

Kjølevannsutslipp ved Kårstø

Konsekvenser av økt utslipp fra CO₂-fangstanlegg på Kårstø



Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	NIVA Midt-Norge
Gaustadalléen 21	Televeien 3	Sandvikaveien 41	Postboks 2026	Postboks 1266
0349 Oslo	4879 Grimstad	2312 Ottestad	5817 Bergen	7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 2218 51 00	Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 23 24 95	Telefax (47) 73 54 63 87
Internett: www.niva.no				

Tittel Kjølevannsutslipp ved Kårstø. Konsekvenser av økt utslipp fra CO ₂ -fangstanlegg på Kårstø	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	5759-2009	23/02-2009
Forfatter(e) Pedersen A., Golmen L., Sundfjord A. & T. Kroglund	Prosjektnr. Udemnr.	Sider Pris
	O-28175	84
	Fagområde	Distribusjon
	Biologisk Mangfold og Eutrofi - Marint	Åpen
	Geografisk område	Trykket
	Rogaland, Kårstø	NIVA

Oppdragsgiver(e) Norsk Energi	Oppdragsreferanse 28480
----------------------------------	----------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Regjeringen har besluttet at det skal bygges et CO₂-fangstanlegg på Kårstø for å rense utslippet av CO₂ fra Naturkrafts gasskraftverk. Et slikt fangstanlegg vil ha behov for store mengder kjølevann og kjølevannet er planlagt å slippes ut igjen til sjø med en viss overtemperatur. NIVA ble bedt om å utrede hvilke konsekvenser et utslipp fra CO₂-fangstanlegg ville ha i det marine miljøet. I denne forbindelse var det også aktuelt på et tidlig tidspunkt, å utrede alternative utslippsløsninger. Det ble derfor foretatt innledende simuleringer for å sortere mellom gode og mindre gode alternativer fra miljømessige synspunkt, spesielt i forbindelse med overtemperatur. Forstudien ble rapportert i mars 2008. Strøm og temperaturmålinger har derimot fortsatt gjennom 2008 og har gitt grunnlag for mer konkrete beregninger og simuleringer. Disse målingene vil fortsette til sommeren 2009. I denne rapporten er det foretatt nye hydrografiske modelleringer som gir et bedre spredningsbilde og fortynningsmønster av utslippet, samt at det er foretatt konsekvensvurderinger av hvilke effekter planlagte utslipp av ammonium, total nitrogen og en økt oksygenbelastning, vil kunne ha på miljøet i sjøen utenfor Kårstø. Avbøtende tiltak er også skissert som en del av oppdraget. Foreliggende fagrapport er en av flere underlagsrapporter i en omfattende konsekvensutredning for CO₂-fangstanlegg på Kårstø.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. CO₂-fangstanlegg 2. Kjølevannsutslipp 3. Kårstø 4. Effekter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. CO₂ capture 2. Cooling water discharge 3. Kårstø 4. Marine Environmental effects
---	--



Are Pedersen

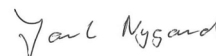
Prosjektleder



Mats Walday

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-5494-5



Jarle Nygard

Fag- og markedsdirektør

Kjølevannsutslipp ved Kårstø

Konsekvenser av økt utslipp fra CO₂-fangstanlegg på
Kårstø

Forord

Naturkrafts gassverk var det første storskala gasskraftverket som ble bygget i Norge og ble ferdig høsten 2007. Grunnet regjeringens målsetning om å redusere utslipp av CO₂ til atmosfæren i hensikt å redusere drivhusgasser, ble det planlagt å iverksette fullskala fangst av CO₂ ved gasskraftverket på Kårstø. Forbrenningsgassen ved Naturkrafts gasskraftverk skulle renses med best mulig teknologi. Gassnova SF har ansvaret for å sikre implementering av en best mulig og kostnadseffektiv renseteknikk ved Kårstø. Forespørsel angående tekniske løsninger på et slik anlegg ble derfor sent ut på anbud og etter to offentlig anbudsrunder er fire aktuelle teknologileverandører blitt vurdert som kvalifiserte.

Bygging av et prosess-/gjenvinningsanlegg av den størrelse og kapasitet som CO₂-fangstanlegget vil ha, utløser krav om utarbeidelse av en konsekvensutredning. Et CO₂-fangstanlegg som planlagt på Kårstø vil ha behov for store mengder kjølevann i prosessen og kjølevannet er planlagt å slippes ut igjen til sjø med en viss overtemperatur. NIVA har over flere decennier arbeidet med slike problemstillinger og ble derfor bedt om å utrede hvilke konsekvenser et utslipp fra CO₂-fangstanlegg ville ha i det marine miljø. I denne forbindelse var det også aktuelt på et tidlig tidspunkt, å utrede alternative utslippsløsninger. Det ble derfor foretatt innledende simuleringer for å sortere mellom gode og mindre gode alternativer fra miljømessige synspunkt, spesielt i forbindelse med overtemperatur. Forstudien ble rapportert i mars 2008. Strøm og temperaturmålinger har derimot fortsatt gjennom 2008 og har gitt grunnlag for mer konkrete beregninger og simuleringer. Disse målingene vil fortsette ut til sommeren 2009. I denne rapporten vil en ta for seg nye hydrografiske modelleringer som gir et bedre spredningsbilde og fortynningsmønster av utslippet, samt sette fokus på eventuelle biologiske effekter av det planlagte utslippet. Foreliggende fagrapport er en av flere underlagsrapporter i en omfattende konsekvensutredning for fangstanlegget.

Oslo, 23.02.2009

Are Pedersen

Innhold

Sammendrag – utslipp til sjø	8
Summary	14
1. Innledning	17
1.1 Bakgrunn for gassrensing på Kårstø	17
1.2 Kjemisk prinsipp ved CO ₂ fangst.	17
1.3 Milepæler i utviklingen av Kårstø-terminalen	18
1.4 Dagens kjølevannsløsninger ved Kårstø	18
1.5 Forstudie av økt kjølevannsutslipp i 2008	20
2. Prosjektbeskrivelse	21
2.1 Avgrensing av oppgaven	21
2.2 Innspill fra teknologileverandørene	21
3. Miljøforholdene ved Kårstø	22
3.1 Geografi og bunntopografi	22
3.2 Hydrografi / sjiktning	23
3.2.1 Målinger fra 1980-81	23
3.2.2 Målinger fra 1987-89	27
3.2.3 Målinger fra 1993-1994	27
3.3 Strømforhold	28
3.3.1 Overflatestrøm	29
3.4 Vær og vindforhold	29
3.5 Biologiske forhold	31
3.5.1 Hydrografi og planteplankton	31
3.5.2 Hardbunnssamfunn og bløtbunnssamfunn	32
3.5.3 Samlet vurdering av biologiske forhold	35
4. Hydrografi/strømmålinger i 2008	37
4.1 Temperaturlogging ved kjølevannsinntaket	37
4.1.1 Metodikk	37
4.1.2 Måleresultat	37
4.2 Hydrografiske profiler	38
4.2.1 Metodikk	38
4.2.2 Måleresultat	38
4.3 Strømmålinger	42
4.3.1 Metodikk	42
4.3.2 Måleresultat	43
5. Modellering av kjølevannsutslipp	48
5.1 Utslippsscenarier	48
5.2 Beskrivelse av utslippsmodellen	48
5.3 Inngangsdata for resipienten	49
5.4 Utslipp av 21 600 m ³ /time	50
5.5 Utslipp av 24 300 m ³ /t	52
6. Konsekvenser av nytt kjølevannsutslipp	60
6.1 Generelt	60

6.2 Anleggsfasen	60
6.3 Driftsfasen	61
6.3.1 Overtemperatur	61
6.3.2 Næringsalter	63
6.3.3 Oksygenforbruk	67
6.3.4 Andre komponenter i utslippsvannet	67
6.3.5 Betydning for fiskeriene i området.	68
6.3.6 Helsemessige effekter	70
6.3.7 Muligheter for utnyttelse av energien i kjølevann	71
6.4 Avbøtende tiltak	71
6.4.1 Anleggsfasen	71
6.4.2 Driftsfasen	71
6.5 Tidligere vurderinger av utslipp ved Kårstø	72
7. Miljøovervåkingsprogram	74
7.1 Eksisterende miljøovervåkingsprogram på Kårstø.	74
7.2 Vurdering av oppfølgende undersøkelser/overvåking.	74
7.3 Forslag til overvåkingsprogram i den marine resipienten ved Kårstø	75
8. Referanser	76
Vedlegg A. Hydrografiske målinger 1987-89	79
Vedlegg B. Tidligere relevante marinbiologiske undersøkelser	80

Sammendrag – utslipp til sjø

INNLEDNING OG BAKGRUNN

Regjeringen har besluttet at det skal bygges et CO₂ fangstanlegg på Kårstø for å rense utslippet av CO₂ fra Naturkrafts gasskraftverk. Drift av et slikt fangstanlegg for CO₂ innebærer bruk av store mengder kjølevann som skal tas fra 70m dyp i Hervikfjorden øst for Kårstø-anleggene. Fire leverandører har skissert ulike designmessige løsninger og utslippspesifikasjoner. Kjølevannet, som iblandes en del prosessvann, er tenkt sluppet ut på minimum 30m på Falkeidflæet sørøst for eksisterende utslippsledninger. Mengden kjølevann varierer mellom leverandørene og vil ligge mellom 21 600 m³/time og 24.300 m³/time. Overtemperaturen på utslippsvannet vil være ca. 10°C. Prosessvannet som slippes ut i kjølevannet før det går i sjøen, vil kunne inneholde noe avfallsstoffer fra prosessanlegget. I hovedsak vil dette være ammoniakk, DOC og mindre mengder aminer og restprodukter og vil variere noe mellom leverandørene.

NIVA ble bedt om å utrede hvilke konsekvenser et utslipp fra CO₂-fangstanlegg ville ha for det marine miljøet.

MILJØFORHOLDENE VED KÅRSTØ

Områdebeskrivelse

Terminalområdet på Kårstø i Tysvær kommune, Nord-Rogaland, ligger relativt åpent til ut mot fjordområdet Falkeidflæet og Boknafjorden. Fjordområdet utenfor terminalområdet, Falkeidflæet, er ca 2 x 2 km i utstrekning. Største dyp er 113 m ca. 3 km sør for terminalen mens dypeste terskel for inn/utstrømming er ca. 70 m og ligger sørøst for Gåsholmen.

Dagens kjølevannsutslipp er på rundt 40 000m³/time. Kjølevannsinntaket ligger på 70m dyp i Hervikfjorden øst for anleggene, mens utslippet er fordelt på to separate ledninger til hhv. 9 og 14 m dyp i Falkeidflæet.

Hydrografi og strøm

Våren 2008 foretok NIVA en forstudie av hvilke konsekvenser et økt utslipp av kjølevann fra fangstanlegget ville ha på resipienten ved Kårstø. Det ble konkludert med at det ikke kunne anbefales å slippe ut mer kjølevann i eksisterende utslipprør og et nytt utslippsalternativ ble derfor foreslått. Forslaget var å slippe kjølevannet fra fangstanlegget (den gang stipulert til max.22 000m³/time) ut på minimum 40m dyp i et nytt utslipprør sør/sørøst for dagens to utslipprør til Falkeidflæet.

Nye temperatur- og strømndata ble samlet inn i 2008 for å forbedre grunnlaget for nye modellsimuleringer. I alt er 53 vertikalprofiler av hydrografien fra 1980-2008 vurdert og benyttet. Sammenligning av andre data viser at sjøtemperaturene de siste årene har vært til dels vesentlig høyere enn først på 1980-tallet. For sjikt dypere enn 20 m er det snakk om minst 1-2 graders oppvarming. Ved dagens sjøvannsinntak på Haugsneset (70m), hvor det også kan bli tale om å legge et nytt inntak på 100m, viser målingene fra sommeren og høsten 2008, at temperaturen var over 3 grader høyere i 70 m enn i 100 m dyp. Strømmålingene i 2008 ble utført i en posisjon vest for Årvikholmen, på 50 m dyp. Dette er et mulig område for plassering av nytt kjølevannsutslipp. Dominerende strømretning var mot nordøst i de fleste

dyp med unntak av overflatlaget, der strømretningen er mer vestgående. Strømhastigheten i sannsynlig innlagringsdyp (20-30 m) lå rundt 3-5 cm/s, mens det ble målt strøm på opp til 45 cm/s i andre vannlag. Det er ikke tidligere vært gjort strømmålinger ved denne posisjonen.

Nye modellsimuleringer av kjølevannsutslipp på hhv. 21 600 m³/time og 24 300 m³/time viser at både innlagringsdyp og fortynningsgrad avhenger av utslippsåpningens utforming og diameter samt vinkel på utslippstrålen. Et tilnærmet vertikalt utslipp representerer dårligere vilkår for fortynning og spredning enn et horisontalt eller en svak nedover vinklet utslippsstråle. Et horisontalt rettet utslipp gir de beste fortynningene og de laveste overtemperaturene. Disse forholdene forbedres ved innsnevret åpning.

Biologiske forhold

De marinbiologiske forhold i området rundt Kårstø er blitt grundig undersøkt fra før utbyggingen startet og frem til i dag. De innledende undersøkelsene fra 1980-1983 for å beskrive en naturtilstand og etablere status for Kårstø-området, var omfattende og inneholdt undersøkelser av hydrografi, hardbunn og bløtbunnsorganismer samt planteplankton.

Planteplankton

Undersøkelsene av planteplankton i 1981-1983 viste at produksjonen og artssammensetningen, var slik en kunne forvente å finne for et typisk åpent vestnorsk fjordområde. Lyset var begrensende faktor for produksjonen i perioden november - februar. Andre regulerende faktorer var vind-drevet oppstrømming av dypvann, nærings salttilgang og beiting av dyreplankton. Planteplanktonet var ikke utsatt for næringsmangel, til tross for svært lave konsentrasjoner av fosfat og nitrat gjennom store deler av veksts sesongen. Nærings saltkonsentrasjonen var 3-4 ganger høyere nær inntaksdypet (30 m) enn i innlagringsdypet (ca 10 m). Senere undersøkelser av denne typen er ikke gjennomført.

Bløtbunnsorganismer

I 1983 ble det foretatt innsamling på bløtbunn på 6 stasjoner i Kårstøområdet. På 2 stasjoner var forholdene gode, mens en var noe påvirket. Oppfølgende undersøkelser i 1988 og -89 viste at driften av petrokjemianleggene på Kårstø ikke hadde ført til en påvisbar forverring av miljøtilstand på sjøbunnen fra 1983 til 1989. Etter 1989 har det ikke vært utført bløtbunnsundersøkelser på Kårstøområdet.

