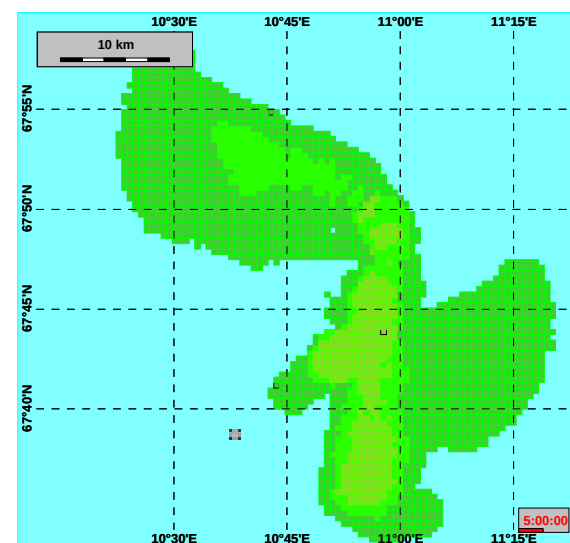
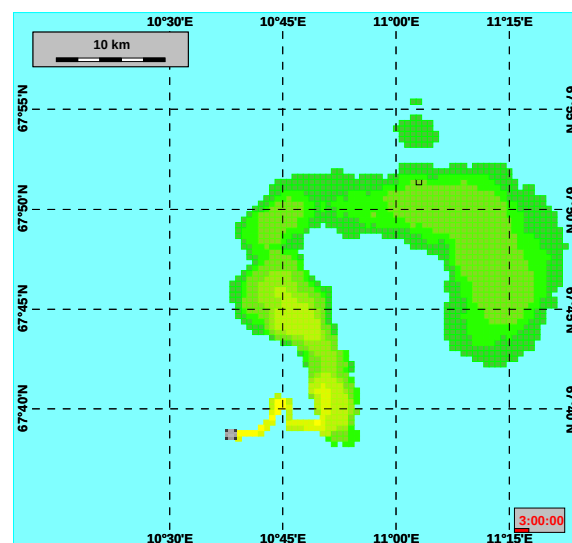
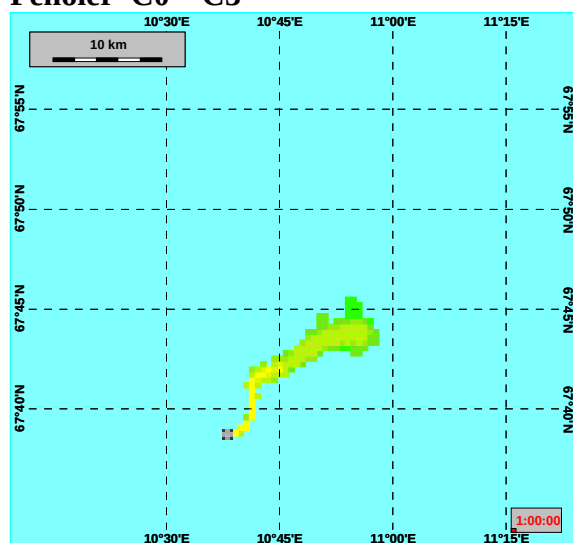
Naftalener



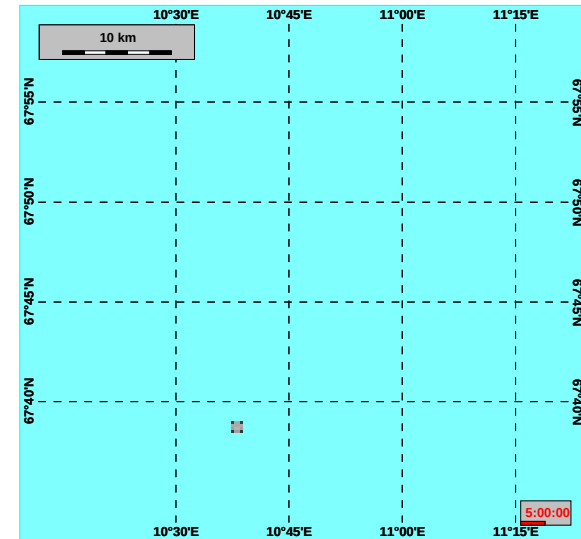
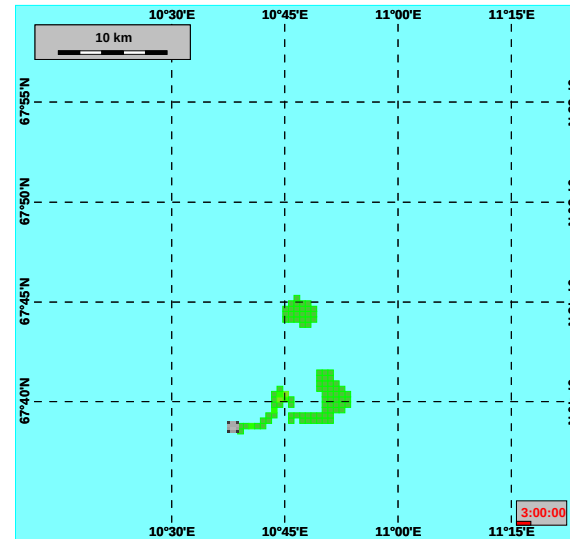
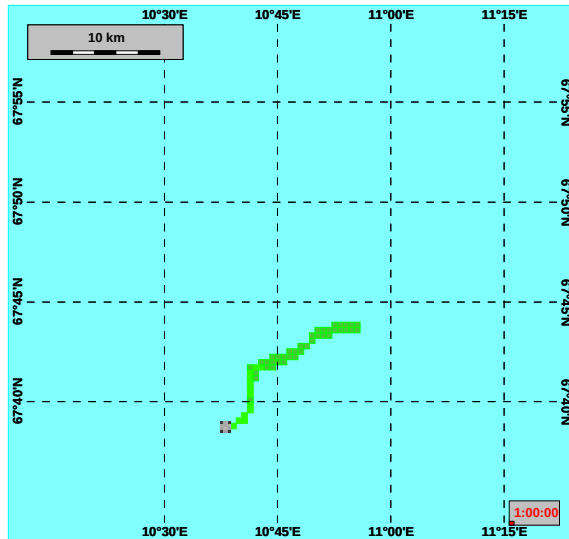
PAH 2-3 ring



Fenoler C0 – C3

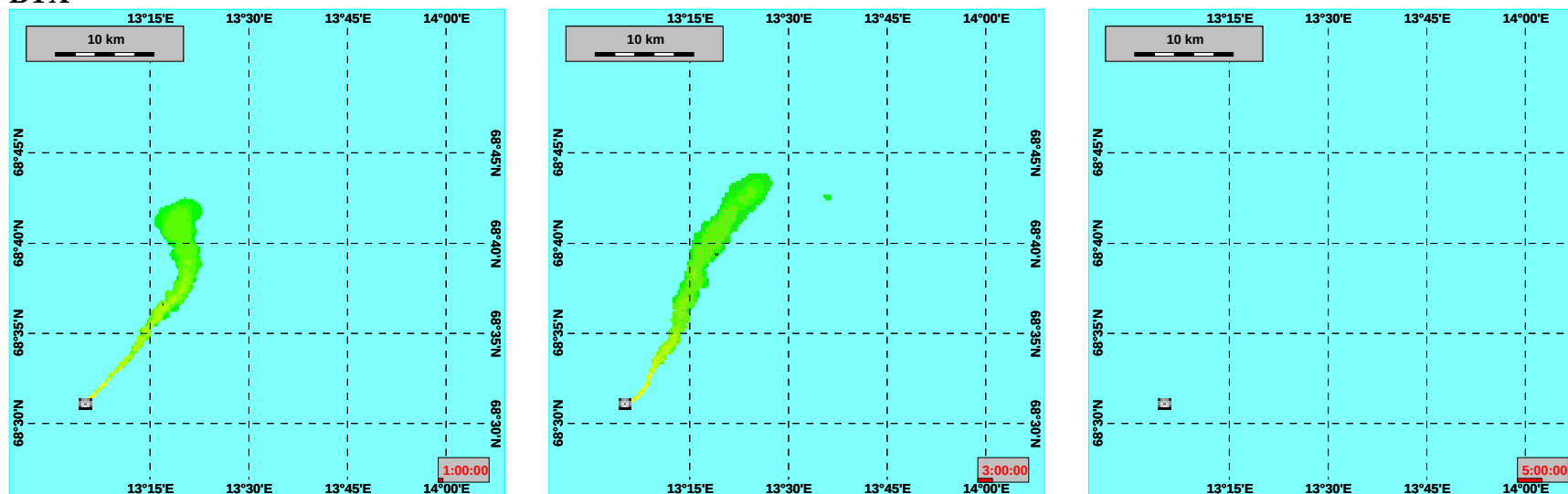


Fenoler C4 – C6

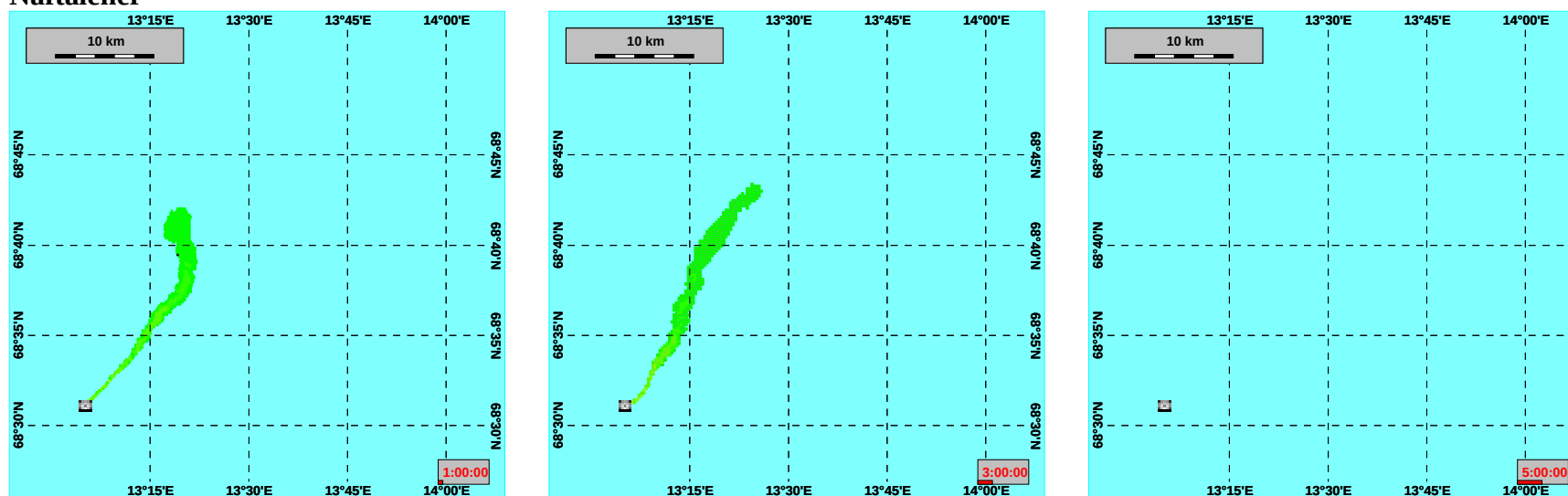


Figur V4.2. Nordland VII: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler under- og etter 3 dagers utslipp fra 1. – 3. april (maksimal konsentrasjon i volumer på 500 x 500 x 10 m). Fenoler C6+ og PAH 4+ ring og metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