Hardbunnsorganismer

Undersøkelsene i 1981-1983 konkluderte med at de biologiske forholdene på hardbunn, var slik en kunne forvente i et upåvirket vestnorsk kystområde. I de påfølgende undersøkelsene fra 1988-1997 ble det registrert endringer, både på enkelte stasjoner og mellom årene. En utvidet undersøkelse i 1997 viste at årsvariasjonene som ble registrert mellom 1981 - 1997 i stor grad hadde vært styrt av temperaturforholdene i februar/mars. Sammenligning mellom stasjoner innen og utenfor influensområdet, viste ingen entydige forskjeller som kunne tilskrives driften av anlegget, men i 2002 og 2003 ble det konkludert at stasjonen nærmest Kårstø trolig var påvirket av forhøyet sjøtemperatur fra kjølevann. Biologiske forskjeller mellom de øvrige stasjonene kunne ikke knyttes til utslippene av kjølevann. Videre ble det konkludert med at introduksjonen av japansk sjølyng til Kårstøområdet kunne ha sammenheng med skipstrafikken til Kårstøterminalen.

Mangelen på klare biologiske forskjeller mellom nærområdet til kjølevannsutslippene og referanseområdet viser at eventuelle responser på overtemperatur ligger innenfor den

naturlige variasjonen. Det har derfor ikke vært mulig å koble endringer i hardbunnssamfunnet direkte til driften av anlegget ved Kårstø.

Miljøgifter i organismer

Undersøkelser av tungmetaller og PAH i organismer ble ikke funnet å være forskjellig fra områder med moderat båttrafikk. Derimot viste undersøkelsene av TBT i purpursnegl at samtlige undersøkte purpursnegl i Kårstø-området hadde utviklet imposex og at stasjonene i nærområdet til terminalen var signifikant mer påvirket enn de to stasjonene i fjernområdet. Konsentrasjonene av TBT i sneglene var imidlertid ikke høyere enn det som er funnet i snegl fra for eksempel Færder fyr.

KONSEKVENSER AV ANLEGGSPHASEN

Etablering av et CO₂-fangstanlegg vil innebære utdriving av store mengder sprengmasser (ca. 210 000 m³). Vanligvis benyttes sprengstoff av ammoniumnitrat (NH₄NO₃) og sprøytebetong til sikringsmasse ved driving av tunneler. Akseleratoren som benyttes i sprøytebetongen, er sterkt alkalisk. Det er ikke spesifisert hva som skal benyttes ved Kårstø, men i tilfelle en benytter denne standardmetodikken, bør en ta hensyn til eventuelle konsekvenser utdriving kan ha på miljøet.

KONSEKVENSER AV DRIFTSFASEN - ØKT UTSLIPP TIL SJØ

Overtemperatur

Utslipp av vann med en overtemperatur kan ha en rekke direkte og indirekte innvirkninger på miljøet, bl.a.

- Endring i temperaturforholdene på utslippsstedet (økning i gjennomsnitts- og maksimumstemperatur og større temperatursvingninger)
- Letale og sub-letale responser fra marine organismer på temperaturendringer
- Endring i biologiske prosesser (respirasjon, vekst, etc.)
- Reduksjon i oppløst oksygen

Indirekte effekter av overtemperatur omfatter endringer i organismsamfunn og økosystemer som følge av endringer hos enkeltarter.

Modellsimuleringene viser at ved rørdiameter på 2,1-2,9 m vil overtemperaturen være mindre enn 1°C allerede 100-150 meter fra utslippet. Ved rørdiameter 5,6m øker influensområdet og man må være over 500 m fra utslippet før overtemperaturen er mindre enn 1°C. Konstant overtemperatur på 1-2 °C ansees ikke å føre til påvisbare endringer på organismsamfunn.

Næringsalter

Via kjølevannet blir næringsrikt dypvann pumpet opp og sluppet ut på grunnere vann (ca. 30m). Uorganiske næringsalter stimulerer vekst av makro- og mikroalger. Blir næringssalttilførselen for stor, fører den til en overproduksjon av organisk materiale som kan gi negative effekter i form av høy turbiditet i vannet og oksygensvikt ved bunnen når dødt algemateriale synker ned til bunnen og nedbrytes (eutrofiering). Et kjølevannstilsikudd på 25.000m³/t til overflatelaget (øvre 10m) er tidligere anslått å utgjøre en svært liten del (< 0,001%) av den totale vannfornyelsen i Kårstøbassenget. Oppstuing av kjølevann kan imidlertid ha en begrenset lokal påvirkning på fastsittende alger i områder hvor det kan oppstå bakevjer og oppstuing av næringssaltanrikt dypvann. Slike effekter er allerede antydning på en

hardbunnsstasjon i 1988-1989 og på to stasjoner i nærområdet for undersøkelsene i 2002 og 2003. Slike endringer av samfunnsstruktur er reversible og avbøtende tiltak som økt fortynning og innlagring av næringssaltanrikt kjølevann i dypere vannlag vil kunne reversere slike effekter.

I tillegg vil det være snakk om utslipp av stoffer til prosessvannet som blandes inn i kjølevannet før utslipp til sjø, som Tot-N (totale nitrogenforbindelser, DOC (oppløst organisk karbon) og COD (kjemisk oksygenforbruk). Ammoniakk som tidligere ble sluppet ut til luft og er innbefattet i konsesjonen for gasskraftverket, vil nå bli overført til sjøen. Dette medfører et forhøyet utslipp av ammoniakk til kjølevannet. Det antas at ammoniakken går over til ammonium i vannfasen.

Anslått utslipp av ammoniakk varierer mellom leverandørene, men vil maksimalt kunne være 62 mg/l til kjølevannstrømmen. Etter innblanding og primærfortynningen i resipienten (minimum 10X fortynning 100m fra utslippspunktet), vil konsentrasjonen være maksimalt 19,8 - 21,3µg/l. Vannkvaliteten etter primærfortynningen vil, basert på SFTs kriteriesett "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorden og kystfarvann", da falle i tilstandsklassene "GOD" på sommeren og "MEGET GOD" på vinteren.

Utslipp av TOT-N i prosessvannet vil fortynnes 300 ganger ved innblanding i kjølevannsstrømmen hvis det slippes ut på 30m dyp. Under primærfortynningen som antas å være minimum 10X vil innblanding og fortynning føre til en maksimal økning i Tot-N på 13 %. Ifølge SFT normer for vannkvalitet vil dette ikke medføre endring i resipientens vannkvalitet 100m fra utslippspunktet, men nærsonen (<100m) vil få en dårligere vannkvalitet.

Oksygenforbruk

Oksygenforbruket som følge av ammoniumutslipp er beregnet til 0.97mg/l, som vil kunne gi en reduksjon i oksygeninnhold på 18 % (forutsatt 100 % metning på 70 m dyp). Dette vil ha liten innvirkning på vannkvaliteten som er god i området (ca 4,4 mg O₂/l i 70 m dyp). Utslipp av andre oksygenforbrukende komponenter er estimert til å være ca. 2-4 mg/l COD, avhengig av vinter eller sommer. Regner en her en fortynning på 300X, vil en totalt ha et oksygenforbruk av alle andre komponenter foruten ammoniumutslippet, på maksimalt 0,013 mg/l ved utslippspunktet for kjølevann, noe som kan ansees som ubetydelig.

Betydning for fiskeriene i området

Tidligere konsekvensutredninger har funnet at en ikke kan forvente effekter av kjølevannutslipp på fiskerier og akvakulturanlegg i de områdene som blir berørt av utslippene. Våre beregninger viser ingen endringer som følge av det nye planlagte utslippet, men ytterlige begrensinger ved utvidelse av sikkerhetssoner ved etablerings av nye inntak og utslippslokaliteter, vil ha ytterligere begrense areal som kan benyttes til fiske.

Helsemessige effekter ved utslipp til sjø

CO₂-fangstprosessen benytter aminer som adsorpsjonsmedium. Aminer er generelt sett lite giftige i vannlige miljø. De er hydrofile og løses godt i vann og forekommer i vannfasen fremfor å bindes til sediment og biota. Ved akutt utslipp vil aminer kunne slippes ut til sjø via utslippsledningen der konsertert amin vil bli fortynnet. Det er lite sannsynlig at dette vil ha noen helsemessig risiko. Noe annet er det med nedbryningsproduktene som amider, nitraminer og nitrosaminer som kan være kreftfremkallende og meget giftige. En må derfor

unngå å slippe nedbrytningsprodukter av amin til sjø da dette kan ha potensielle helsemessig konsekvenser.

Mulighet til utnyttelse av energi

Selve kjølevannet fra gassrensaneanlegget inneholder ingen avfallstoffer fra petrokjemianlegget eller gassrensaneanlegget på land og kan derfor potensielt utnyttes til andre formål enn bare å bli sluppet ut til sjø hvor det kan ha lokale negative effekter. De mest aktuelle formål hvor varmen i kjølevannet kan utnyttes vil være:

- Landbruksformål – økt produksjon oppvarmet land og veksthus produksjon.
- Fiskeoppdrett på land eller i sjø – økt temperatur gir økt vekst – hovedsakelig laksefisk.
- Industriformål – bl.a. forvarming og tørking av produkter.
- Fjernvarme til oppvarming av boliger og industribygg.
- Forbedret utnyttelse av kjølevann på Kårstøanlegget før det eventuelt slippes ut til sjø.

Skal slike alternativer utvikles videre trengs en mer inngående analyse av muligheter og gjennomførbarheten av disse.

AVBØTENDE TILTAK

Anleggsfasen

Mulige tiltak for å redusere negative effekter av tunnelarbeidene vil være å:

- Redusere søl av sprengstoff og sprøytebetong ved forbedrede arbeidsrutiner
- Spyling av sprengstein før deponering på land. Hvis ikke må tiltak mot avrenning på deponeringsstedet vurderes.
- Oppsamlingsbasseng for tunnelvann og vaskevann
- Sedimenteringsbasseng for tunnelvann.
- Rensing av tunnelvann og nøytralisering av ammoniakk i oppsamlingsvannet før utslipp til sjø.

Driftsfasen

Beste alternativet for å redusere effekten av kjølevannutslipp i sjøen er å benytte energien (varmen) i kjølevannet til for eksempel fjernvarme, veksthus etc. Dersom slike løsninger er vanskelig gjennomførbare bør kjølevannet slippes ut så dypt så mulig slik at fortynningen og innlagring blir best mulig og man unngår effekter av overtemperaturer selv på lang sikt. En optimal utforming av utslippsledningen ved utslippspunktet mhp. og diameter og med eventuelle diffusorer vil også kunne bidra til en forbedret innblanding og kan gjøre det mulig å innlagre utslippsvannet under overflatelaget selv ved forholdsvis grunne utslippsdyp. Innlagring under sprangsjiktet vil også hindre at næringsrikt dypvann pumpes opp i overflatelaget og gir eutrofieringseffekter i resipienten, som allerede antydnet på to hardbunns-lokaliteter i nærområdet. Innlagring under sprangsjiktet vil også forhindre tåkedannelse om vinteren som kan gi problemer for bl.a. skipstrafikken.

FORSLAG TIL MILJØOVERVÅKINGSPROGRAM

Vi foreslår et nytt overvåkingsprogram som inneholder de elementene som Norge er forpliktet til å rapportere i EU-sammenheng innen VD, og som samtidig følger opp tidligere undersøkelser:

- **Planteplankton** – produksjon og samfunnsstruktur på de samme 3 stasjonene som ble utført i 1981. Det må samtidig tas prøver for siktedyp, næringsalter, oksygen, temperatur og saltholdighet på de samme 3 stasjonene.
- **Hardbunnsundersøkelser i sjøsonen** -Kartlegging av fastsittende organismer på faste stasjoner under tidevannssonen – stereofotografering på min. 5 stasjoner samt registrering på 6 dykketransekt.
- **Hardbunnsundersøkelser i fjæra** på minimum 10 stasjoner.
- **Sjøpinnsvin** - En oppdaterende kartlegging av sjøpinnsvin og nedbeiting fra disse for å kunne skille beitingeffekter fra eventuelle effekter som kan tilskrives økt utslipp til resipienten ved Kårstø.
- **Bløtbunnsfauna** - Prøvetaking på de samme 6 stasjonene som ble foretatt på 1980-tallet. Prøvetakingen bør også innholde undersøkelser av miljøgifter i sedimenter.
- **Miljøgifter** - Undersøkelser av miljøgifter i fisk og skalldyr i området.
- **Hydrografi** - I tillegg til den hydrokjemiske prøvetakingen som foretas i samband med planteplanktonundersøkelsene, bør stasjonsnett utvides noe mht. TS-målinger og strømmønster etter utbyggingen av gassrensingsanleggets nye utslipp.

Det anbefalte omfanget av undersøkelser kan i utgangspunktet virke omfattende i forhold til problemstillingen, men utslippet kan ikke vurderes isolert fra eksisterende utslipp på Kårstø. Et overvåkingsprogram ved Kårstø bør omfatte alle eksisterende utslipp, slik at den samlede belastningen på området kan vurderes. Fordeling av kostnader kan vurderes i forhold til utslippsmengder og eventuelle belastningstyper. Alle undersøkelsene som nevnt over, bør utføres med den metodikken som har vært benyttet før 2007. Det er også viktig at en inkluderer stasjoner som både er innen og utenfor influensområdet for utslippene fra Kårstø. Bare på denne måten kan man, med stor grad av sikkerhet, fastslå hvilke effekter som eventuelt skyldes utslipp fra Kårstøanleggene og hva som kan være forårsaket av andre regionale eller lokale effekter (som for eksempel effekter av global oppvarming og kråkebollebeiting).

Summary

Preface

The Naturkraft AS owned gas fired power station (GFPP) at Kårstø was started autumn 2007. The Norwegian Government has decided to consider the application of CO₂-capture from flue gas from the GFPP. The plant is planned to be started up in 2012.

The government has decided to fully finance the CO₂-capture plant via the state owned Gassnova.

Building of a process plant of this size and capacity, will demand an impact analysis that covers environment, health, safety and socio-economic affairs. The Norwegian Pollution Authority (SFT) established the analysis program in February 2008.

A consortium lead by Norsk Energi in collaboration with Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Ambio Miljørådgivning AS, Brekke & Strand Akustikk AS and Agenda AS, was awarded the contract to work out the impact analysis.

At NIVA Are Pedersen and Lars Golmen were responsible for evaluating of what the consequences of discharge of cooling water and other used chemical from the CO₂-capture plant, could have on the marine environment.

Project description

Gassnova SF, a state enterprise, was established to handle the state interests connected to the technology development, capture, transport injection and storage of CO₂ at Kårstø and Mongstad.

The location of the CO₂-capture plant at Kårstø will be in the near vicinity of the GFPP on a site owned by Gassled AS. Gassco AS has the operator liability and StaoilHydro AS has the daily operation responsibility of the GFPP.