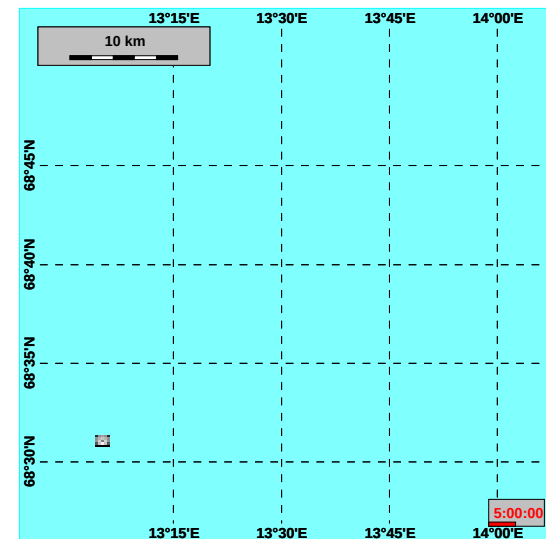
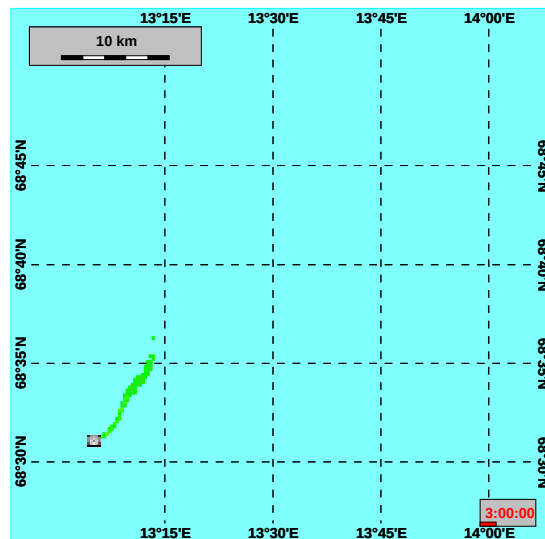
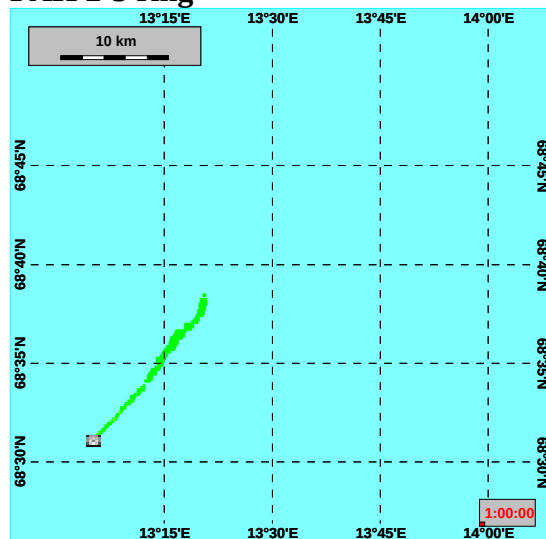
BTX



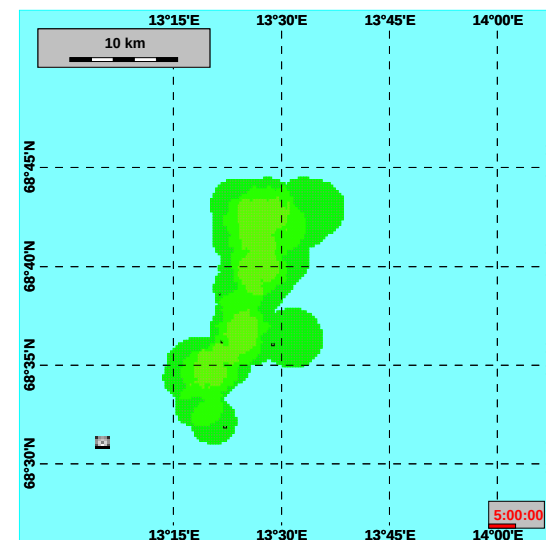
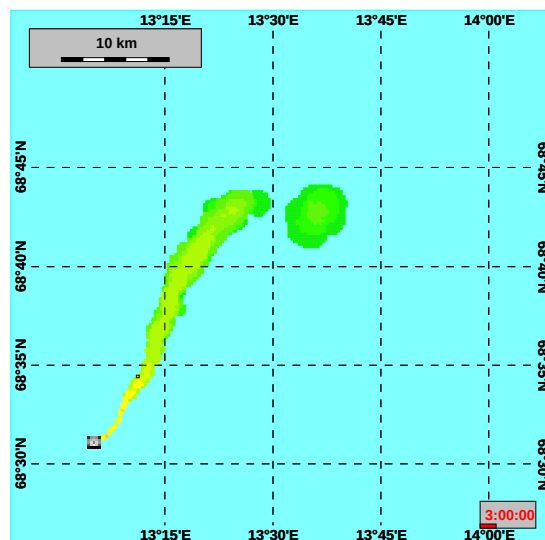
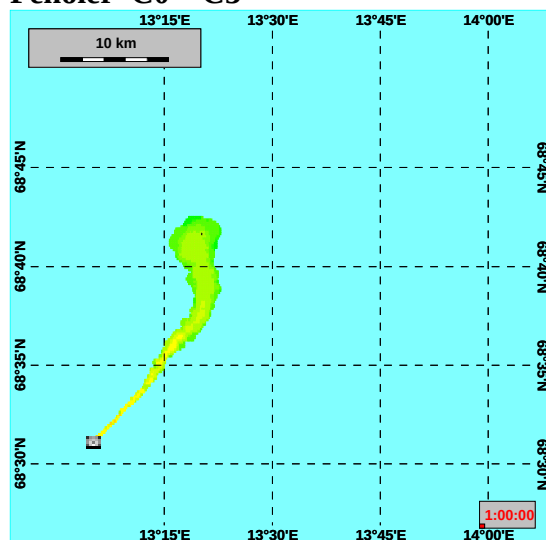
Naftalener



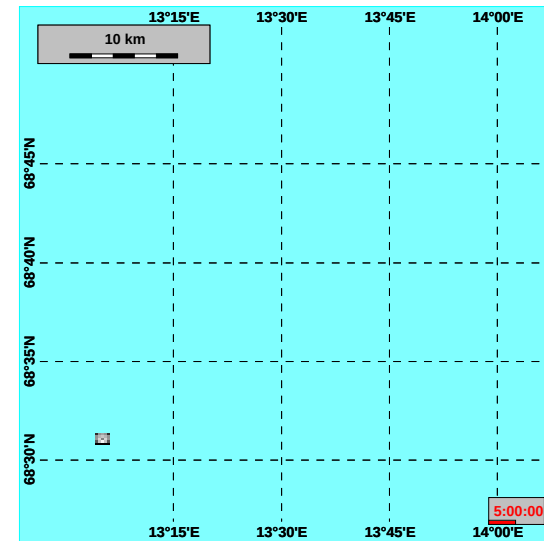
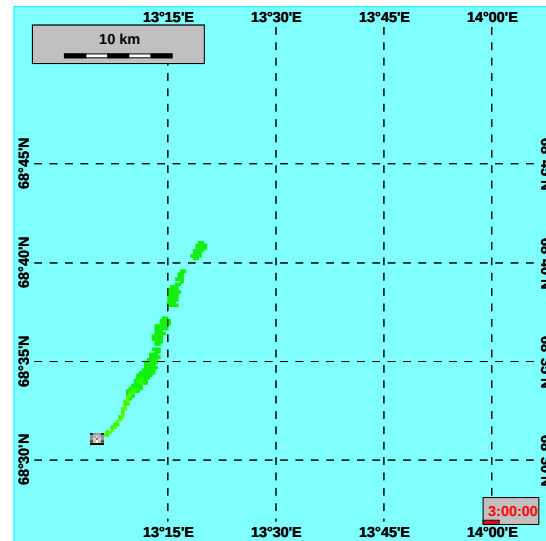
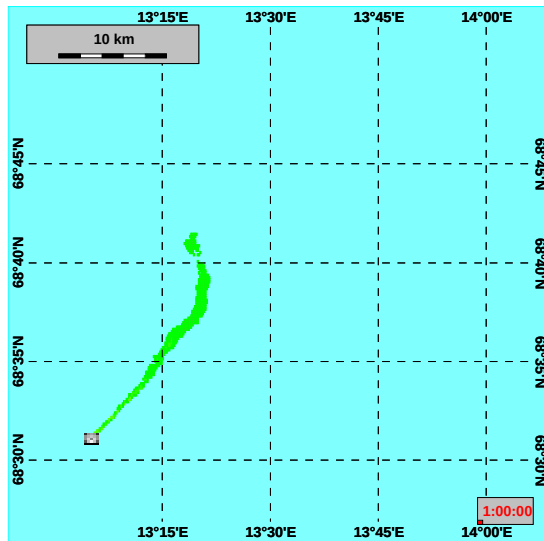
PAH 2-3 ring