Technical solutions for CO₂-capture, CO₂-compression and CO₂-drying

A possible CO₂-capture technology from GFPP is by chemical absorption (so called post combustion), by decarbonizing the fuel before combustion (so called precombustion decarbonisation) or CO₂-capture after combustion by oxygen (so called Oxyfuel). Since the GFPP at Kårstø already exists, the chemical absorption technology based on various types of amines, will be the only possible solution here.

Gassnova has got the responsibility to be open to a wide as possible market for CO₂-capture contractors. For the final selection of contractor a set of criteria will be used. These are emissions, energy consumption, costs and risks. Evaluation and selection will be made medio 2009.

Absorption media and inputs

MEA (monoetanolamin) is a primary amine and has been the most common CO₂-capture. The use of MEA implies a number of challenges as corrosion, high energy consumption and degradation of the amine. Other amines or mixtures of more complex amines are possible solutions which can give lower energy consumption. Knowledge about these amines and the selection is at the moment restricted due to the contractors need to protect recipes and types of amines.

Summary of consequences and abatement measures

This table is a summary of the most important consequences that discharge of cooling water taken from deep waters will have on the marine environment when discharges to shallow waters. Relevant impacts during the construction phase as well as discharge of cooling waters during the operation phase, is listed. Possible abatement measures for the possible impacts are also listed in this summary.

Report topic	Consequences	Abatement measures
<p>Discharges to sea</p>	<p><i>Cooling and process water:</i></p> <p><i>Construction phase:</i></p> <p>Tunnelling and build site work involves blasting which can cause pollution:</p> <ul style="list-style-type: none"> - The use of large quantities of dynamite results in ammonia and nitrate residues on the rock. - The use of liquid stemming can result in the effluence of strongly alkaline substances. - Production water containing stemming nitrogen compounds and finely grained material. <p><i>Operational phase</i></p> <p>Negative effects from other established process water discharge points and experimental testing are listed below.</p> <p><i>Effects of excess temperature:</i></p> <p>Increased numbers of warm-water species and decrease of cold-water species. Increased metabolic rate and metabolism in organisms. Increased growth in salmonides, but can result in the opposite effect in gadoides (codfish). Periodic frost mist and fogginess. Oxygen reduction caused by the heating. Danger of nitrogen super saturation having a negative effect on the fish stock.</p> <p><i>Dislocation of deep water to shallow water</i></p> <p>Pumping nutrient salts, suspended solids, larva etc, to the surface layer (photic zone) with a following danger of eutrophy.</p> <p>Changed ratios between nutrient salts in the surface layer can result in the bloom of poisonous algae and increased fouling of hard sea-bottoms / constructions.</p>	<p>Hosing/washing the rock before land filling should be considered. Good routines for handling gun/sprayed concrete should be implemented</p> <p>Sedimentation basin is recommended to reduce particle discharges. Nutrient salt treatment.</p> <p>Apply a discharge arrangement that gives optimal primary dilution in the recipient. This is done by placing the discharge point as deep as possible – preferably at a depth of 40 m.</p> <p>Injection of oxygen to the discharge water and thus “airing” the water to reduce nitrogen oversaturation can be a possible solution. These issues can be reported on if necessary.</p> <p>Effective trapment below the photic zone. This means taking the inflow water from deep-water bodies down to 100 m and discharging at an interbedding depth where the nutrient salts are less available for primary production.</p>
<p>Sea contd.</p>	<p>Calculations and older measurements show that</p>	

Report topic	Consequences	Abatement measures
	<p>nutrient salt pumping will probably be of no problem for the Falkeidflæet if considered in isolation.</p> <p><i>Discharge of process water</i></p> <p>Discharge of ammonia / ammonium from condensed water from the gas power exhaust can inflict the recipient with chemical stress effects such as increased oxygen consumption and eutrophication.</p> <p><i>Accidental discharges</i></p> <p>Amine handling is designed as a closed process and regular discharges of amine to water shall not occur. Most amines are not harmful in seawater, but reaction products can be severely poisonous.</p> <p><i>Increased restrictions</i></p> <p>Physical and safety aspects at the cooling water outlet can result in restrictions on shrimp trawling and use of fishing nets. This can mean an extended prohibition zone for anchoring, reduced boat traffic and changed fairways for ships.</p> <p><i>Health related consequences</i></p> <p>Amine reaction products can be severely poisonous. Regular discharges of amines shall not occur.</p>	<p>An effective dilution and interbedding below the thermocline and the photic zone, will prevent eutrophication effects.</p> <p>The capturing plant must be designed to ensure that accidental discharges of amine reaction products are avoided.</p> <p>The outlet should be placed outside fairways and at a location where trawling usually does not occur.</p> <p>Good collection arrangements for accidental discharges to prohibit amine and reaction product discharges to sea must be in place.</p>

1. Innledning

1.1 Bakgrunn for gassrensing på Kårstø

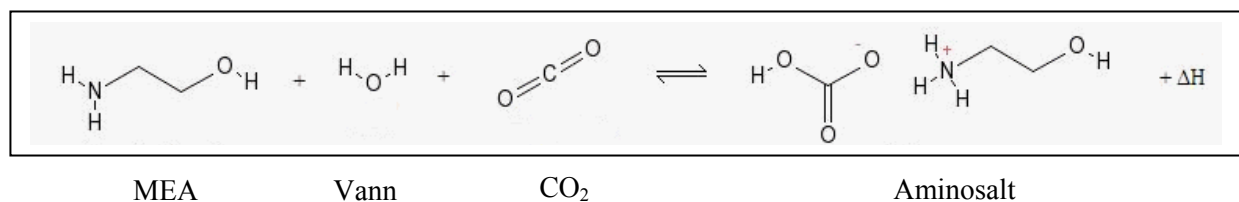
Naturkrafts gassverk var det første storstilte gasskraftverket som ble bygget i Norge og stod ferdig høsten 2007. Grunnet regjeringens målsetning om å redusere utslipp av CO₂ til atmosfæren i hensikt å redusere utslipp av drivhusgasser, ble det planlagt å iverksette fullskala fangst av CO₂ ved gasskraftverket på Kårstø. Forbrenningsgassen ved Naturkrafts gasskraftverk skulle renses med best mulig teknologi. NVE iverksatte analyser og studier for slik gassrensing og OED etablerte sommeren 2007 en prosjektorganisasjon som skulle gjennomføre planlegging og forberede fullskala rensing ved Kårstø. Senere er det Gassnova SF som har tatt over mye av denne rollen og som nå har ansvaret for å sikre implementering av en best mulig og kostnadseffektiv renseteknikk ved Kårstø. For å fremskaffe best mulig underlag for valg av slik teknologi ble det gjennomført to offentlige anbudsrunder innen EØS-området. Fire aktuelle teknologileverandører ble vurdert som kvalifiserte. Disse er:

- HTC Purenergy (Regina, Canada) i samarbeid med Bechtel (USA)
- Fluor Inc. (California, USA)
- Aker Clean Carbon i samarbeid med Aker Solutions (Norge)
- Mitsubishi Heavy Industries (Japan)

Bygging av et prosess-/gjenvinningsanlegg av den størrelse og kapasitet som CO₂-fangstanlegget vil ha, utløser krav om utarbeidelse av konsekvensutredning. Foreliggende fagrapport er en av flere underlagsrapporter til konsekvensutredningen.

1.2 Kjemisk prinsipp ved CO₂ fangst.

Alle de fire aktørene benytter seg av en type amin for å fjerne CO₂ fra utslippsgassen ved Naturkrafts gasskraftverk. Det er ikke kjent hvilke typer aminer hver enkelt leverandør benytter, men vanlig i dag er varianter av MEA (monoetanolamin) hvor hjelpekjemikalene i prosessen vil kunne variere en del. Prosessen er prinsipielt som vist på **Figur 1**.



Figur 1. Kjemisk prinsipp ved CO₂-fangst ved hjelp av monoetanolamin (MEA).

Røykgassen fra gasskraftverket avkjøles for en optimal effektivitet av rensprosessen. Denne avkjølingen av gassrøyk er den største kjølevannsfbrukeren i fangsanlegget og vil typisk benytte 50 % av kjølevannet.

Røykgassen eller eksosen ledes inn i bunnen av et absorpsjonstårn. Absorpsjonstårnet er fylt med et pakningsmateriale som gir en stor overflate som absorpsjonsvæsken følger på sin vei ned gjennom tårnet. Absorpsjonsvæsken er et amin eller en blanding av aminer og hjelpekjemikalier løst i vann som absorberer CO₂ i røykgassen som strømmer oppover i tårnet. Deretter blir absorpsjonsvæsken som nå inneholder CO₂ rislet nedover i et desorpsjonstårn hvor det blir tilført damp for å frigjøre CO₂ fra aminet. Denne blandingen blir så avkjølt og absorpsjonsvæsken blir regenerert mens CO₂ blir videre

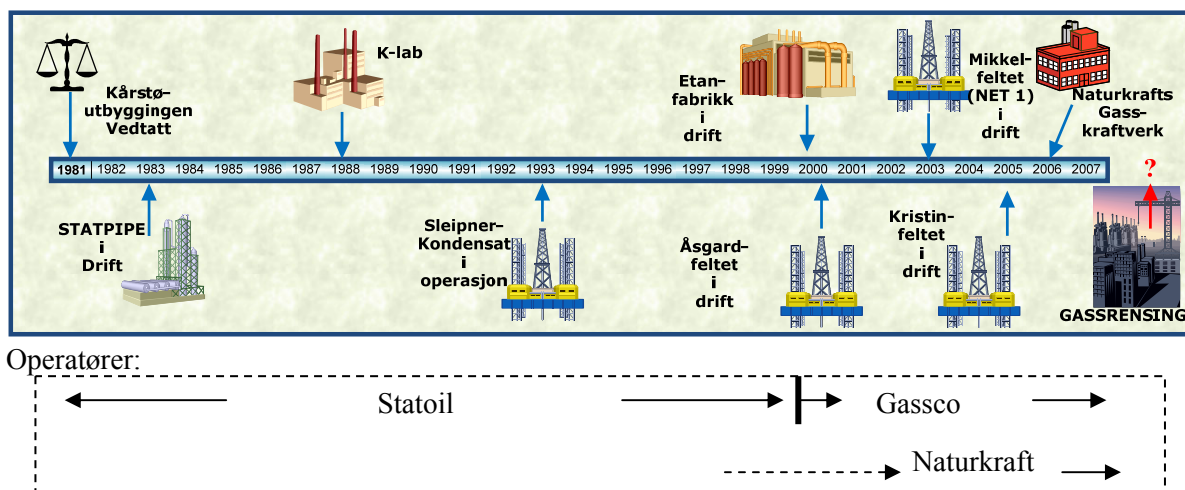
tørket og komprimert. Det er planlagt å føre den komprimerte CO₂ gassen ut i tomme oljebrønner i Nordsjøen/Norskehavet.

1.3 Milepæler i utviklingen av Kårstø-terminalen

Stortinget vedtok i 1981 utbygging av transportsystemet STATPIPE og gassbehandling på Kårstø. Statoil var første utbygger. I 1983 ble Kårstø-anlegget tatt i drift og i 1985 mottok gassbehandlingsanlegget den første gassen til behandling. K-lab måle- og teknologilaboratorium ble etablert i 1988 som et akkreditert laboratorium for testing og kalibrering av tørrgasmålere. I 1993 ble kondensat fra Sleipner satt i drift og senere kom etanfabrikken og rørledninger med gass, olje samt kondensat til Kårstø fra Åsgard-, Mikkelfelt og Kristin-feltet (**Figur 2**).

I 2002 overtok Gassco som operatør på Kårstø for å ha en uavhengig og nøytral operatør av gasstransportsystemet i Nordsjøen og Norskehavet. Statoil-Hydro står fortsatt for den daglige driften av gassbehandlingsanlegget.

I desember 2007 ble Naturkrafts gasskraftverk satt i drift, men driften har vært innstilt størstedelen av 2008 grunnet høy olje/gasspris og lite lønnsom drift (**Figur 2**). Gassco og Naturkraft som opererer gasskraftverket, er gitt hver sin utslippstillatelse på Kårstø. Disse er gjengitt i **Tabell 1** under.



Figur 2. Viktige milepæler ved Kårstø fra 1981 til 2007.

1.4 Dagens kjølevannsløsninger ved Kårstø

Kårstø-anleggene har et stort behov for kjølevann. Allerede da STATPIPE startet opp i 1983 var behovet 10 000 m³/time, mens dagens behov ligger på rundt 40 000 m³/time. Samlet kapasitet er 107.000 m³/time.

Kjølevannsinntaket og utslippsarrangement ble forbedret da ilandføringen av olje, gass og kondensat fra Åsgard startet i 2000. Dette medførte at inntaket som før hadde vært på Falkeidflæet, ble flyttet til 70 m dyp i Hervikfjorden øst for anleggene. Samtidig ble det lagt en ny parallell dykket utslippsledning som supplement til den gamle ved Falkeidflæet. Utslippene går til hhv. 14 m og 9 m dyp. (**Figur 3**).

Utslippene fra de forskjellige prosessanleggene fordeles på de to utslippspunktene – utslipp fra STATPIPE går til 9 m dyp og utslippet fra Naturkrafts gasskraftverk sammen med utslipp fra Åsgard anleggene går til 14 m dyp (**Figur 3**). I figuren er også angitt dagens inntak på 70 m dyp i

Hervikfjorden, øst for anlegget med tilhørende temperatur variasjon (4-11°C) samt salintet. Planlagte nye utslipps- og inntakspunkter er også skissert. Maksimale utslippstall er angitt i figuren mens de reelle utslipptall er mindre slik som de fremkommer som samlede utslipp i **Tabell 1**.



Figur 3. Utslipp- og inntakspunkter for kjølevann på Kårstø. Tallene for utslipp er maksimale utslippsgrenser.

Tabell 1. Utslippsgrenser for Gassco og Naturgass samt totale utslipp til vann fra Kårstø-anleggene fra 2001 til 2007.

Komponent	Utslippstillatelse		Utslipptall for GASSCO (SFT-rapportering)						
	Gassco Fra 2007	Naturgass	2001	2002	2003	2004	2005	2006*	2007*
Kjølevann									
m ³ /time:	53.000	28.000	27.557	23.449	17.519	24.008	29.294	38.902	39,323
Energi(MW):	650	250	-	-	-	-	-	433	437
ΔT (°C)	15	7-10	14,6	-	-	9	9	9,3	9,4
Olje: mg/l	1,5	5	-	-	-	-	-	0,52	0,51
kg/uke	30	-	-	-	-	-	-	8,6	6,2
tonn/år	0,9	-	0,58	0,62	0,26	0,15	0,31	0,32	0,32
Fenol: mg/l	0,2	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1
	0,08	-	0,066	0,056	0,041	0,057	0,070	0,06	-
TOC: mg/l	100	100	-	-	-	-	-	4,72	4,9
kg/uke	1000	-	-	-	-	-	-	8,6	109
tonn/år	25	-	19,7	17,95	1,9	2,3	5,01	3,1	5,6

*oppgitt direkte fra Gassco da SFTs internettside ikke er oppdatert.