Fenoler C0 – C3

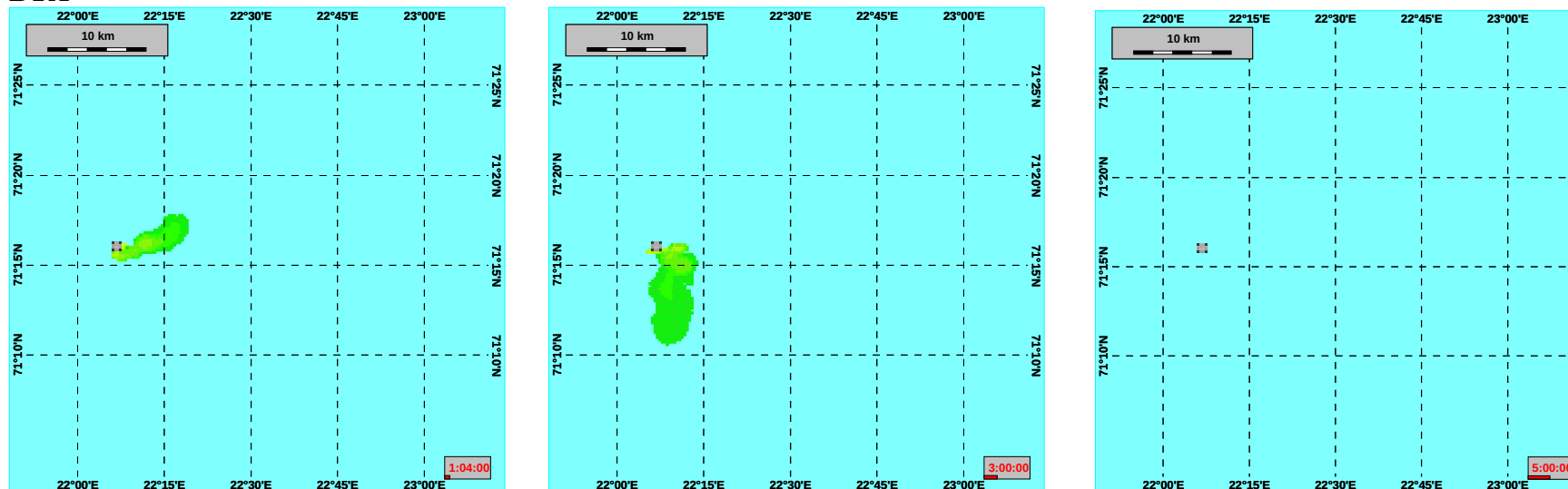


Fenoler C4 – C6

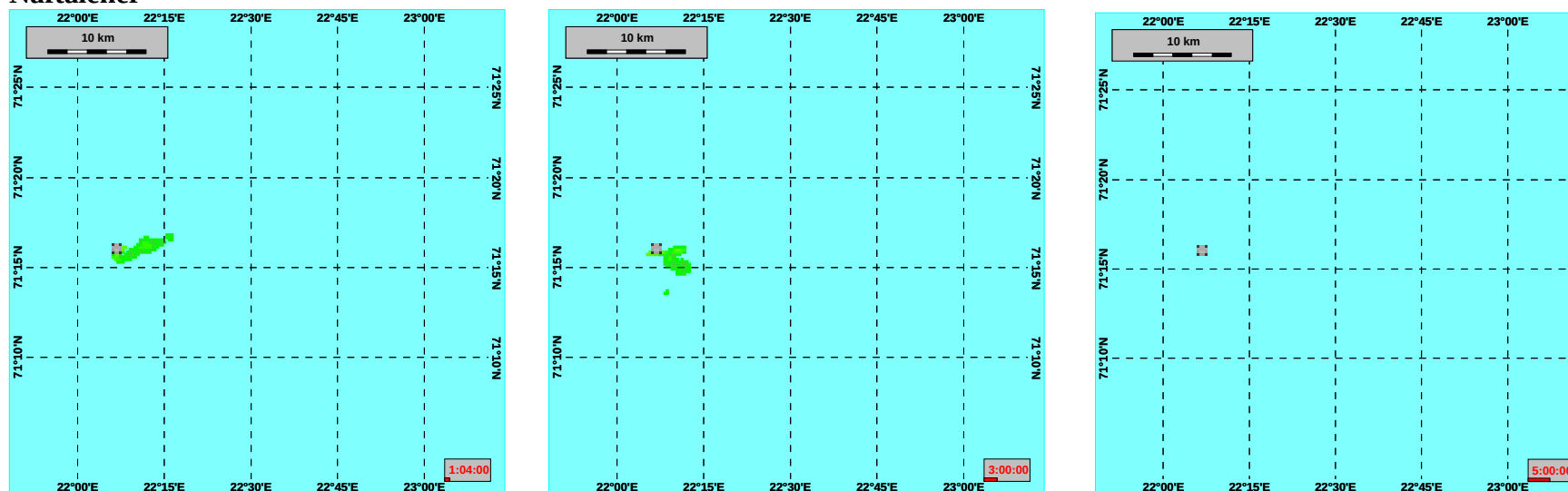


Figur V4.3. Troms I: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler under- og etter 3 dagers utslipp fra 1. – 3. juni (maksimal konsentrasjon i volumer på 500 x 500 x 10 m). Fenoler 6+ og PAH 4+ ring og metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

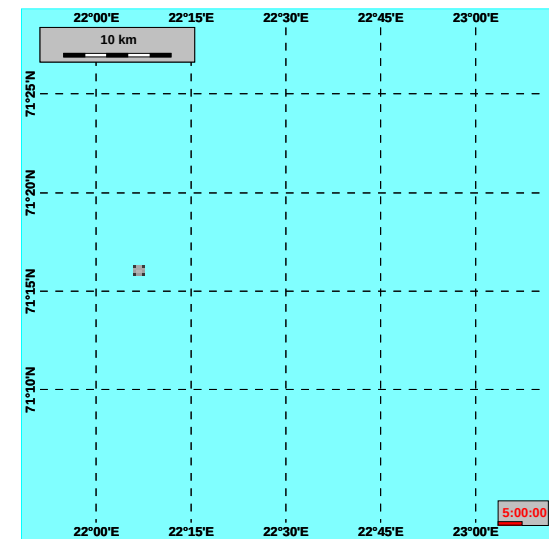
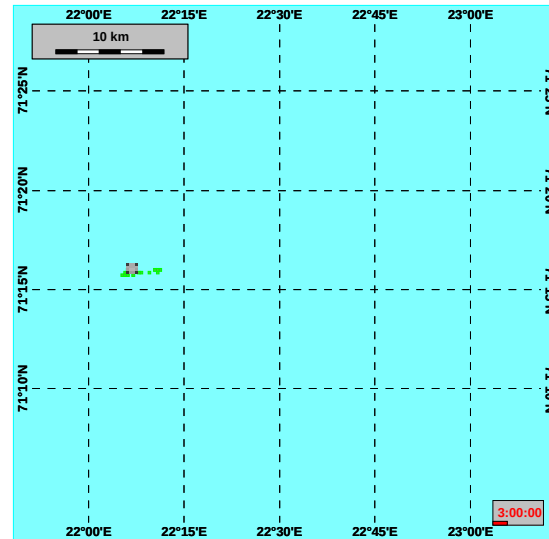
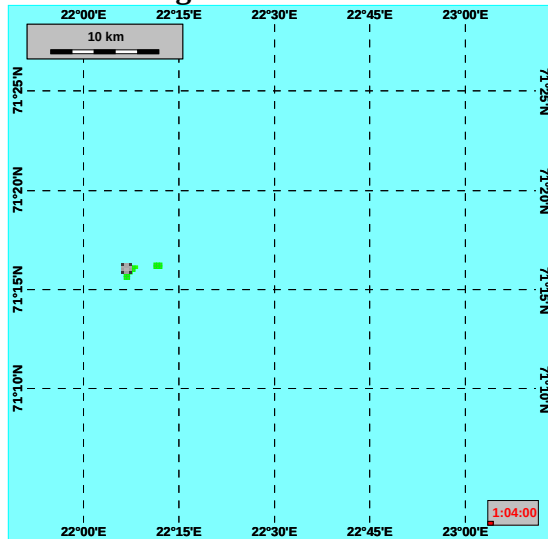
BTX



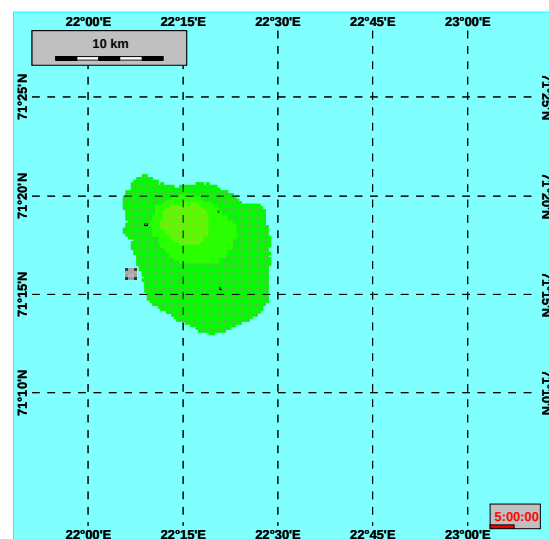
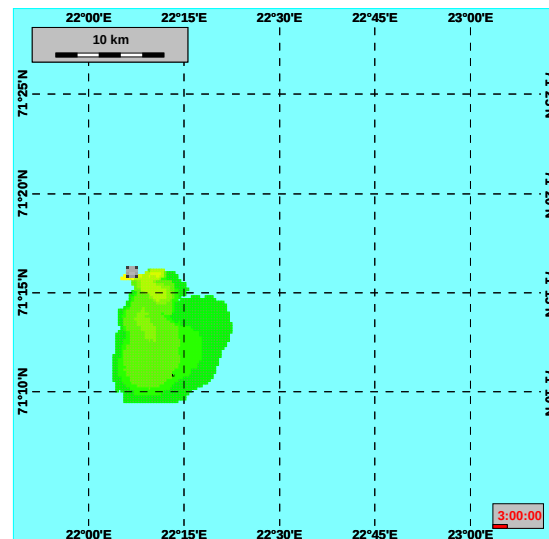
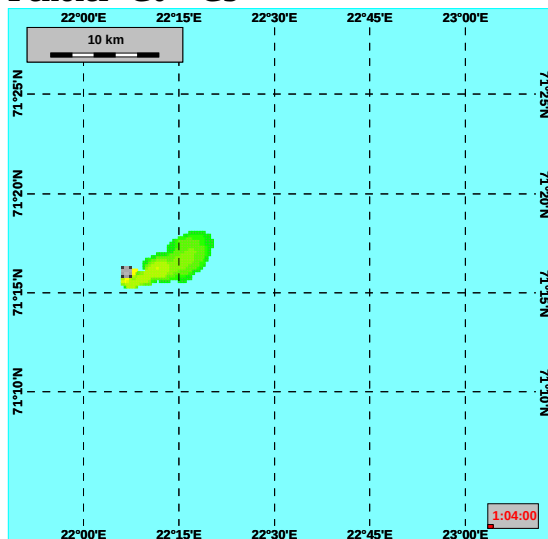
Naftalener



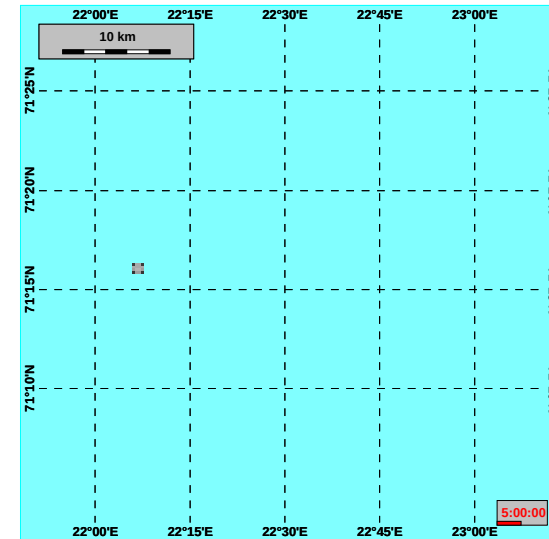
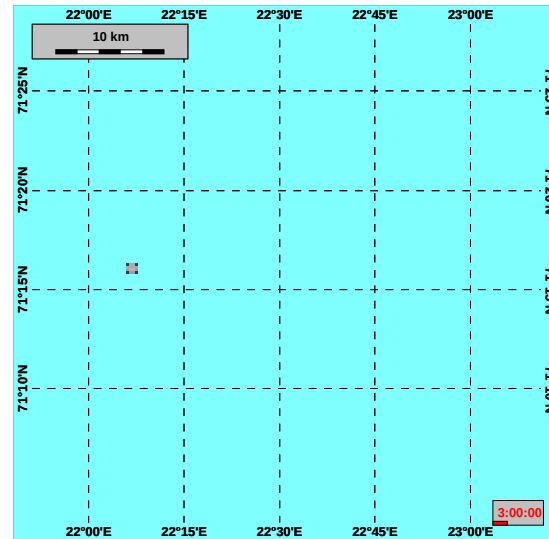
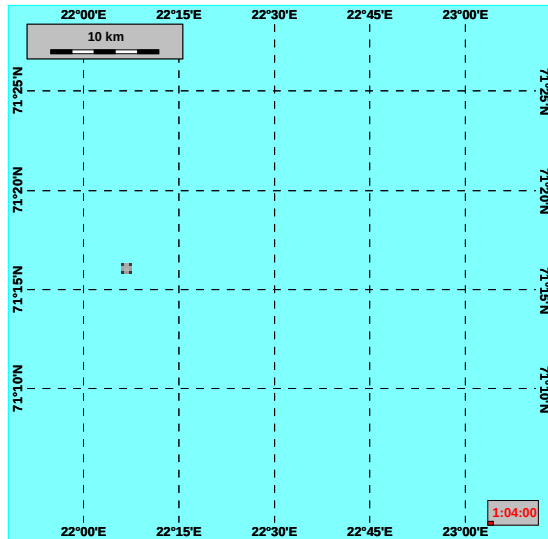
PAH 2-3 ring



Fenoler C0 – C3

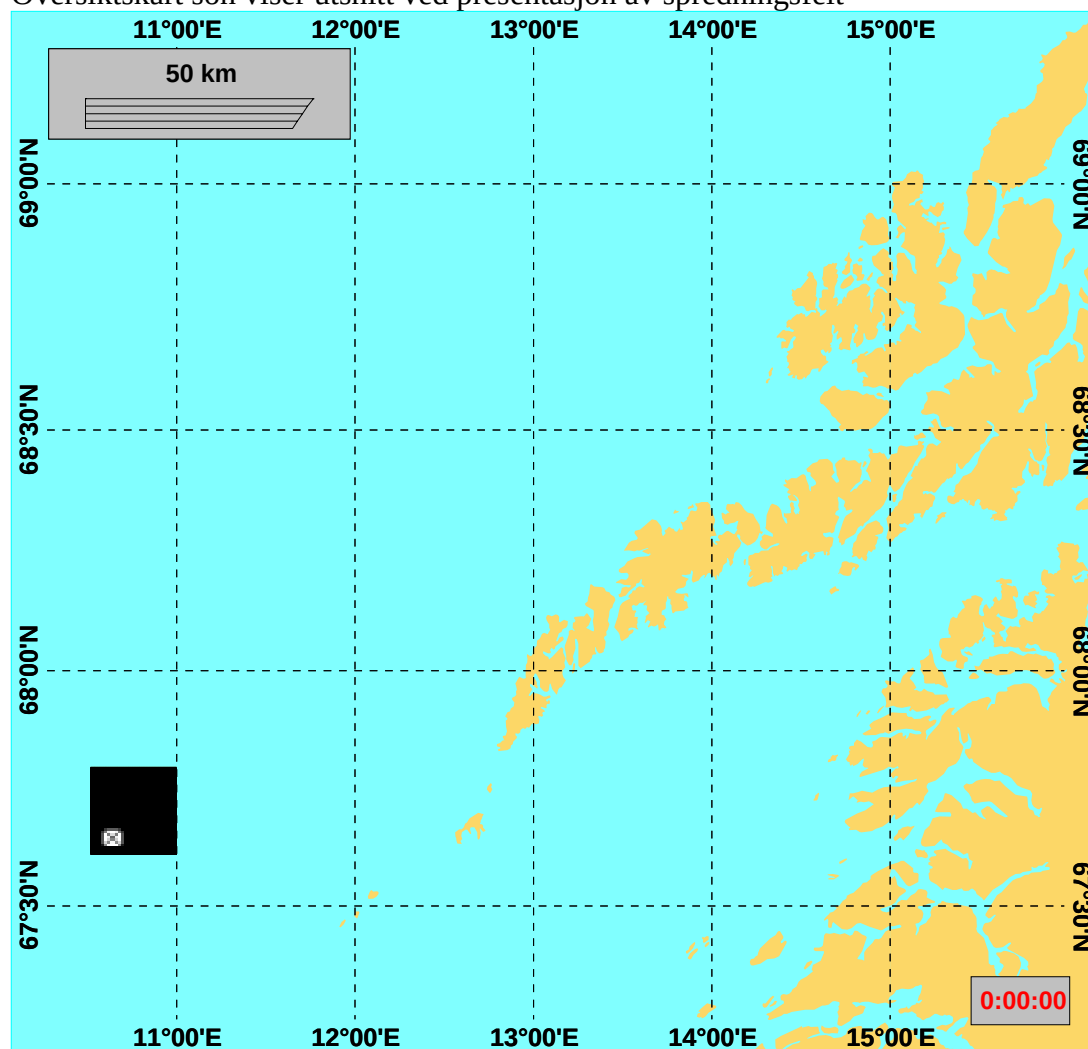


Fenoler C4 – C6

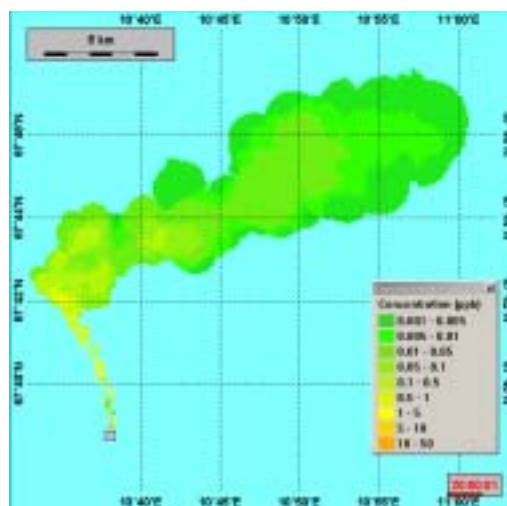
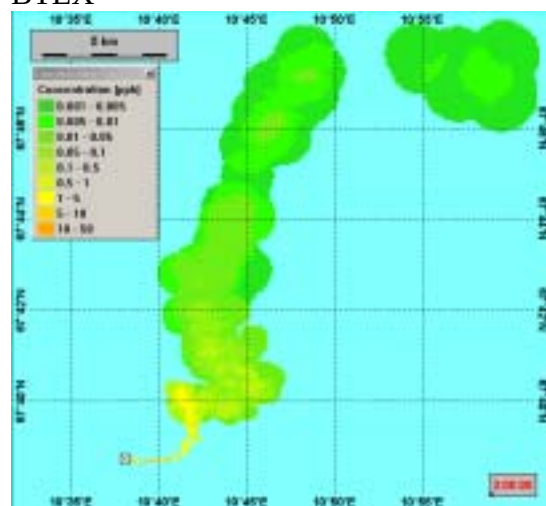


Figur V4.4. Nordland VI: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler etter 3 og 20 dagers utslipp dagers utslipp fra 1. april (maksimal konsentrasjon i volumer på 100 x 100 x 10 m). Metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

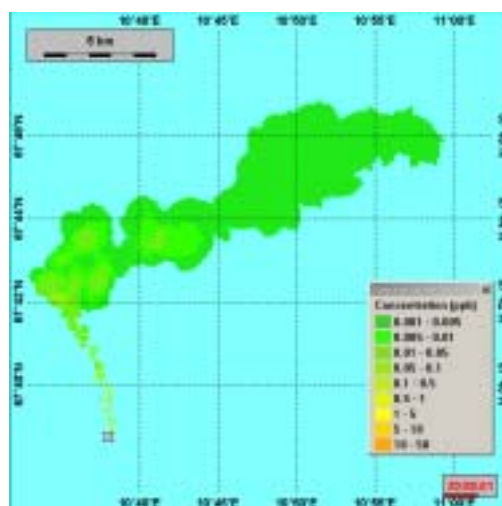
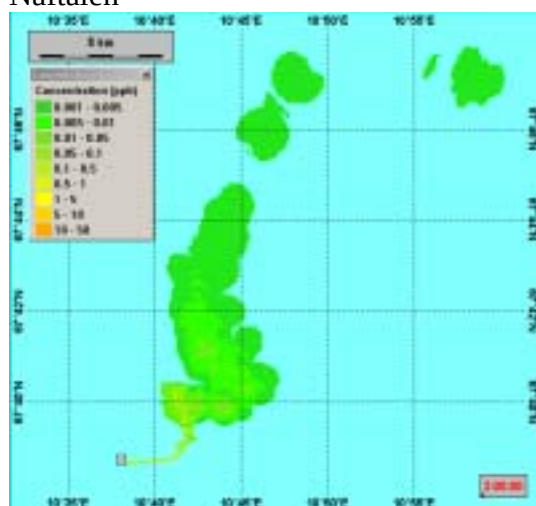
Oversiktskart som viser utsnitt ved presentasjon av spredningsfelt



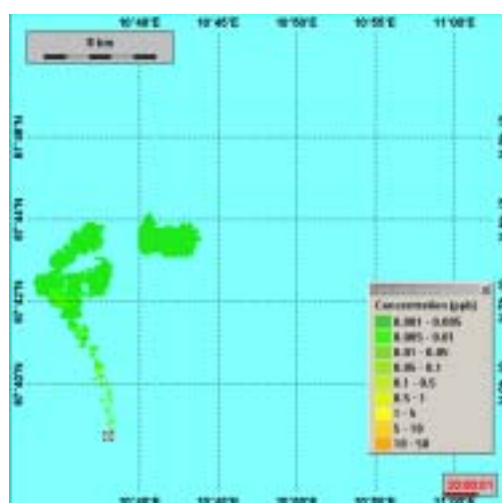
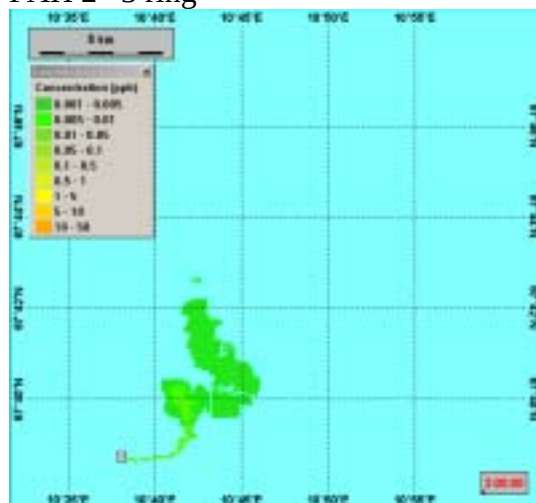
BTEX