Kapasiteten på dagens anlegg er på 107 000 m³/time, hvorav Gassco disponerer 67 000 og Naturkraft 40 000. Naturkraft benytter om lag 28 000 m³/time i sitt gasskraftverk. Ledig kapasitet på dagens anlegg er 12 000 m³/time noe som ikke dekker behovet for kjølevann for gassfangst. Alternative løsninger utredes nå av Gassnova SF. Behovet for kjølevann til CO₂ fangst er anslått til å ligge i størrelsesorden 20-30 000 m³/time, men dette er i stor grad avhenging av teknologileverandør og om bl.a. om dampen som i dag produseres av Naturkrafts gasskraftverk kan benyttes i renseprosessen i fangstanlegget for CO₂.

I utslippstillatelsene til Gassco og Naturkraft er det også gitt klare grenseverdier for utslipp av olje, fenoler og TOC (**Tabell 1**). For Gassco og tidligere operatør Statoil har disse kravene vært gjenstand for endringer over tid og fra høsten 2007 av gjelder de verdier som er gjengitt i tabellen over (**Tabell 1**). Det er stilt krav til både totalmengde utslipp enten pr.uke eller år, samt konsentrasjoner i utslippsvannet. 95 % av alle døgnmålingene i løpet av året skal ligge under den angitte grenseverdien. Alle rapporterte mengder av utslipp har ligget under utslippskravene, men det har vært enkelte episoder hvor konsentrasjonene har ligget over.

1.5 Forstudie av økt kjølevannsutslipp i 2008

Våren 2008 foretok NIVA en forstudie for å belyse ulike utslipparrangement og plasseringer av utslippet. Flere senarier ble modellert i 2D og det ble her konkludert med at det ikke kunne anbefales å slippe ut mer kjølevann i eksisterende utslipprør (Sundfjord et al. 2008). Et nytt utslippsalternativ ble derfor foreslått og flere senarier ble modellert. Konklusjonene var å slippe kjølevannet fra fangstanlegget (da antatt å være max.22 000 m³/time) ut på minimum 40m dyp i et nytt utslipprør sør/sørøst for dagens to utslipprør til Falkeidflæet. I tillegg ble det foretatt vurderinger av utslipp på hele 110 000 m³/time til samme nye utslippsted. Her ble det konkludert med at dersom fortynningen ved visse tidspunkt ikke var tilfredsstillende ved utslipp på hele 110.000 m³/time, ville det være en fordel å fordele utslippet på helst 3 eller 4 åpninger, med minimum 100m avstand fra hverandre, og i dyp på 35 m eller dypere. Inntak burde være på 70m eller helst dypere. Alle disse modellene baserte seg på målinger utført på 1980-tallet (se Sundfjord et al. 2008). Ingen nye målinger av temperatur, saltholdighet og strøm lå til grunn i denne forstudien.

2. Prosjektbeskrivelse

2.1 Avgrensning av oppgaven

Forstudien av kjølevannsutslipp som NIVA foretok våren 2008 var basert på gamle datasett fra 1980-tallet. For å forbedre bakgrunnsinformasjonen slik at det kunne foretas nye modelleringer av utslipp fra fangstanlegget ved Kårstø, fikk NIVA i oppdrag å måle temperatur, salinitet (saltholdighet) og strøm på to steder ved Kårstø .. Målingene skulle komplimentere gamle målinger og sikre en bedre modellering av utslippsenarier fra fangstanlegget. NIVA skulle også beskrive hvilke miljømessige konsekvenser et økt utslipp av kjølevann fra CO₂-fangstanlegget vil ha på resipienten ved Kårstø, både under anleggsfasen og i driftsfasen, samt vurdere helsemessige aspekter, alternative løsninger for utslipp og eventuell utnyttelse av spillvarme til andre formål.

2.2 Innspill fra teknologileverandørene

Teknologileverandørene til et nytt CO₂-fangstanlegg ved Kårstø har foretatt sine FEED-studier (Front End Engineering and Design) og fremlagt dokumentasjon på hver enkelts behov for kjølevannsmengder. Kjølevannsbehovet varierer mellom 21.600 m³/time og 24.300 m³/time. I tillegg har de beskrevet overtemperaturen som kjølevannet vil ha i deres anlegg ($\Delta 10^{\circ}\text{C}$). Alle benytter amin som CO₂-bindende komponent i absorpsjonsvæsken, men det benyttes noe forskjellig type amin og tilsetningsstoffer. Av hensyn til inngåtte avtaler om konfidensialitet mellom leverandører og Gassnova, er beskrivelsen av de ulike teknologiene gjort på et overordnet nivå. Leverandørene angir ikke eksakt hvilke stoffer de benytter i absorpsjonsvæsken da de anser dette som hemmelig informasjon. SFT skal vite hva disse stoffene er og leverandørene har frigjort all toksikologisk informasjon for amintypene uten å angi selve amintypen.

I tillegg til kjølevann for å kjøle ned eksosen vil det planlagte fangstanlegget benytte en del sjøvann i andre prosesser som i "Flue gas Quencer", "Incineration unit" og "Demineralized Water Unit". Dette kalles prosessvann. Vi har informasjon fra en aktør om hva dette prosessvannet kan inneholde av stoffer som kan ha effekt i det marine miljø, mens det foreligger begrenset informasjon fra de andre aktørene.

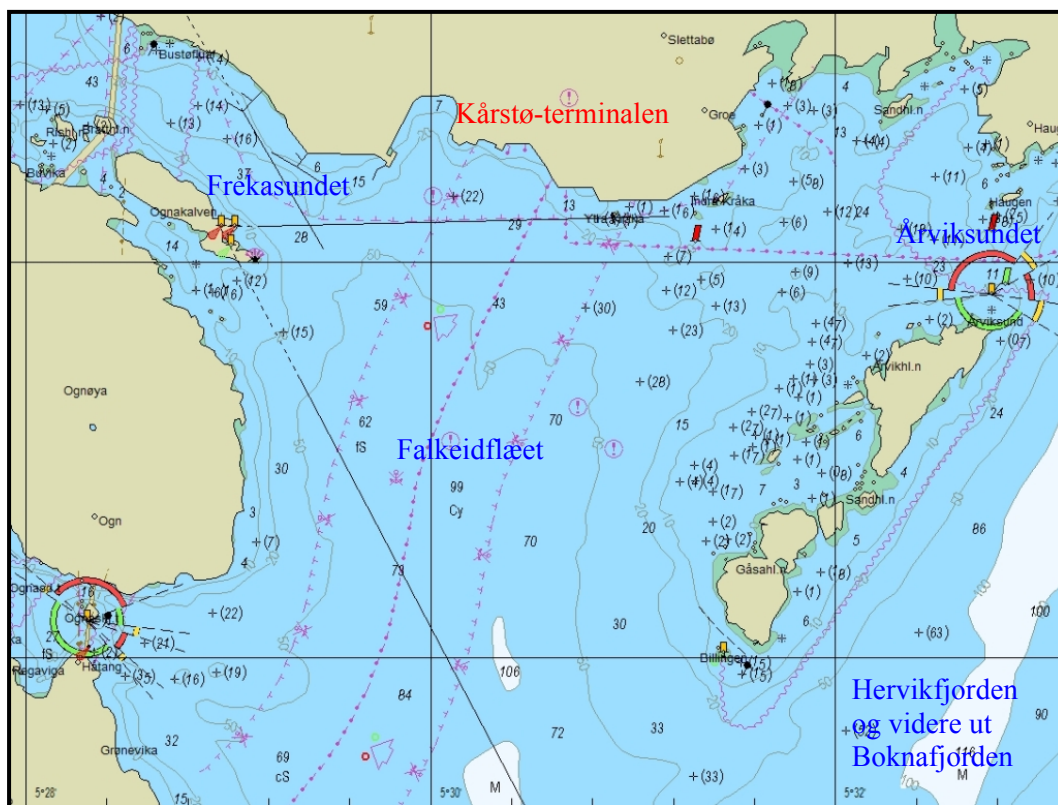
3. Miljøforholdene ved Kårstø

3.1 Geografi og bunntopografi

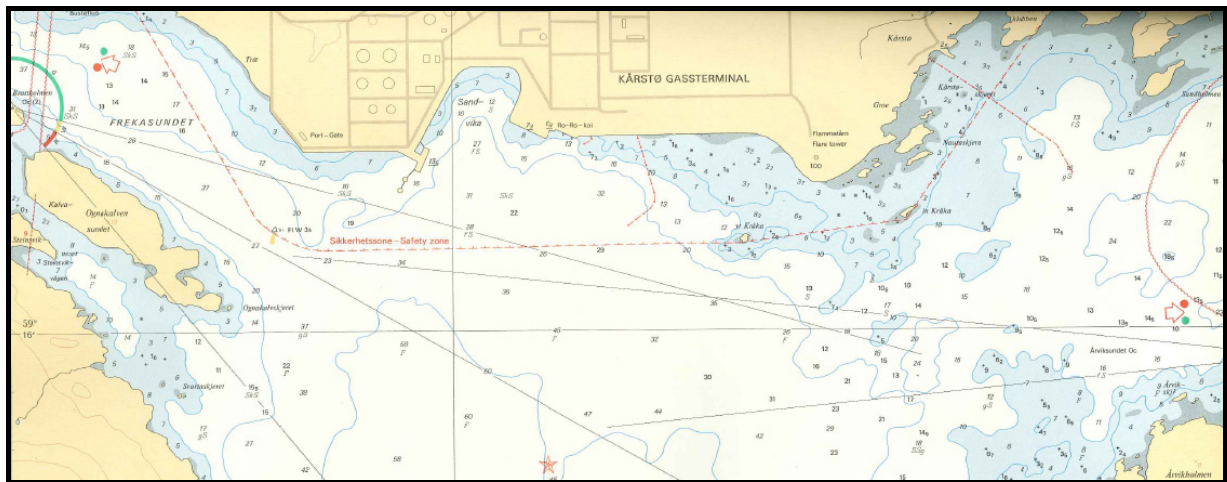
Terminalområdet på Kårstø i Tysvær kommune, Nord-Rogaland, ligger relativt åpent til ut mot fjordområdet Falkeidflæet. Falkeidflæet grenser ut mot den åpne Boknafjorden i sør og mot øyene Austre Bokn og Ognøy i vest der Frekasundet danner en passasje vestover nær fastlandet (**Figur 4**). Grensen mot øst dannes av Årvikholmen og Gåsholmen, med en grunn passasje nær land (Årviksundet).

Utstrekningen av det nærliggende fjordområdet utenfor terminalområdet, Falkeidflæet, er ca 2 x 2 km. Største dyp er 113 m ca. 3 km sør for terminalen mens dypeste terskel for inn-/utstrømming er ca. 70 m og ligger sørøst for Gåsholmen. Frekasundet mot vest er ca. 600 m bredt og 28 m dypt. Vest for Frekasundet (nord for Ognøy) ligger et dypere sjøområde (største dyp 93 m), med en terskel på ca 20 m dyp mot vest. **Figur 4** viser flere detaljer i nærområdet.

Opp mot terminalen grunnes det til dybder under 50 m med 10-20 m dyp nær land/kaier. 20 m bunnkoten ligger ca 100-150 m fra land/kaikant, og 50 m koten ligger ca. 450 m fra land på det nærmeste (**Figur 5**). Sikringssonen sør for Kårstøterminalen går øst-vest i avstand ca. 300 m fra land.



Figur 4. Kart over sjøområdet ved Kårstø, fra C-Map (2007). *Europipe*-rørledningen som går sørover fra terminalen, har ankring forbudt soner på begge sider.



Figur 5. Sjøkart, hamneområdet ved Kårstø, utsnitt av sjøkart nr 18. Målestokk her: Ca 1:20 000.

3.2 Hydrografi / sjiktning

For å få modellert og vurdert hvordan et kjølevannsutslipp spres og påvirker resipienten, er det nødvendig med opplysninger om sjiktforholdene i sjøen (hydrografi) og strømforhold, i tillegg til den tidligere omtalte bunntopografien. Det er også aktuelt å bruke vinddata og andre meteorologiske data. For en oppsummering av tidligere hydrografiske undersøkelser viser vi til NIVAs forstudie (Sundfjord et al. 2008). Vi gir her en kort omtale av de viktigste oseanografiske miljøfaktorene basert på tidligere kjente studier. Målingene som er utført i 2008, blir omtalt i neste kapittel med kommentar om representativitet m.m. i forhold til eldre data.

Informasjon om vertikalfordelinga av temperatur og salinitet i resipienten, inkludert tidsvariasjon, er viktig for å kunne beregne innlagring og fortykning av et kjølevannsutslipp. Vi legger til grunn tidligere måleserier som referert i Sundfjord et al. 2008, sammen med noen nye målinger som er gjort i 2008 som del av det foreliggende prosjektet.

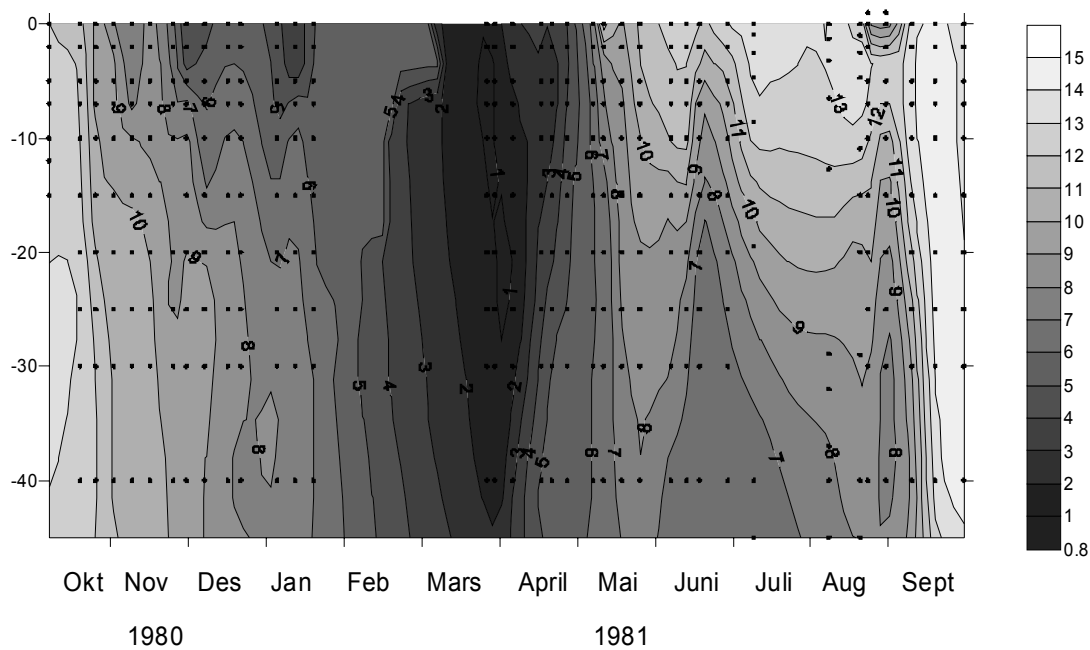
3.2.1 Målinger fra 1980-81

Temperatur

Storskala trekk ved temperaturutviklinga i sjøen ved Kårstø 1980-81 er illustrert i **Figur 6**, hvor vi har fremstilt utviklinga i tid og dyp (0-40 m) i form av isopleter. Målingene er utført av SINTEF/NHL. Som det framgår av figuren, er det vesentlige forskjeller i verdier og dynamikk i de ulike dypene og gjennom året.