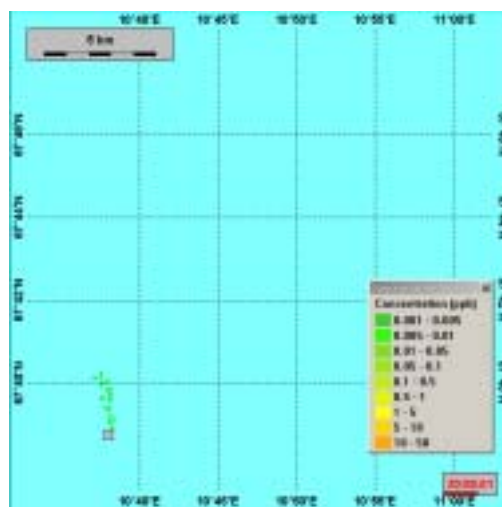
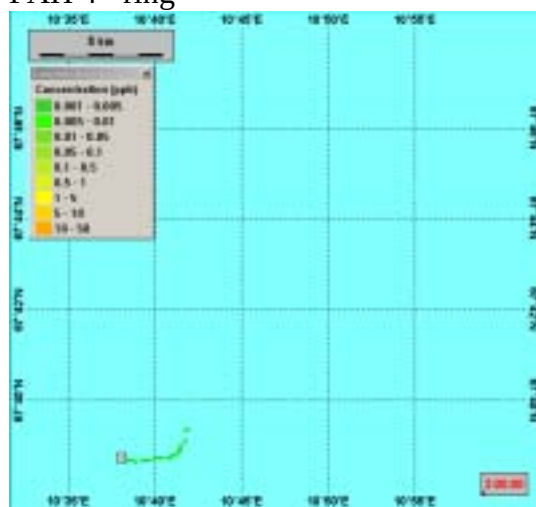
Naftalen



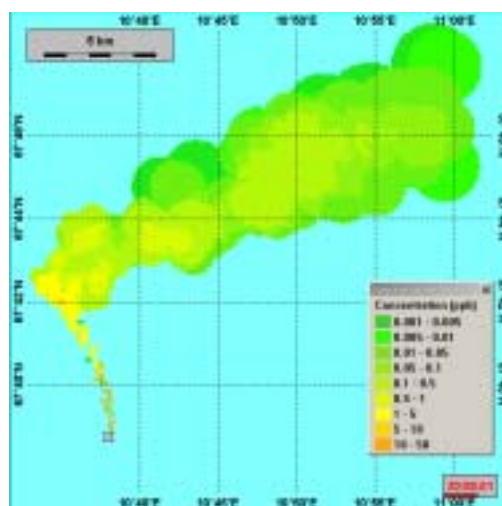
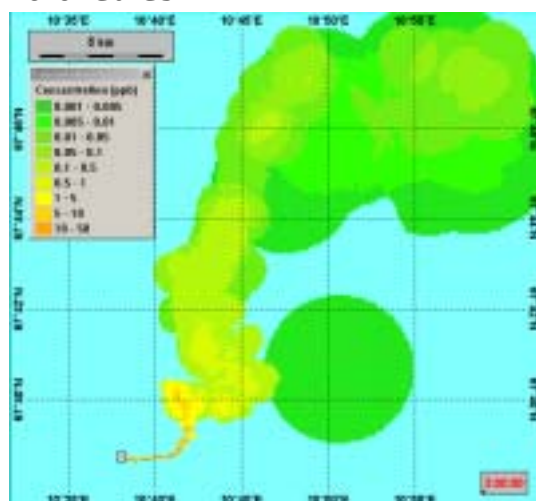
PAH 2-3 ring



PAH 4+ ring



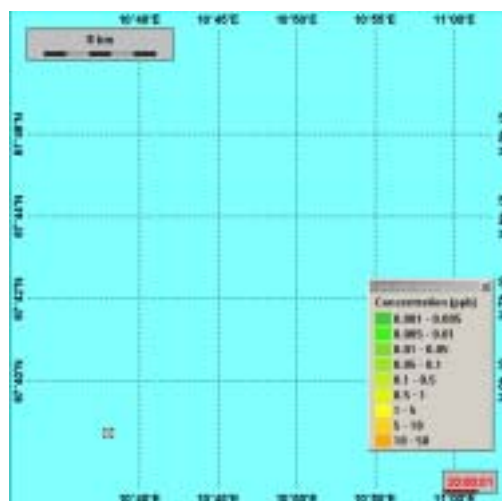
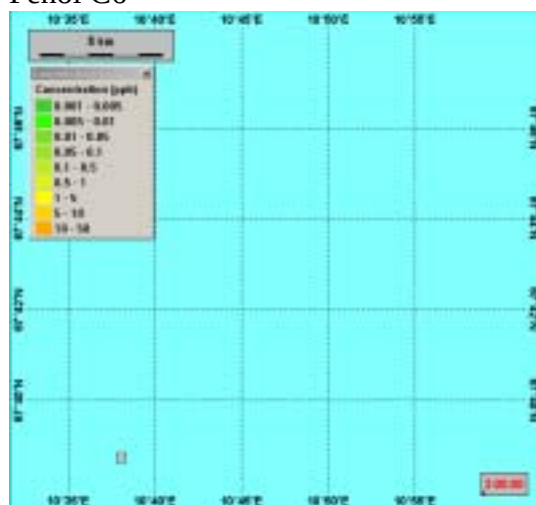
Fenol C0-C3



Fenol C4 – C5

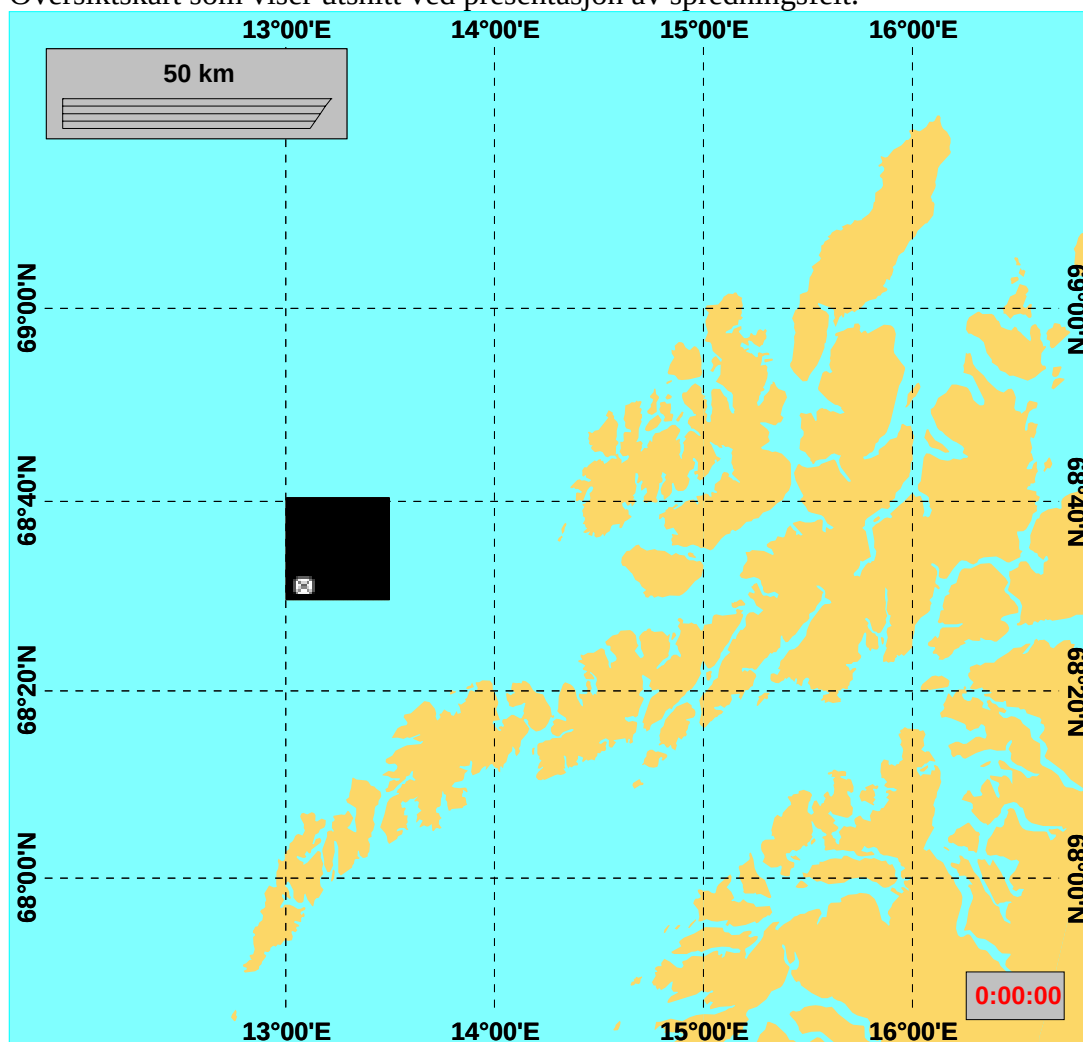


Fenol C6+

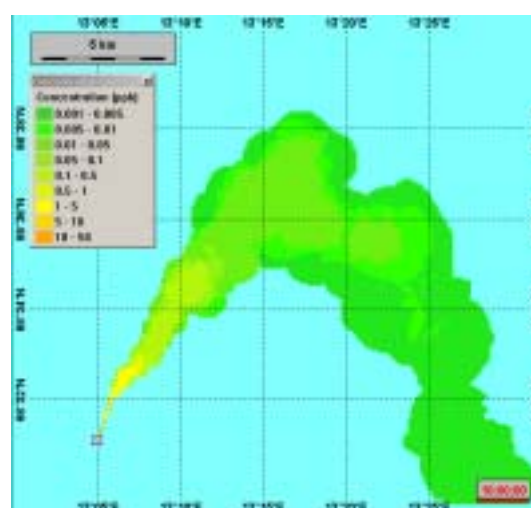
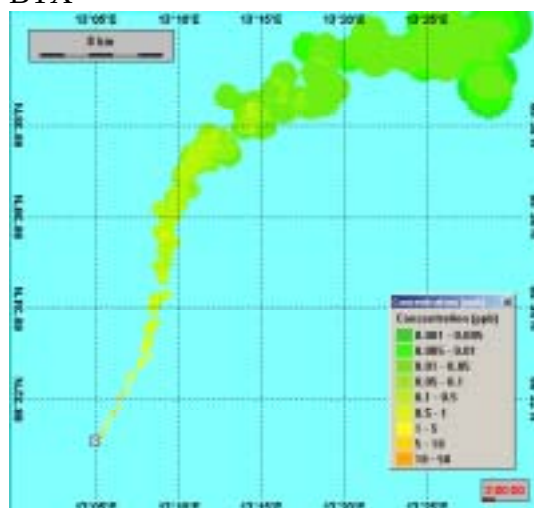