I sjøoverflata varierte temperaturen mellom 1°C og 18 °C, og i 40 m mellom 1.5°C og 15 °C. Amplituden for årsvariasjonen avtok med andre ord med dypet. I Thomassen et al. (1992) analyserte NIVA temperatur forholdene i noe mer detalj, bl.a. varigheten av perioder med gitt nedre eller øvre temperaturgrense. Av temperaturutviklinga i 30 m fremgår hvilke inntakstemperaturer som den gang kunne forventes til ulike tider av året. Det dreide seg om variasjoner mellom ca 1°C og 13 °C.

Temperatur Kårstø 1980-81

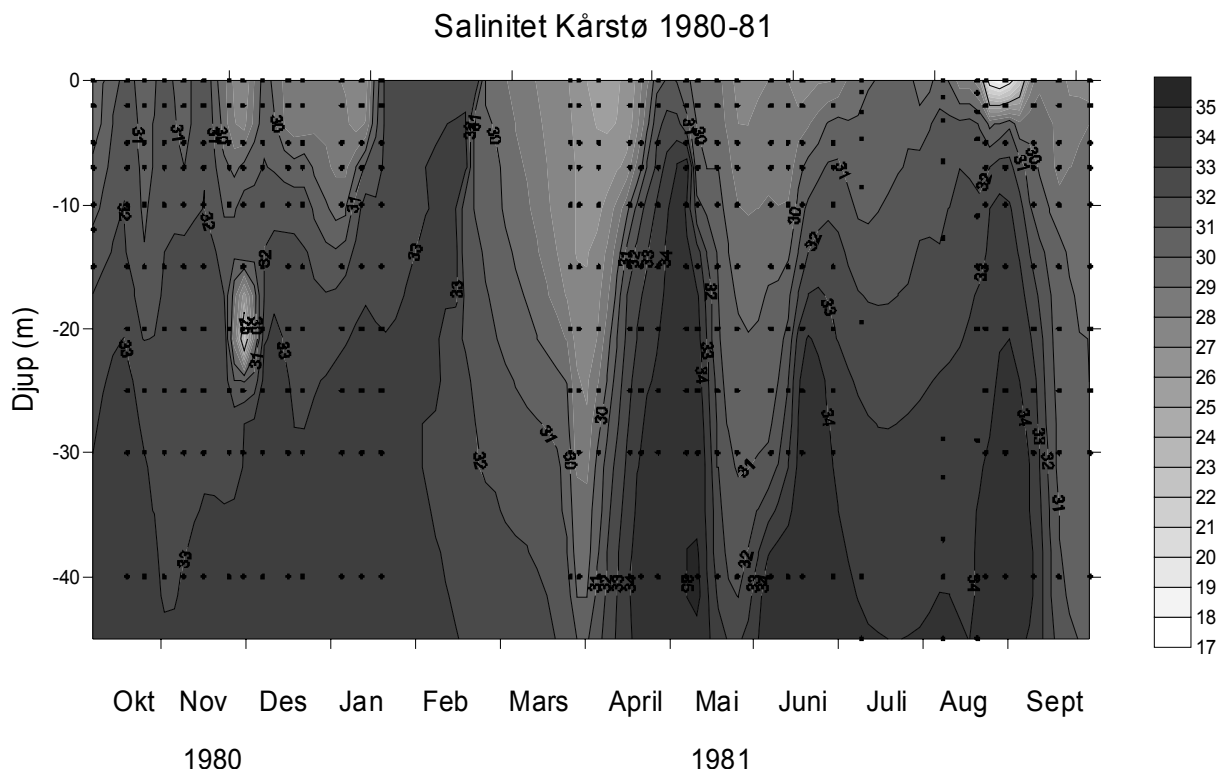


Figur 6. Temperatur i ulike dyp ved Kårstø, 1980-1981. Måletidspunkt og -dyp er markert med svarte punkter. Temperaturskalaen til høyre er i °C.

Forholdene høsten 1980 og vinteren 1981 var forskjellig fra den etterfølgende perioden, hva angår variabiliteten og også verdiene; høsten 1981 var varmere enn foregående høst. I mars 1981 var det temperaturer under 1 °C ned til 20 m dyp. Dette representerer det ekstreme temperaturminimumet i resipienten, trolig forekommer så lave temperaturer ikke lenger p.g.a. klimautviklingen, med dette er ikke dokumentert foreløpig.

Etter kuldeperioden var våren og sommeren 1981 preget av gradvis oppvarming med markerte endringer i vannsøylen. På sommeren/ettersommeren var det tydelig lagdeling i temperaturen. Noen endringer kan være konvektivt betinget (seint på vinteren), andre kan ha tilknytting til innstrømming av kystvann.

Sjøtemperaturene har de siste årene vært til dels vesentlig høyere enn først på 1980-tallet på Norskekysten. Dette gjelder nok også for området ved Kårstø. Slike (klimatiske) variasjoner vil ha betydning for både sirkulasjon og spredningsmønster for et kjølevannsutslipp.



Figur 7. Salinitet i ulike dyp ved Kårstø, 1980-1981. Måletidspunkt og -dyp er markert med svarte punkter.

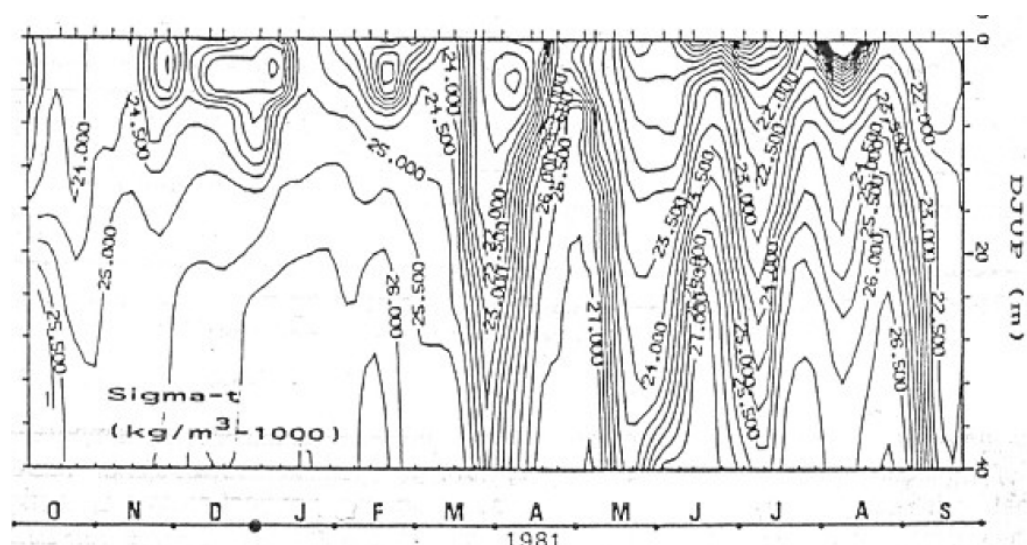
Salinitet

Saliniteten bestemmer i stor grad densiteten (tettheten) til sjøvannet og er derfor viktig for de påfølgende innlagringsberegningene. Variasjonene i saliniteten gjenspeiles i stor grad i variasjonen i densitet. Ved Kårstø varierte overflatesaliniteten i 1980-81 mellom 24 og 32, mens variasjonen i 30 m dyp var 28 - 34 i den aktuelle måleperioden (**Figur 7**).

Densitet (egenvekt, tetthet)

Variasjonene i densitet er som nevnt nøye knyttet til salinitetsvariasjonene, bare i mindre grad til temperaturen i norske farvann. Vertikalfordelingen bestemmer sjiktungsgrad og eventuelt sprangsjiktdyp. Forholdene varierte i så måte mye i 1980-81 (**Figur 8**). Et sprangsjikt rundt 5 m dyp var gjennomgående til stede, og sjiktningen var mye mer markert i sommerhalvåret enn om vinteren, som vanlig.

Det var ikke noe tydelig sekundært sprangsjikt i dypet, som kunne indikere f.eks. eventuelle stagnante vannmasser på grunn av nærliggende terskler rundt Falkeidflæet. Den dypeste terskelen er på ca 70 m dyp, slik at langvarig stagnasjon i øvre 40 m uansett ikke er forventet ved Kårstø (generelt sett gode resipientforhold).



Figur 8. Beregnet densitet (vannets tetthet eller egenvekt) i sjøen ved Kårstø, basert på NHL sine målinger i 1980-81. Fra Thomassen (1992).

Korttidsvariasjoner i hydrografi 1980-81

Strømmålingene i 1980-81 inkluderte også noen målinger av salinitet og temperatur i de dypene instrumentene stod. Dette materialet gir opplysninger om hydrografiske korttidsvariasjoner. Slike opplysninger for utslippsområdet og i overflaten gir indikasjon om blant annet varighet av gitte ugunstige tilstander for influensområde for overtemperatur. Noen verdier for korttidsvariasjoner er vist i **Tabell 2** der det er angitt størrelsesorden for variasjoner som inntraff innenfor perioder på 12 timer, i løpet av perioden november-januar 1980-81.

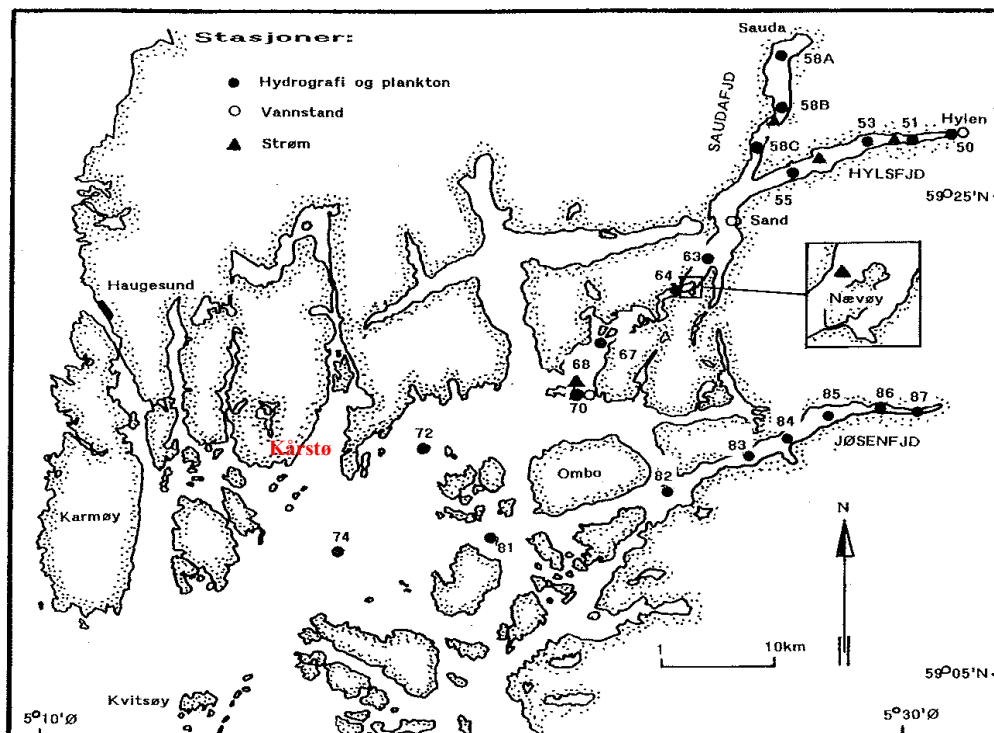
Tabell 2. Målte variasjoner av salinitet og temperatur innenfor 12 timers perioder ved Kårstø, stasjon "B". Målingene er fra perioden november 1980 til januar 1981 mens alle de fire dypene var dekket. Målingene er fra sensorer på strømmålerne.

Max. verdier, dt=12 timer	1m dyp	5m dyp	15m dyp	40m dyp
Temperatur, dT/dt (°C/t)	2.2	4.2	3.2	1.7
Salinitet, dS/dt (ppt/t)	3.8	6.1	2.1	1.1

Ofte inntraff variasjoner av tilnærmet samme størrelsesorden som i tabellen over bare 2-3 timer. Stikkprøver i det svært omfattende datamaterialet tyder på at større variasjoner enn angitt i tabellen forekommer andre tider av året enn i analyseperioden.

Tilpasninger av dataene til nytt inntaksdyp

Målingene fra 1980-81 ble stort sett gjort til ca 40 m dyp, mens de nyere fra 1987-89 er gjort noe lenger ut i fjorden og til minst 100 m dyp (av Geofysisk institutt referert til som stasjon 74). Til utslippsmodelleringen må det brukes målt salinitet og temperatur fra dagens inntaksdyp på 70 m. Målingene fra 1987-89 dekker dette dypet. Ut fra dette datasettet har vi vurdert forskjeller mellom 70 m dyp og 40 m, som er største dyp fra 1980-81. Gjennomsnittlig forskjell i temperatur er på -0,41 °C (kaldere på 70 m) og på 0,81 i salinitet (høyere på 70 m). Selv om disse forskjellene varierer mellom de ulike måletidspunktene og det dermed er en viss usikkerhet knyttet til å bruke dataene fra 1980-81, har vi valgt å benytte også disse eldre profilene i de påfølgende beregningene. Det er da lagt til en fast korreksjon av verdier for 70 m dyp som beskrevet over. For utslippsscenarioer til dyp større enn 40 m er det for 1980-81-profilene brukt lineær ekstrapolasjon fra 40 m og ned.



Figur 9. Posisjon for de faste målestasjonene til Geofysisk institutt, UiB under før- og etterundersøkelsene i Ryfylkefjordene i samband med Ulla-Førre utbygginga (Lie et al. 1992). Data fra stasjon 74 er benytta i denne studien.