Figur V4.5. Nordland VII: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler etter 3 og 10dagers utslipp fra 1. April (maksimal konsentrasjon i volumer på 100 x 100 x 10 m). Metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

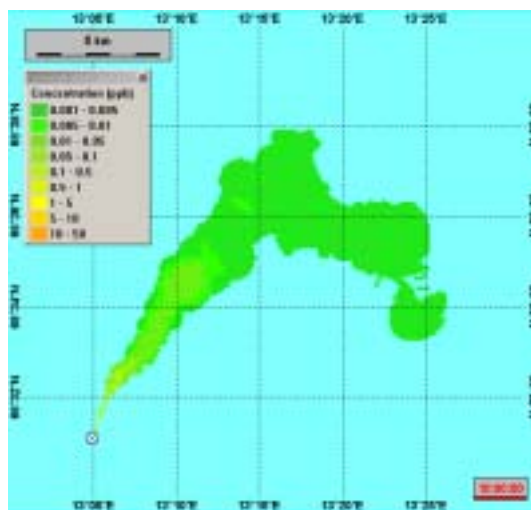
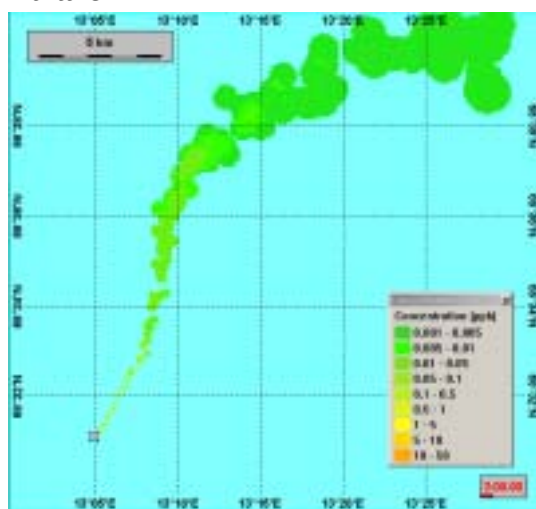
Oversiktskart som viser utsnitt ved presentasjon av spredningsfelt.



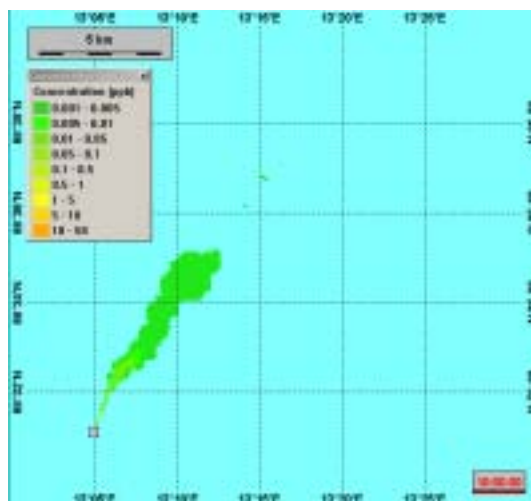
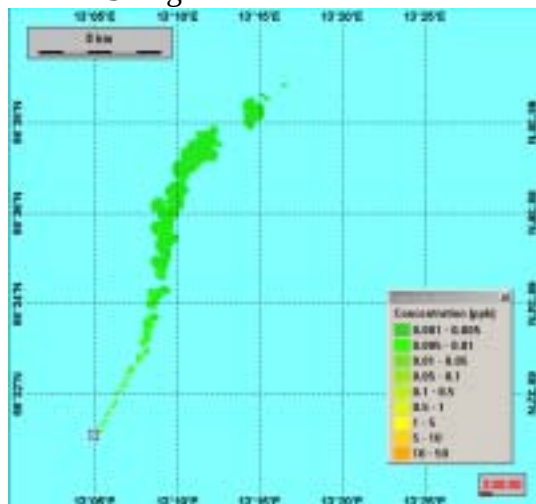
BTX



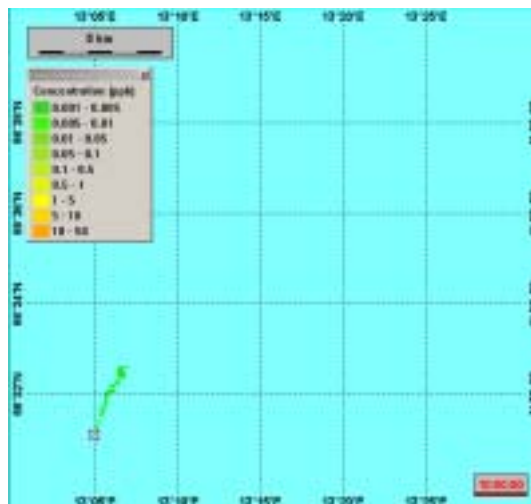
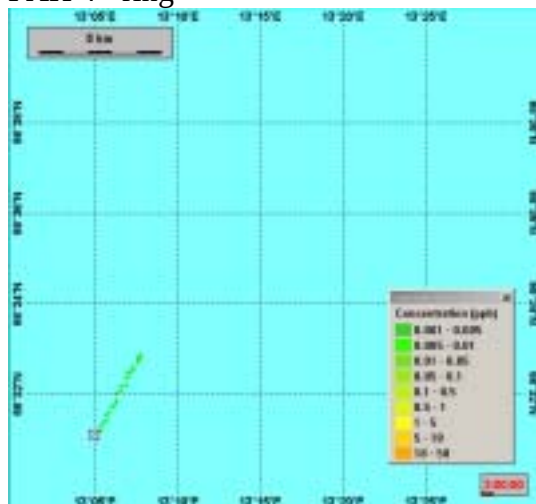
Naftalen



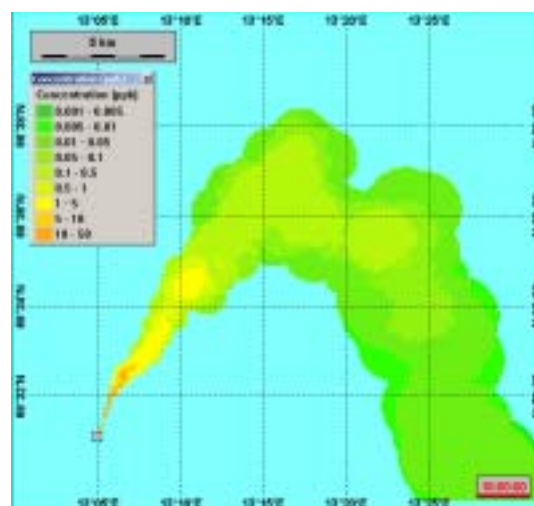
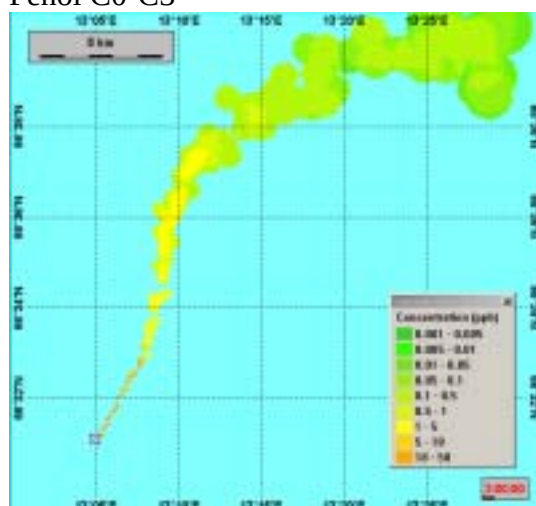
PAH 2-3 ring



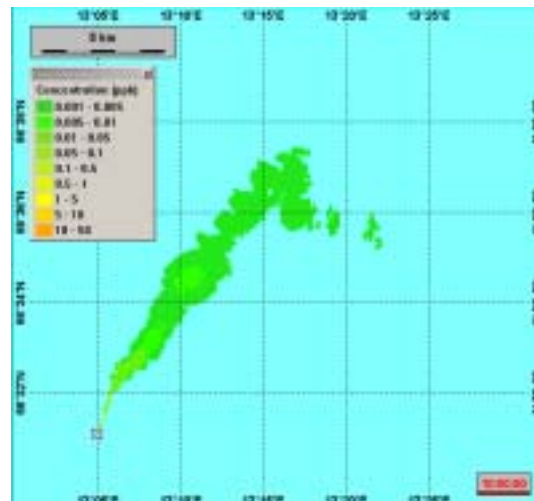
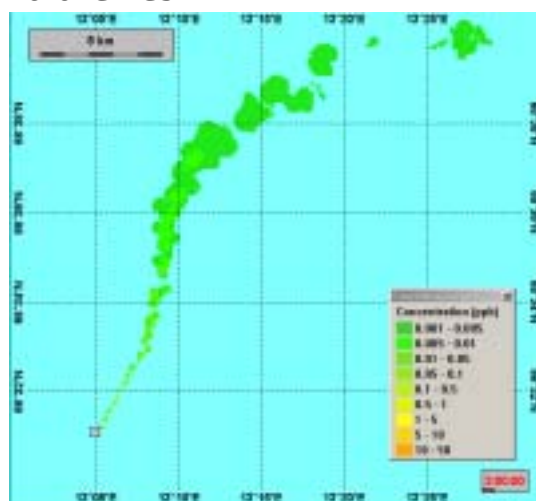
PAH 4+ ring