3.2.2 Målinger fra 1987-89

Datamaterialet fra 1987-89 utgjør 19 profiler som dekker variasjon i hydrografiske forhold i området fra vinter til sommer, men er noe knapt for høstsituasjonen (se måletidspunktene i Kap8.Vedlegg A.). Det foreligger minst en profil fra hver måned fra januar til juli, samt oktober, mens materialet fra 1980-81 dekker alle måneder med unntak av februar. Målingene fra Boknafjorden går dypt, og dekker dermed også inntaksdypet på Kårstø på 70 m.

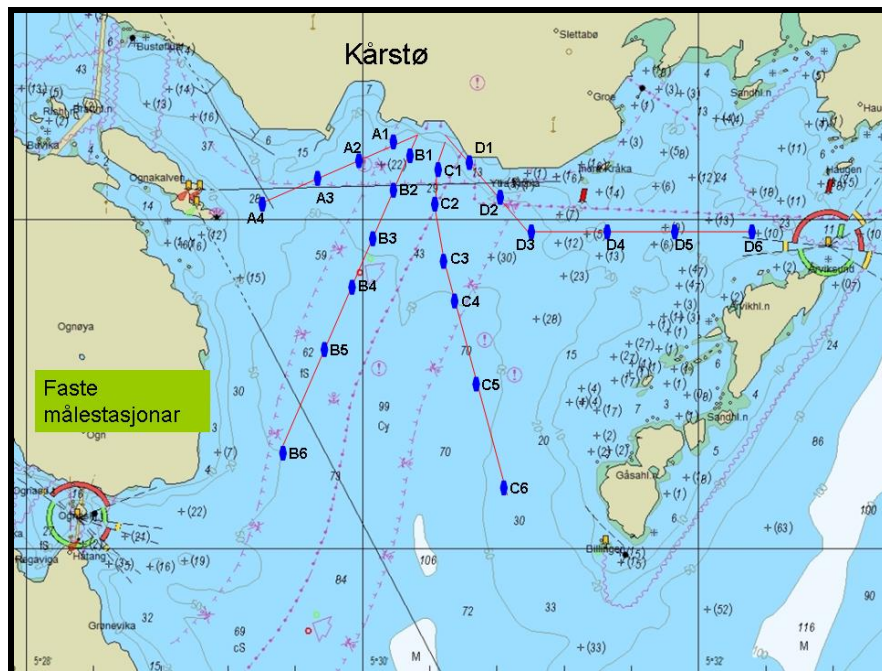
Det må likevel bemerkes at det er usikkerhet knyttet til bruken av dataserien fra 1987-89 ettersom målingene er gjort lenger ute i fjorden (Boknafjorden, **Figur 9**). Tidspunkt for de hydrografiske målingene er gitt i Kap8.Vedlegg A.

3.2.3 Målinger fra 1993-1994

SINTEF-NHL utførte kontrollmålinger for temperatur i resipienten ved Kårstø fra april 1993 til juni 1994, med ca 3 ukers mellomrom. Dette var oppfølgingsmålinger i forbindelse med gassterminal installasjonene, med kjølevannet fra kompressorene den gang etc. Måleposisjonene er vist i **Figur 10** og resultatene er rapportert i Eidnes (1994). Kjølevannsfluksene var 15 000 m³/time ved oppstart av målingene og økte til 24 000 m³/time i august 1993.

I rapporten fra måleprosjektet (Eidnes 1994) fremgår det at høyeste registrerte overtemperatur i resipienten var 1.9 °C, 70 m fra utslippspunktet. På tre av i alt 18 tokt ble det målt overtemperatur på 1 °C eller mer, alt innenfor 100 m avstand fra utslippet. Innlagringsdypet varierte med tiden mellom overflaten og 17 m dyp. Målt overtemperatur harmonerte bra med modellerte resultater. Rapporten inneholder også en del andre interessante opplysninger, og noen er gjengitt seinere i denne rapporten.

Naturkraft har for øvrig planer om å utføre oppfølgende temperaturmålinger i sjøen ved Kårstø i 2008 etter mønster fra målingene i 1993-94.



Figur 10. Målepunkt for SINTEF NHL sine temperaturmålinger ved Kårstø i 1993-1994 (Reprodusert etter Eidnes, 1994).

3.3 Strømforhold

Strømforholdene ved Kårstø antas å være dominert av prosesser/endringer i tilstøtende fjorder, særlig Boknafjorden. Strømbildet i Boknafjorden kan antas å være godt korrelert med strømmen ved Kårstø, selv om en slik sammenheng ikke er direkte undersøkt. NHL fant en kobling mellom strømforholdene ved Kårstø og vindgenerert oppstuing i fjordene nord for Kårstø.

Undersøkelsene i Boknafjorden/Ryfylkefjordene utført av Universitetet i Bergen (Lie et al. 1992, Svendsen et al. 1992) har vist at perioder med sterk vind, evt. kombinert med lufttrykksendringer, har en dramatisk effekt på strømsystemet i Boknafjorden og innover mot Sandsfjorden. Ofte kan disse episodene medføre en reversering av strømmen i alle dyp, i forhold til det typiske mønsteret.

NHLs strøm-undersøkelser i 1980-81 (Tryggestad et al. 1982) er de eneste som er gjennomført i nærområdet så langt vi kjenner til. Disse avdekket markerte korttidsvariasjoner i strømforholdene, særlig i 5 m dyp, gjerne knyttet til forbi passerende lavtrykk og nedbørsområder, som gjerne har en periodisitet på 3 til 5 døgn.

Målingene viste at dominerende strømretning i "øvre lag" (fra 5 til 20 m dyp) var vestover langs land ved Kårstø og at overflatestrømmen kunne være sterk, opptil 84 cm/s. Strømretningen for overflatestrømmen vekslet mellom nordvest eller sørøst og det var ingen fremherskende strømretning (ingen nettostrøm).

Fra MetOcean-rapport for Kårstø (TR2080, StatoilHydro, 2006), tabell 3.2, 3.3 og 3.4 i den rapporten, har vi ekstrahert verdier for middelstrøm i 5, 15 og 40 m dyp. Middelstrømverdiene for disse dypene er henholdsvis 15.7, 9.1 og 4.0 cm/s.

Målingene viste at dominerende strømretning i "øvre lag" (fra 5 til 20 m dyp) var vestover langs land ved Kårstø (Tabell 3). Med de angitte strømshastighetene må det antas at vannmassene ned til 60-70 meters dyp hyppig utskiftes. Oppholdstiden kan anslås fra 1/2 til 2 døgn, økende med dypet. I perioder med strøm rettet mot sørøst, var det antydning til en virvel i området utenfor Kårstø.

Tabell 3. Noen resultat fra NHL sine strømmålinger ved Kårstø i 1980-1981. Retningene er de som strømmen går mot, i kompassgrader. Strøm mot nord vil si retning på 360 grader. Retning 300 grader vil si strøm mot vest/nordvest.

Måledjup	Max. strøm, m. tilhørende retn.	Dominerende strømretning og fart
1 m	85 cm/s, 125°	300°, 35 cm/s
5 m	63 cm/s, 100°	300°, 19 cm/s
15 m	45 cm/s, 120°	300°, 11 cm/s
40 m	31 cm/s, 60°	60°, 10 cm/s

3.3.1 Overflatestrøm

Måleperioden i 1 m dyp var bare på 2 måneder. Måleperioden dekker imidlertid en del av risikoperioden for innlagring av kjølevann nær overflaten (vinter/vår). Ved betraktninger omkring influensområdet (fjernsonen) for overtemperatur, er det særlig strøm og hydrografi i overflaten som er viktig.

Målingene i 1 m indikerte et markert **vertikalt strømskjær**, med 60% sterkere middelstrøm i forhold til i 5 m dyp. På tidsskala uker var det ingen framherskende strømretning (nettostrøm). Strømmen vekslet retning mellom nordvest og sørøst. Over perioder på 1-3 dager kunne strømmen være vedvarende ensrettet (enten øst- eller vestgående), med døgnmiddelstyrke på opptil 50 km/døgn tilsv. ca 55 cm/s. Maksimal strømstyrke var 84 cm/s (80 cm/s i følge NHLs oppsummeringsrapport), med retning mot sørøst.

Strømverdiene er interpolert og ekstrapolert til alle nødvendige dyp i modellen. Den nevnte rapporten er basert på samme materiale som nevnt ovenfor (NHL 1980-81).

3.4 Vær og vindforhold

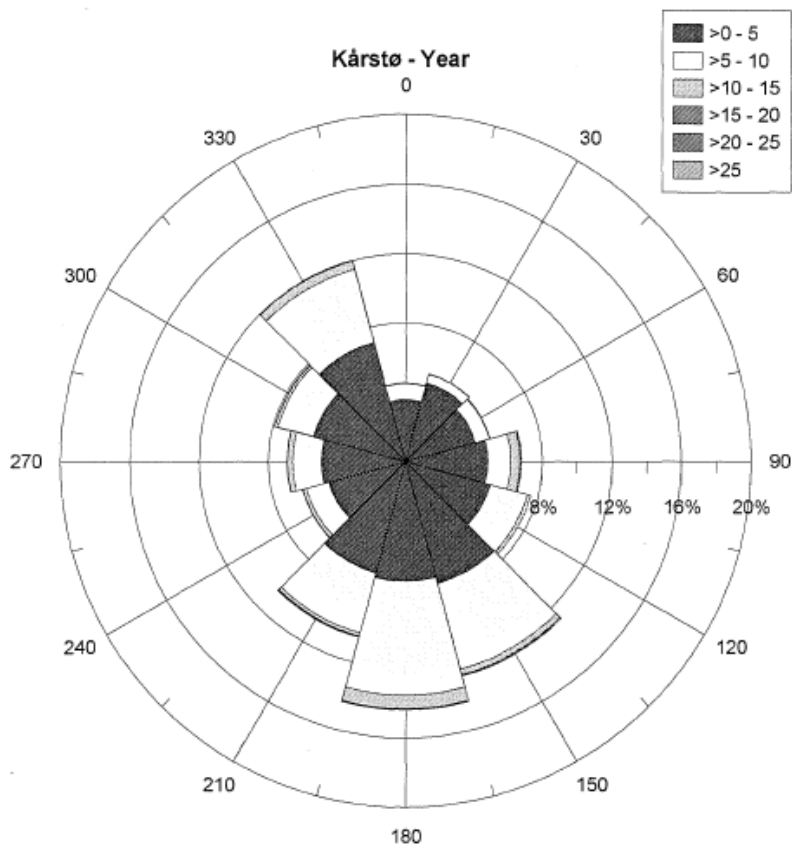
Norsk Energi har stilt til rådighet de meteorologidata de har benytta i sin modellering. Det er basert på data fra Haugesund lufthavn samt ved diverse stasjoner som måler nedbør. Det er innhentet data for 2005, 2006 og 2007. Valg av meteorologidatasett (år og sted) er foretatt i samråd med Meteorologisk Institutt.

Vurdering av årsnedbør ved 3 stasjoner omkring Kårstø (Sola, Utsira fyr, og Nedre Vats) for årene fra 1990 til 2007 (Meteorologisk institutt Vestlandet (Kvamme, 2008) viste at 2007 var et av årene som hadde høyest årsnedbør. Høy årsnedbør bidrar til økt avsetning. I beregningene for 2007 ble det benyttet nedbørdata for 2007 fra Kvitsøy.

Vurdering av gyldighet/representativitet

Det er trolig marginalt mindre vind på Kårstø enn ved Utsira, Haugesund etc, og at hyppigheten av de forskjellige vindretningene er noelunde de samme som for Haugesund. Det er noe mer vind av vestlig og østlig retning på Karmøy enn ved Kårstø i denne perioden. Vind av sør-sørøstlig retning har imidlertid omtrent samme frekvens på Karmøy og Kårstø. Denne vindretningen gir trolig høyere bakkekonsentrasjons- og avsetningsbidrag på grunn av terrengforholdene.

Vindrose for Kårstø for perioden 1994-1999 er vist i **Figur 11**. Vi ser at i denne perioden var den dominerende vindretningen fra sør (ca 15 % av tiden). Vind fra sør/sørvest og sør/sørøst forekommer hhv. ca 11 og 13 % av tiden. Nordvestlig vind forekommer også relativt hyppig, ca 12 % av tiden over året.



Figur 11. Frekvensfordeling av vindretning og vindhastighet, Kårstø. Kilde: Norsk Energi/Meteorologisk institutt.

Det finnes nedbørstasjoner som ligger nærmere Kårstø enn Kvitsøy, bl.a. Nedstrand, Karmøy-Brekkevann, Karmøy-Hydro. Imidlertid foreligger det ikke tilstrekkelig data for avsetningsberegninger fra disse stasjonene. Nedbørsmengdene er trolig noe høyere ved Kårstø enn ved Kvitsøy, men det er grunn til å anta at dette har marginal betydning for beregningsresultatene for våtavsetningen.

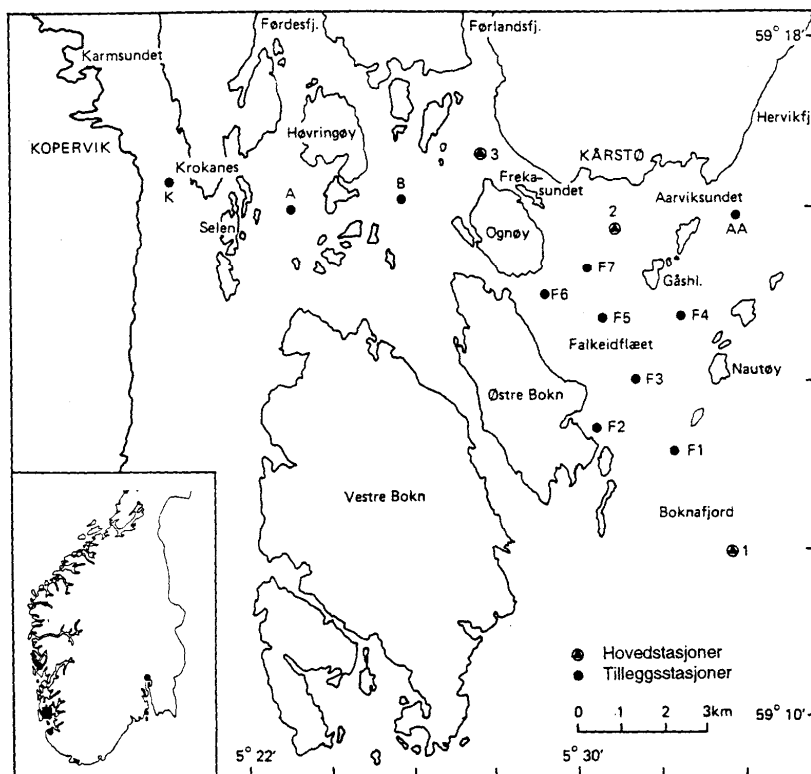
3.5 Biologiske forhold

De marinbiologiske forhold i området rundt Kårstø er blitt grundig undersøkt fra før utbyggingen startet og frem til i dag (se litteraturoversikt i 8. Vedlegg B.). For hvert nytt utbyggingstrinn som kunne ha konsekvenser for det marine miljø, er det foretatt utredninger/undersøkelser for å dokumentere eventuelle effekter i resipienten. De innledende undersøkelsene (1981-1983) for å beskrive en naturtilstand og etablere status for Kårstøområdet, var de mest omfattende og grundige undersøkelser som er blitt utført i Norge. Undersøkelsene omfattet hydrografi, hardbunnssamfunn, bløtbunnssamfunn og planteplankton.

3.5.1 Hydrografi og planteplankton

Undersøkelser fra 1981-1983

En omfattende undersøkelse av pelagisk primærproduksjon på tre lokaliteter i Kårstøområdet (Hovedstasjonene, **Figur 12**) ble gjennomført i 1981, før anleggsutbygging (Erga og Sørensen 1982).



Figur 12. Posisjoner for undersøkelser av hydrografi, primærproduksjon og planktonsamfunn 1981 (Alle elementene ble utført på hovedstasjonene).

Senere undersøkelser av denne typen er ikke gjennomført, og selv om denne undersøkelsen gir et detaljert bilde av forholdene i 1981, vet vi ingenting om den naturlige variasjonen fra år til år. Produksjonen fulgte et vanlig sesongmønster for vest-Norge med flere oppblomstringer som ga produksjonsstopp om våren og tidlig på høsten. Høyeste døgnsproduksjon pr. m² overflate var 1.5 gC/m² dag på en lokalitet ca 1 km sør for Kårstø (St.2, Figur 12). Samme lokalitet hadde den høyeste årsproduksjonen med 143 gC/m². Vekstperiodene ga metning av oksygen i 5-10 m dyp på opp til 135 %. Lyset var begrensende faktor for produksjonen i perioden november - februar. Andre regulerende faktorer var vind, oppstrømming av dypvann, næringssalt-tilgang og beiting av dyreplankton. Fysiologiske målinger viste imidlertid ikke tegn til at planteplanktonet var utsatt for næringsmangel til

tross for svært lave konsentrasjoner av fosfat og nitrat gjennom store deler av vekstsesongen. Tettheten av dyreplankton økte sterkt i kjølvannet av oppblomstringene om våren. Høyeste biomasse var 8.3 g/m² (tørrvekt) funnet i Boknafjorden (St. 1 Figur 12) i august. En transport av næringsalter med kjølvannet fra dypet til produktive lag er i praksis det samme som skjer ved vinddrevet oppstrømming av dypere vann. Produksjonsundersøkelsen i 1981 (Erga og Sørensen 1982) viste at næringsalt-konsentrasjonen i snitt over året var 3-4 ganger høyere nær inntaksdypet (30 m) enn i innlagingsdypet (ca 10 m) (Tabell 4).

Tabell 4. Konsentrasjoner av næringsalt ($\mu\text{g/l}$) på St. 2 Kårstø i 1981 (gj.snitt (min-max)).

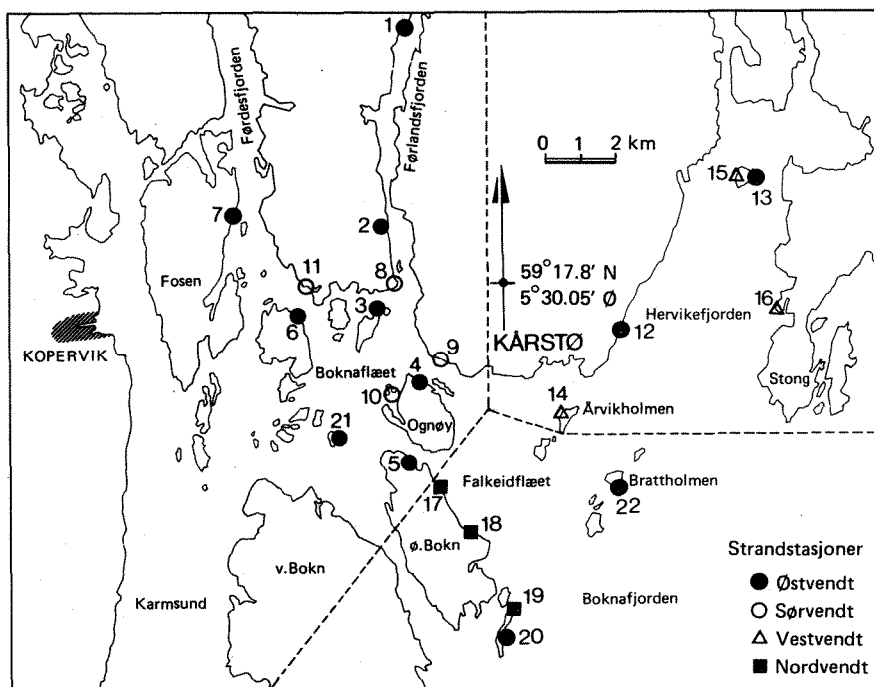
	40 m dyp	5-10 m dyp
Fosfat	0,51 (0,1- 0,9)	0,12 (0,0 - 0,5)
Nitrat	7,12 (0,6 - 12,2)	2,03 (0,0 - 8,6)

3.5.2 Hardbunnssamfunn og bløtbunnssamfunn

Undersøkelser fra 1981-1983

Hardbunn

Organismesamfunn på hardbunn ble grundig undersøkt alle tre årene. Ut fra en forstudie ble 22 hardbunnstasjoner i strandsonen valgt ut basert på lik himmelretning, eksponering og fysiske forhold på stasjonene. I tillegg til strandsoneregistreringer ble det på 8 av stasjonene etablert stereofotograferingsstasjoner nedenfor tidevannssonen på dypene 5, 10, 15, 20 og 30m (Figur 13).

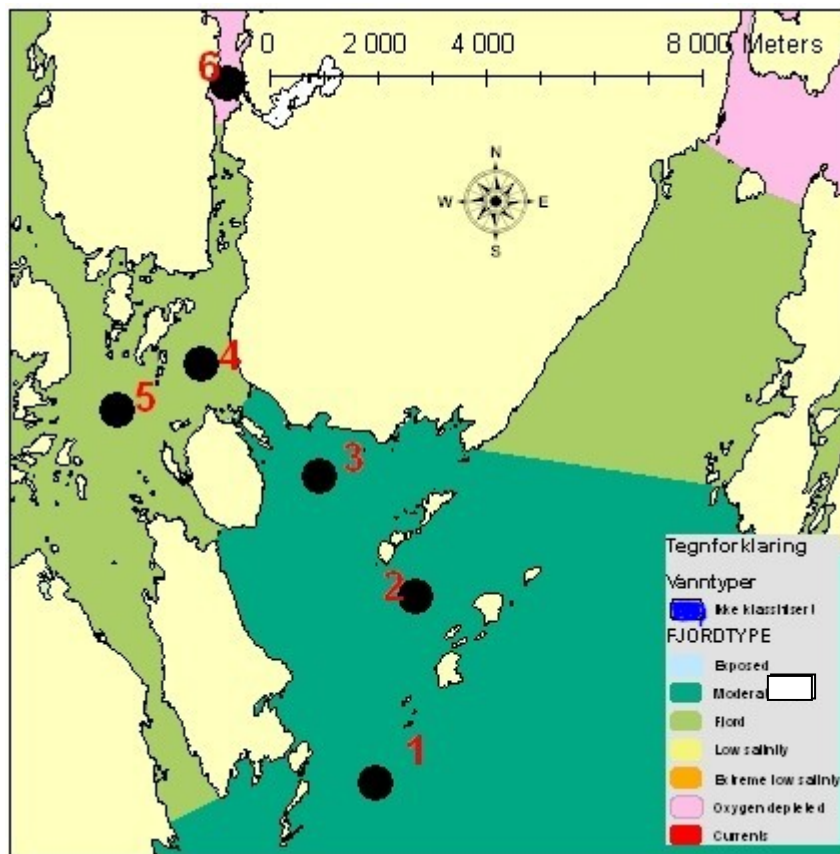


Figur 13. Stasjonsnett for hardbunnundersøkelser 1981-1983.

Hardbunnundersøkelsene konkluderte med at de biologiske forhold var slik en kunne forvente å finne i et upåvirket vestnorsk kystområde (Bakke et al. 1984).

Bløtbunn

I 1983 ble det også foretatt innsamling på bløtbunn på 6 stasjoner i Kårstøområdet (Figur 14).



Figur 14. Bløtbunnsstasjoner ved Kårstø i 1981-1983.

Stasjonene 1,2 og delvis 3 viste gode forhold, mens faunaen var noe forringet på stasjon 5 og spesielt stasjon 4 der de noe dårligere forholdene kunne forklares ved naturlige årsaker som bl.a. dårligere vannsirkulasjon (Wikander 1988). Forholdene inne i Førlandsfjorden, stasjon 6, var derimot meget dårlige, noe som også korresponderer med klassifiseringen av vannforekomsten innen Vanndirektivet – rosa farge (Figur 14).

Undersøkelser fra 1988-1990

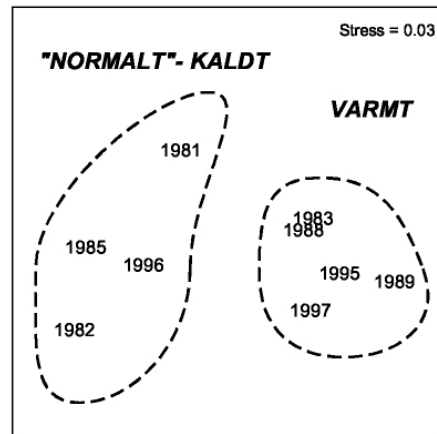
Neste serie undersøkelser ble gjennomført i 1988 – 1990 og var oppfølging fra 1983-undersøkelsene. For bløtbunns vedkommende viste det seg at driften av petrokjemianleggene på Kårstø ikke hadde ført til en påvisbar forverring av miljøtilstand på sjøbunnen fra 1983 til 1989.

På hardbunn ble det i perioden 1988 til 1990 registrert endringer bare på en strandstasjon ved Tungeneset ca. 1km vest for selve terminalen som ikke kunne tilskrives naturgitte forhold som bølgeeksponering, rekrutteringsintensitet, nedbeiting av sjøpinnsvin eller mangelfull dypvannsutskiftning. De mindre regionale endringer som ble registrert var derimot små og det kunne ikke fastslås om de kunne være maskerte effekter av kjølevannsutslippet.

Undersøkelser fra 1995-1997

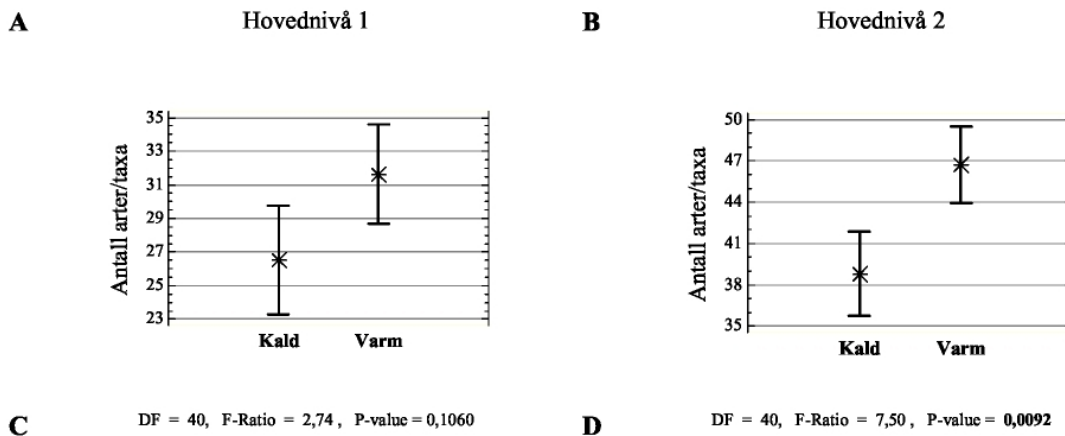
Nye oppfølgende undersøkelser ble gjennomført på hardbunn i 1995 og 1996 etter at anlegget ble utvidet med en ny prosesslinje for Sleipnerkondensat. Det ble registrert store forskjeller mellom disse årene og også i forhold til tidligere undersøkelser spesielt på to av stasjonene. Derfor ble denne undersøkelsen utvidet med ett år for å undersøke hvilke faktorer som forårsaket de store endringene fra tidligere og mellom årene. Det ble her konkludert med at de forskjeller som ble registrert i indekser og artsammensetning fra 1981 og fram til 1997, i stor grad hadde vært styrt av temperaturforholdene i vintermånedene februar/mars (Figur 15). Det ble påvist signifikante sammenhenger mellom indekser

basert på biologiske registreringer og gjennomsnittstemperaturer vinter/vår de respektive årene (**Figur 16**).



Figur 15. En multivariat analyse av månedsmiddeltemperatur for hver av månedene januar til juni.

Artsantall i øvre og nedre hovednivå



Figur 16. Gjennomsnitt artsantall pr. stasjon i "normalt-kalde" og "varme" år for hvert hovednivå over perioden 1981-1997. Fjæra ble inndelt i to nivå, et øvre hovednivå 1 og et nedre hovednivå 2.

Forskjellen mellom stasjonene i nærområdet til utslippene og de ytre referansestasjonene ga ingen entydig forskjell som kunne tilskrives driften av anlegget.

Undersøkelser fra 2002-2003

Hardbunn

Det ble også foretatt hardbunnundersøkelser i 2002 og 2003. I tillegg til ramme- og dykkeregistreringer ble det satt ut temperaturloggere på fire dykkerstasjoner som logget sjøtemperaturen på 2m dyp fra 2002 til 2003. Det ble funnet signifikante, men små forskjeller i temperatur mellom de fire stasjonene (Walday et al. 2004). Videre ble det konkludert at stasjonen nærmest Kårstø i vår-/sommerperioden kan ha hatt forhøyet sjøtemperatur forårsaket av kjølevannet. Det ble antatt at de små forskjeller i temperatur som ble funnet mellom de undersøkte stasjonene, var av underordnet og marginal betydning. I fjæra og øvre sjøsonen var det for det meste små endringer i artsantall, diversitet og artssammensetning av alger og dyr, sammenliknet med undersøkelsene i 1995-1997. Under fjæra, i sjøsonen ble det funnet større endringer i diversitet og artssammensetning og dette hadde to hovedårsaker: a) store forekomster av den introduserte, buskformede rødalgen japansk

sjølyng, og b) økt partikkelbelastning på stasjon 30 nærmest Kårstøanlegget, grunnet de store utfyllingene i sjøen mellom anlegget og stasjonen i slutten av 1990-årene. De biologiske forskjeller som ble funnet mellom stasjonene utenfor Kårstø, kan ikke knyttes til utslippene av kjølevann fra anlegget, men forklares ut fra andre lokale eller naturgifte forhold. Videre ble det konkludert med at introduksjonen av japansk sjølyng til Kårstøområdet kunne ha sammenheng med skipstrafikken til Kårstøterminalen. Kun noen få eksemplarer av arten ble funnet og fotografert under den foregående hardbunnsundersøkelsen i 1995-1996.