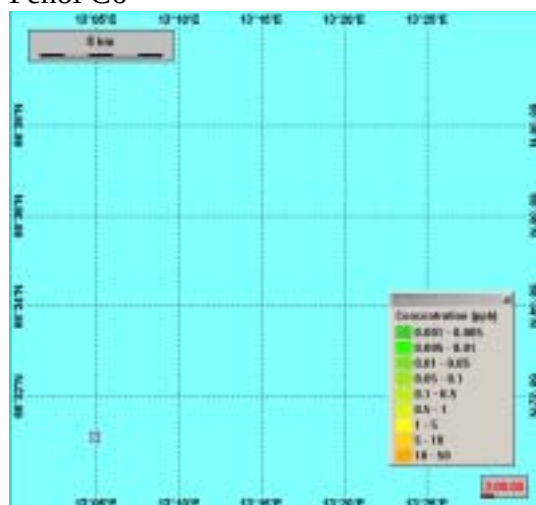
Fenol C0-C3



Fenol C4-C5

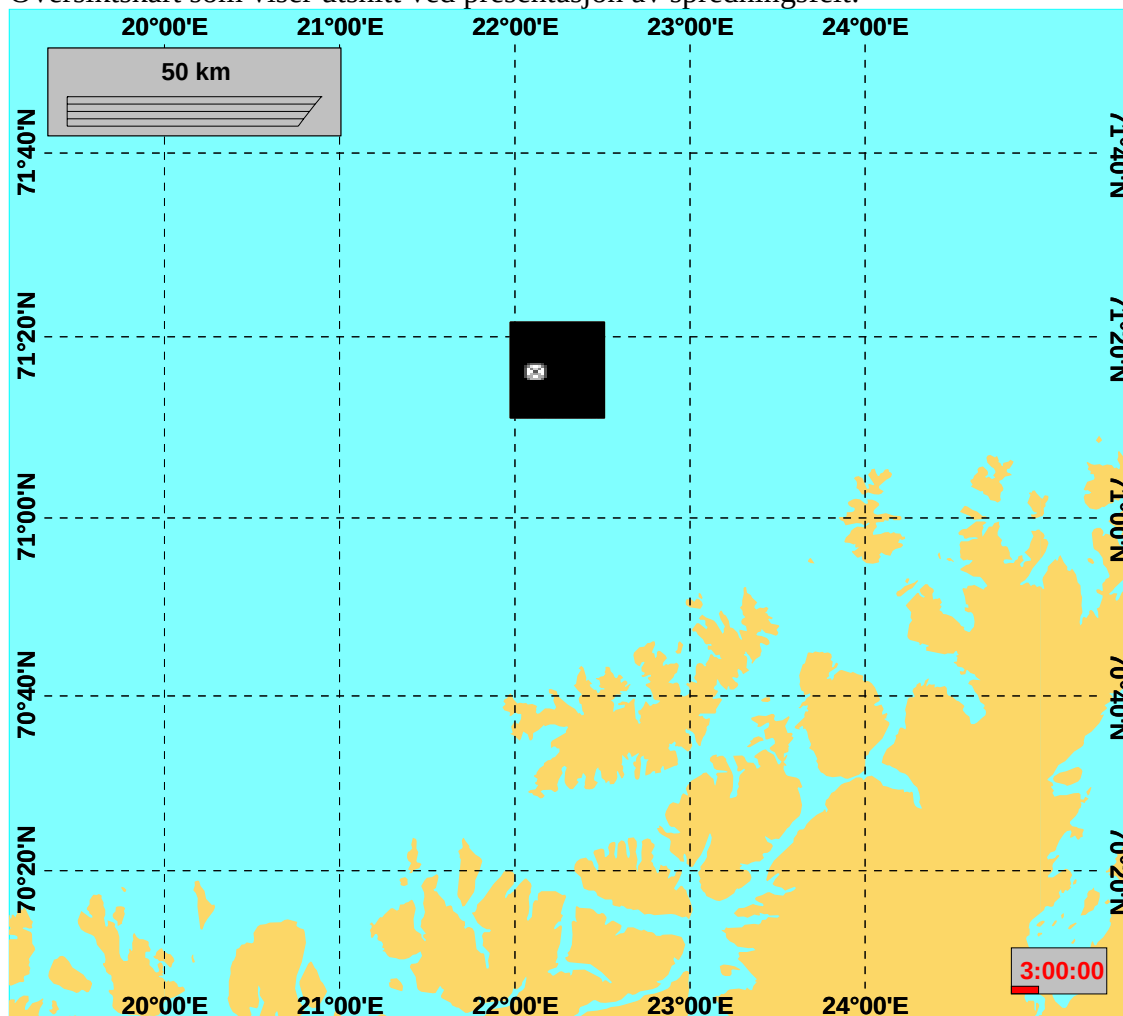


Fenol C6+

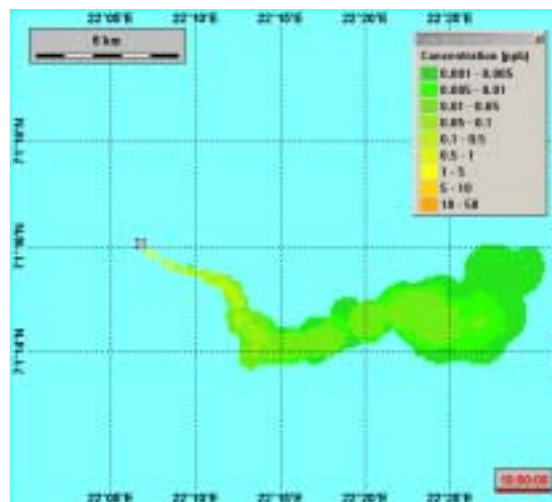
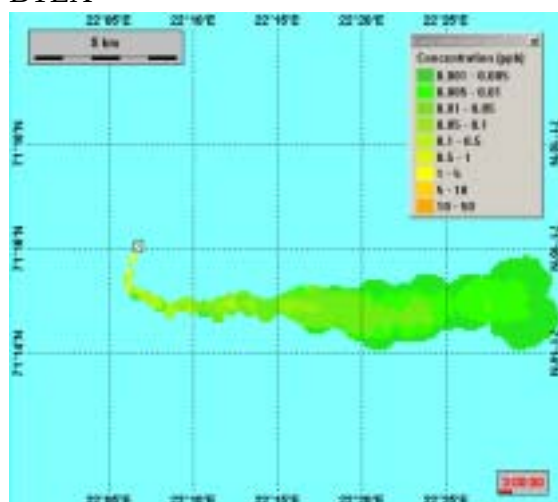


Figur V4.6 Troms I: Konsentrasjonsfelt for aromater og fenoler ved 60 dagers utslipp fra 1. mai (maksimal konsentrasjon i volumer på 100 x 100 x 10 m). Metaller gav ikke konsentrasjoner over 0.001 ppb og er derfor ikke vist.

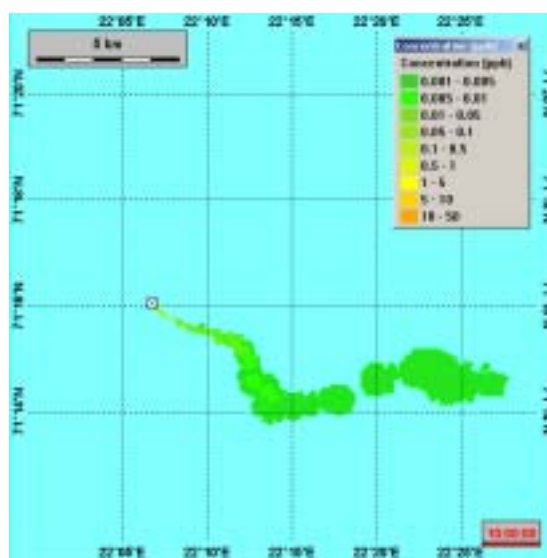
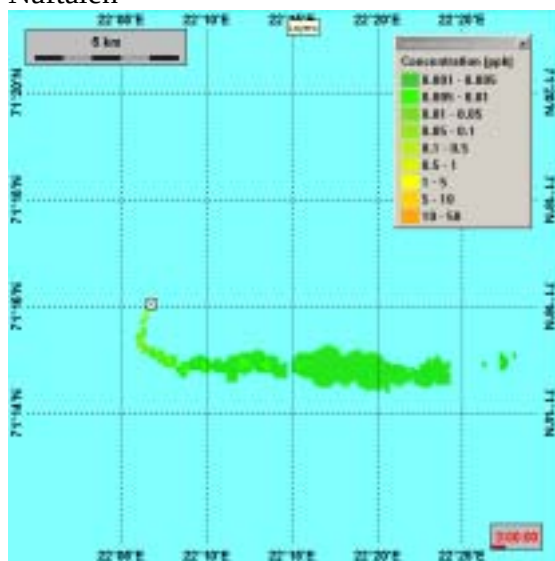
Oversiktskart som viser utsnitt ved presentasjon av spredningsfelt:



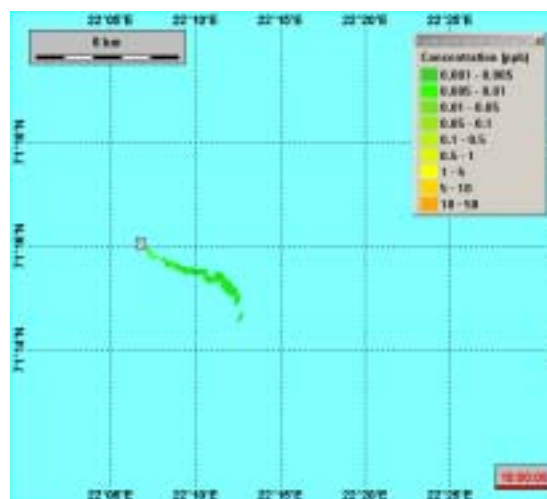
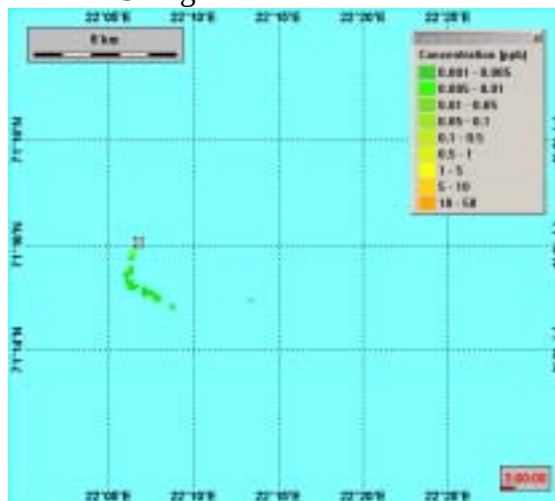
BTEX



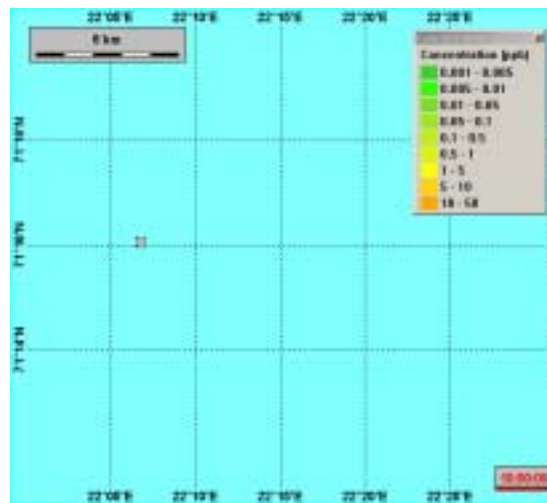
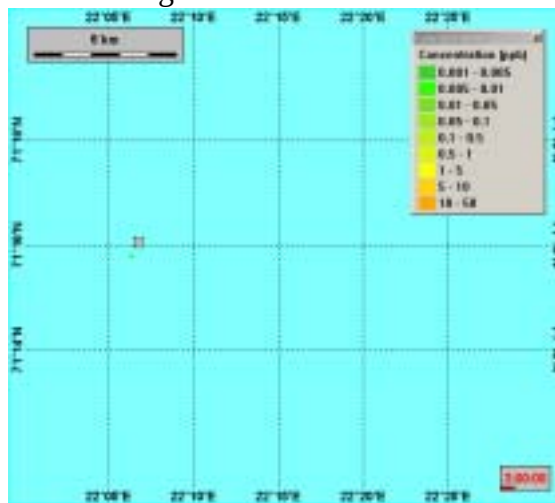
Naftalen



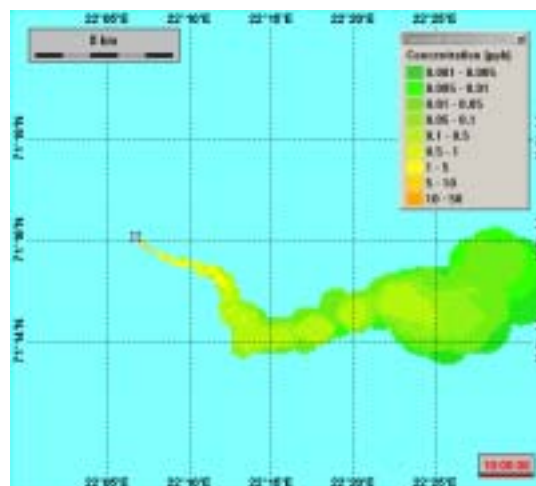
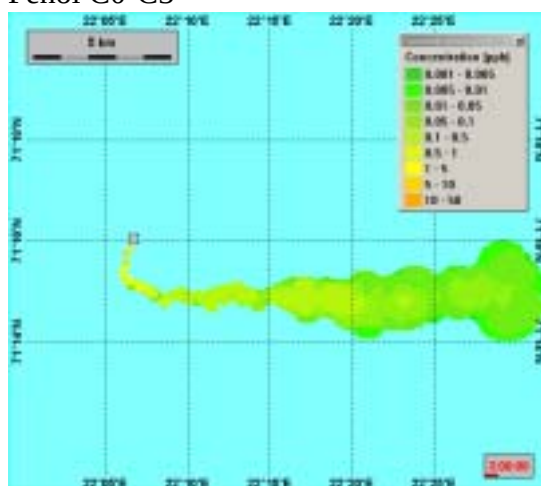
PAH 2-3 ring



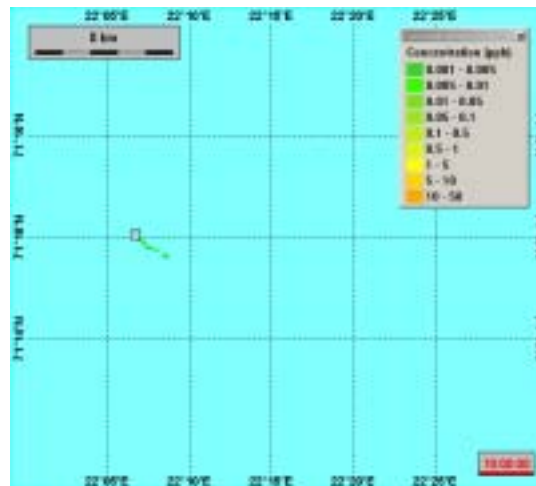
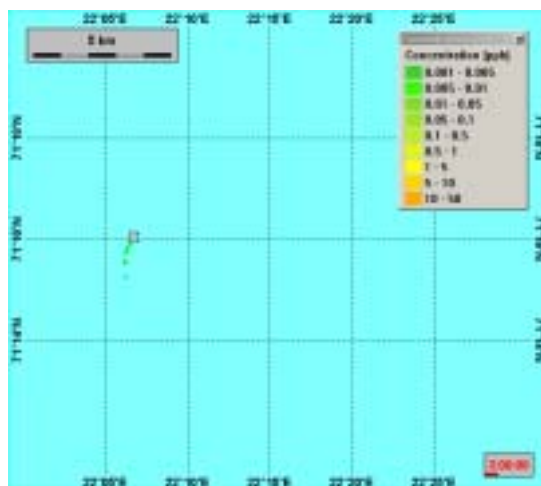
PAH 4+ ring



Fenol C0-C3



Fenol C4 – C5



Fenol C6+



Figur V4.7 Radium-utslipp Troms I – Spredningsfelt med og uten suspendert organisk materiale (hhv. høyre og venstre figur).

Start 02.04.1994

Utslipp: 15m dyp.

Utslippstemperatur 15°C

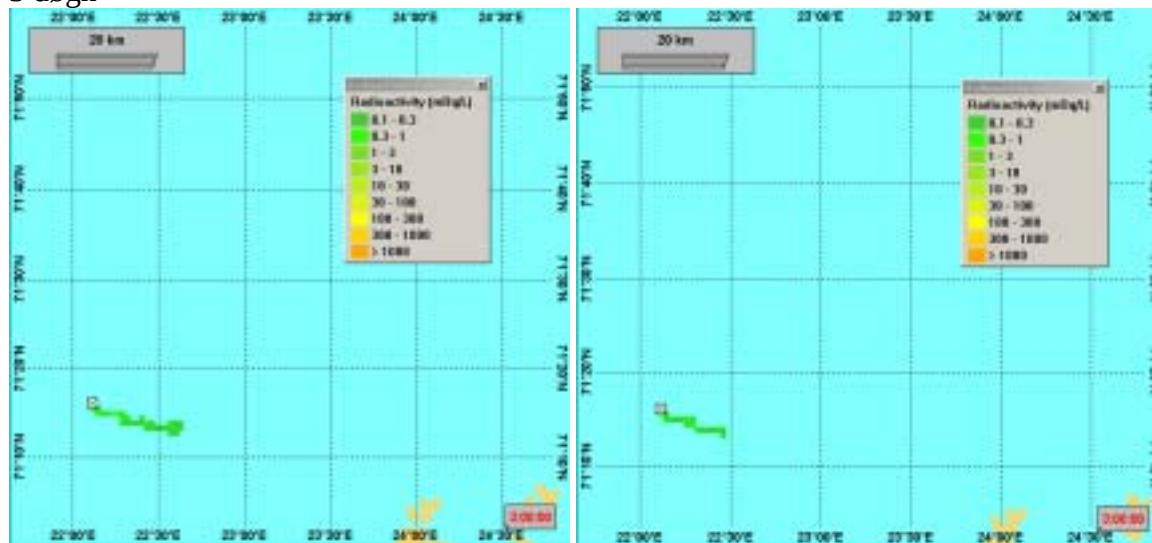
Temperatur vann 8°C, luft 5°C

Aktivitet i utslipp i utslipp: ^{226}Ra : 10Bq/l, ^{228}Ra : 10Bq/l

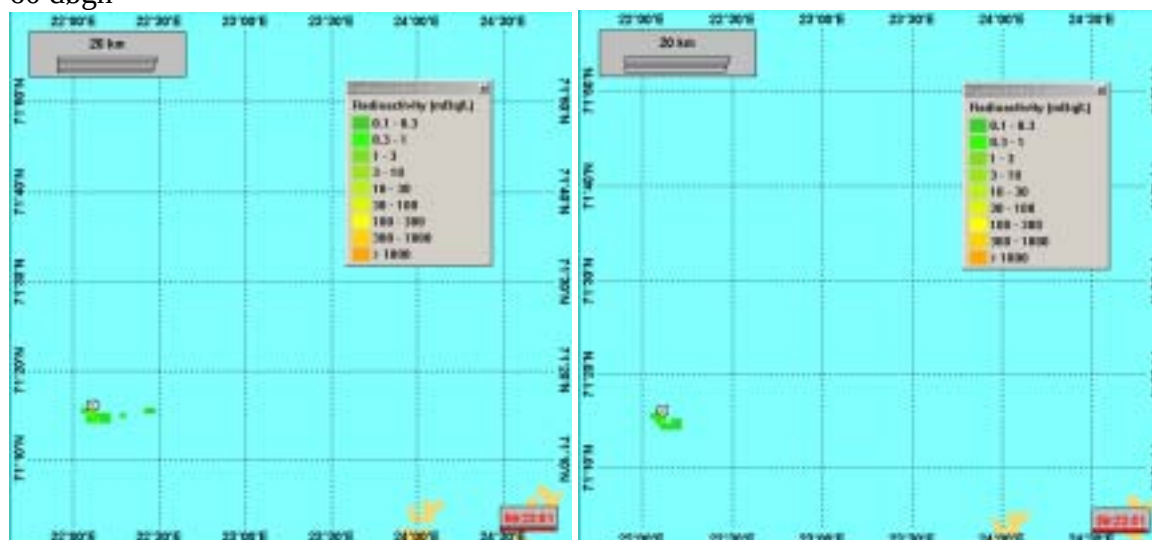
Sedimentkonsentrasjon (når benyttet) 10 mg/L, sedimenteringshastighet 3m/døgn

Rutestørrelse cxa 1 x 1 km.

3 døgn



60 døgn



Figur V4.8. Radium-utslipp Nordland VI - Spredningsfelt med og uten suspendert organisk materiale (hhv. høyre og venstre figur).

Start 02.04.2000

Utslipp: 15m dyp.

Utslippstemperatur 15°C

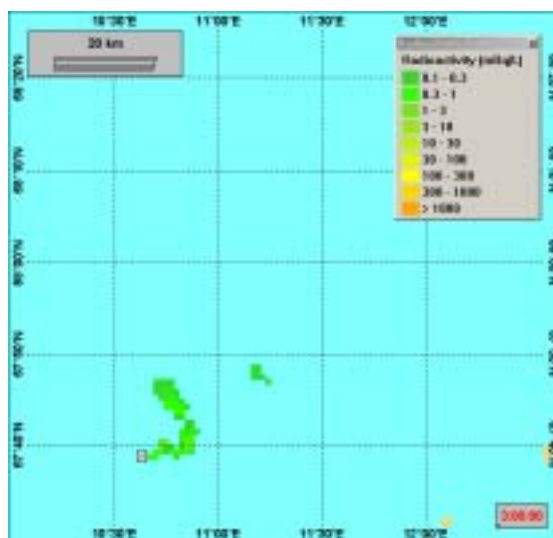
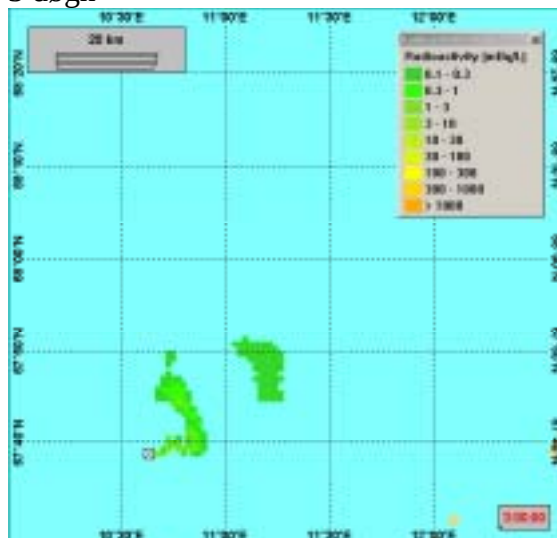
Temperatur vann 8°C, luft 5°C

Aktivitet i utslipp i utslipp: ^{226}Ra : 10Bq/l, ^{228}Ra : 10Bq/l

Sedimentkonsentrasjon (når benyttet) 10 mg/L, sedimenteringshastighet 3m/døgn

Rutestørrelse 1 x 1 km.

3 døgn



60 døgn