Miljøgifter i organismer

I 2002 ble det også satt ut blåskjell og passive prøvetakere (SPMDer og DGTer) på rigger utenfor utslippsledningen fra renseanlegget på Kårstø. Prøvene viste ingen tegn til akkumulering av metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn) eller PAH i forhold til skjell og prøvetakere satt ut samtidig på en referansestasjon på Boknaflæet – vest for Frekasundet. Ifølge SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann ble samtlige skjellprøver og vannmassene klassifisert som ”lite/ubetydelig” forurenset av metaller og PAH. Vannmassenes innhold av PAH synes å være på nivå med hva som er funnet i enkelte andre fjordområder med moderat båttrafikk.

TBT (tri-butyll-tinn) et stoff som inntil nylig ble benyttet i bunnsmurning på større skip, men som har den effekt at det ødelegger forplantningsevnen til bl.a. snegler. Purpursnegl benyttes som en indikatororganisme for denne miljøgiften. Undersøkelser fra Kårstø i 2002 viste at samtlige undersøkte purpursnegl i Kårstøområdet hadde utviklet imposex og det ble funnet sterile hunner på stasjonen nærmest terminalen. Nivåene av TBT i sneglene indikerte at stoffet hadde vært tilstede i sjøen rundt Kårstø ”i de senere år”, men at konsentrasjonene ikke var høyere enn det som har vært funnet i snegl fra for eksempel Færder fyr. Stasjonene i nærområdet til terminalen var signifikant mer påvirket enn de to stasjonene i referanseområdet.

Undersøkelser i 2007

Alle undersøkelser frem til og med 2003 er blitt foretatt med sammenlignbar metodikk. Den siste undersøkelsen (Myhre et al. 2007) ble foretatt med en metodikk som til dels har umuliggjort sammenligning med tidligere undersøkelser og vi har derfor valgt ikke å vurdere disse resultatene i denne sammenheng.

3.5.3 Samlet vurdering av biologiske forhold

I området ved Kårstø er det ikke konstatert konstante overtemperaturer. Temperaturene varierer svært mye, både i utstrekning og amplitude (Eidnes, 1994). Grunnområdene er også relativt hyppig utsatt for naturlige temperaturfluktuasjoner, f.eks. vinddrevet oppstrømming av dypere kaldere vann (upwelling). Viktig for de fastsittende organismesamfunnene er hvor hyppig og langvarige slike fluktuasjoner er. Organismesamfunnene på Kårstø blir også utsatt for kortere eller lengre perioder med kjølevann med en viss overtemperatur.

Mangelen på biologiske forskjeller mellom nærområdet til utslippene og ytre referanseområder viser at eventuelle responser av kjølevannet ligger innenfor den naturlige årsvariasjonen. Det er det naturlige temperaturregimet på vinteren og våren, som i størst grad har forårsaket de endringer og forskjeller mellom årene som er observert i Kårstøområdet. Endringer som ikke helt kan forklares ut fra naturlige svingninger i miljøforholdene, og som kan være effekter av overtemperatur fra utslippet, har vært observert i nærområdet, men de er små og ikke konsekvente. Det har derfor ikke vært mulig å koble disse direkte til driften av anlegget ved Kårstø.

Undersøkelser av akkumulering av tungmetaller og PAH i organismer ble heller ikke funnet å være noe forskjellig fra områder med moderat båttrafikk. Derimot viste undersøkelsene av TBT i purpursnegl at samtlige undersøkte purpursnegl i Kårstøområdet hadde utviklet imposex og det ble funnet sterile hunner på stasjonen nærmest terminalen. Stasjonene i nærområdet til terminalen var

signifikant mer påvirket enn de to stasjonene i fjernområdet. Nivåene av TBT i sneglene viste at stoffet hadde vært tilstede i sjøen rundt Kårstø over flere år og at konsentrasjonene ikke var høyere enn det som er funnet i snegl fra for eksempel Færder fyr. Vannkvaliteten var i hht. SFTs kriteriesett for vannkvalitet "lite til ubetydelig" forurenset.

4. Hydrografi/strømmålinger i 2008

I samband med foreliggende prosjekt og med henvisning til manglene i eksisterende datamateriale for resipienten, ble det enighet om å utføre nye hydrografiske målinger, så langt tiden tillot det. I juni 2008 ble det derfor igangsatt et feltprogram som bestod av strømmåling på Falkeidflæet, logging av temperatur og salinitet i 70 m og 100 m dyp ved kjølevannsinntaket ved Haugsneset, samt supplerende vertikalprofiler for hydrografi ved Haugsneset og på Falkeidflæet.

4.1 Temperaturlogging ved kjølevannsinntaket

Eksisterende sjøvannsinntak er ved Haugsneset øst for terminalområdet, på ca 70 m dyp. Nytt inntak av kjølevann kan også bli lokalisert der, på minst 70 m dyp, evt. dypere hvis dette kan innebære en fordel temperaturmessig etc. Det var derfor hensiktsmessig å velge 70 m dyp som referanse, og så 100 m som et mulig dypere alternativ.

4.1.1 Metodikk

Det ble benyttet små lette (1-2 kg) batteridrevne loggere (**Figur 17**) av merke RMB med internt dataminne, opphengt i tau. Målerne registrerte sjøens temperatur og konduktivitet (som kan omregnes til salinitet).

Måling foregikk samtidig i 70 m og 100 m dyp øst for Haugsneset (**Figur 18**). Måleintervallet var satt til 30 minutter. Selve måleriggen var festet til forankringen og en bøye på overflaten, men loggerne var festet på det vertikale tauet på respektive dyp.

Små oppdriftskuler sørget for å løfte loggerne opp og klar av bunnen.

Målingene startet 13. juni 2008, og vil pågå til våren/sommeren 2009.



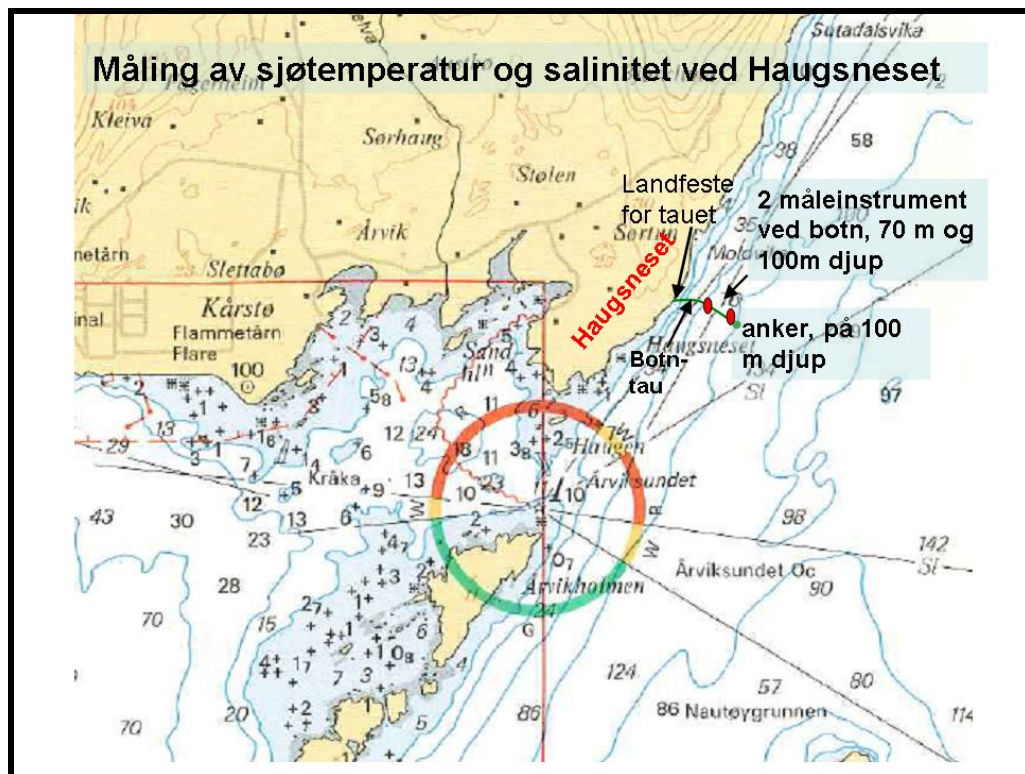
Figur 17. Temperaturloggerne av merke RBR ble benyttet til målingene ved Haugsneset.

4.1.2 Måleresultat

Vi har så langt presentert resultater fra perioden fra 13. juni 2008 og fram til opptak av loggerne 18. september. Resultat av dette er vist i **Figur 19**.

Verdiene i 70 m dyp ligger som forventet generelt sett noe høyere enn i 100 m dyp. I begynnelsen er det knapt noen forskjell. Men fra juli og utover er det en klart økende differanse mellom de to måledypene, og i september er denne forskjellen over 3 °C i perioder. Dette indikerer nivået på den temperatursenkningen en tidvis kan oppnå ved å øke inntaksdypet fra 70 til 100 m.

Korttidsvariasjonene avtar også med økende dyp, men er fortsatt tydelige i 100 m dyp, med svingninger på 3-4 grader eller mer over perioder på noen dager. Dette gjelder begge måledyp, men er mest markert i 70 m.



Figur 18. Plassering av de to temperaturloggerne ved Haugsneset. Vertikalprofiler ble tatt både ved Haugsneset og inne på Falkeidflæet, vest for Årvikholmen.

Det fremgår at temperaturen i 70m var over 15 °C, og i 100m over 12,5 °C på det høyeste.

Perioden på disse svingningene synes å være på 6-7 dager, sannsynligvis er de drevet av langperiodiske komponenter i tidevannet, men kan også skyldes bølgefenomener ute i Nordsjøen (f.eks. Kelvinbølger).

4.2 Hydrografiske profiler

4.2.1 Metodikk

Til vertikalprofileringene benyttet vi nedsenkbare målesonder av type Seabird SBE-19 og SAIV SD204, begge med internt dataminne og sensorer for temperatur, salinitet (konduktivitet) og dyp (trykk). Slike målinger ble kun utført på dager med pågående feltarbeid i samband med utsetting av strømmåler etc. Det er så langt målt profiler den 13. juni, 7. august, 25. september og 12. desember 2008.

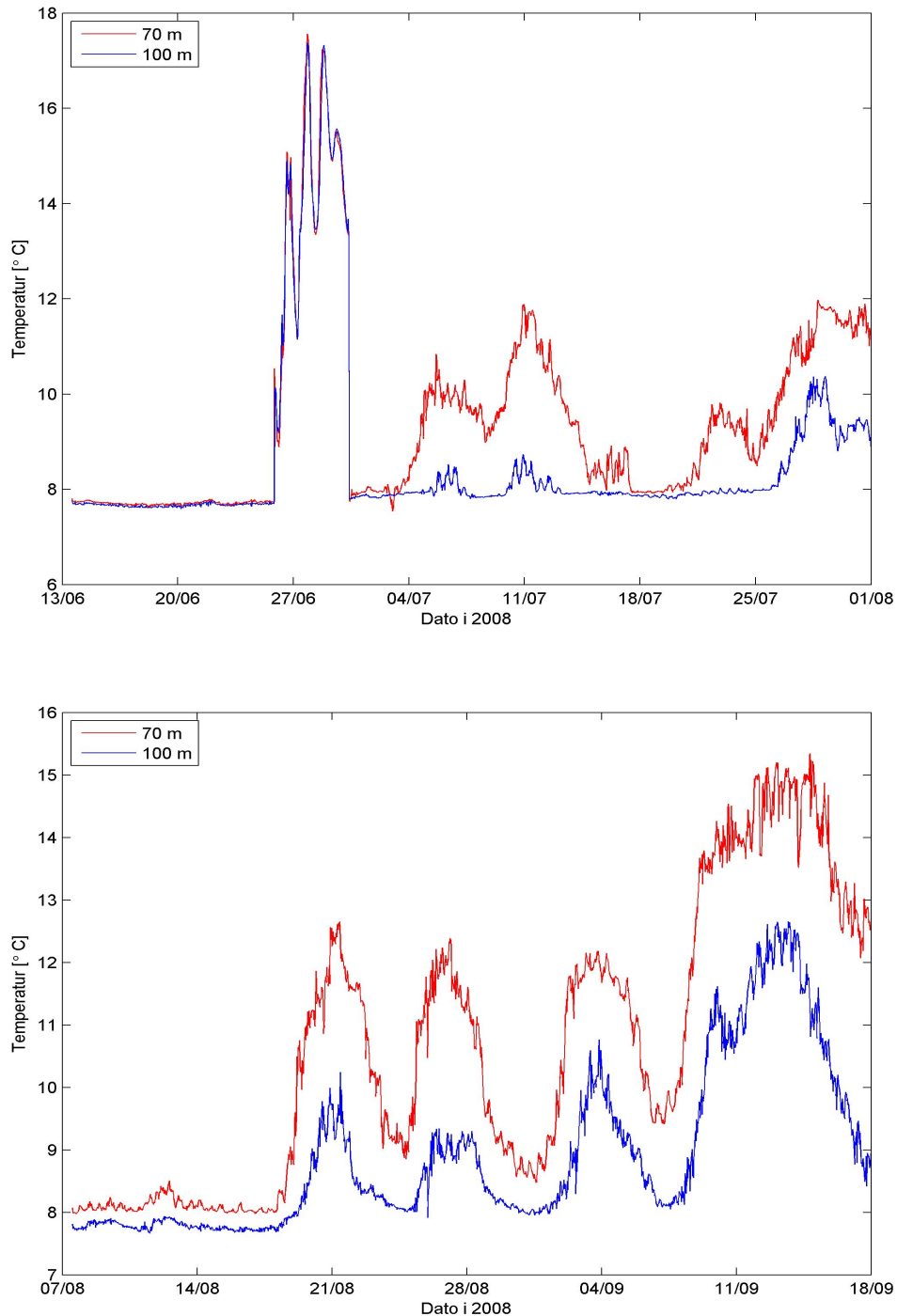
4.2.2 Måleresultat

Figur 20 viser vertikalprofiler på Falkeidflæet (nær tiltenkt nytt utslippspunkt) og ved Haugsneset på aktuelle datoer. Første figur med data fra 13. juni har med målinger fra begge sondene fra Falkeidflæet, og det framgår god overensstemmelse mellom disse. Et tydelig hydrografisk skille lå rundt 18 m dyp, mellom et sjiktet lag over, og homogent vann nedover mot bunn.

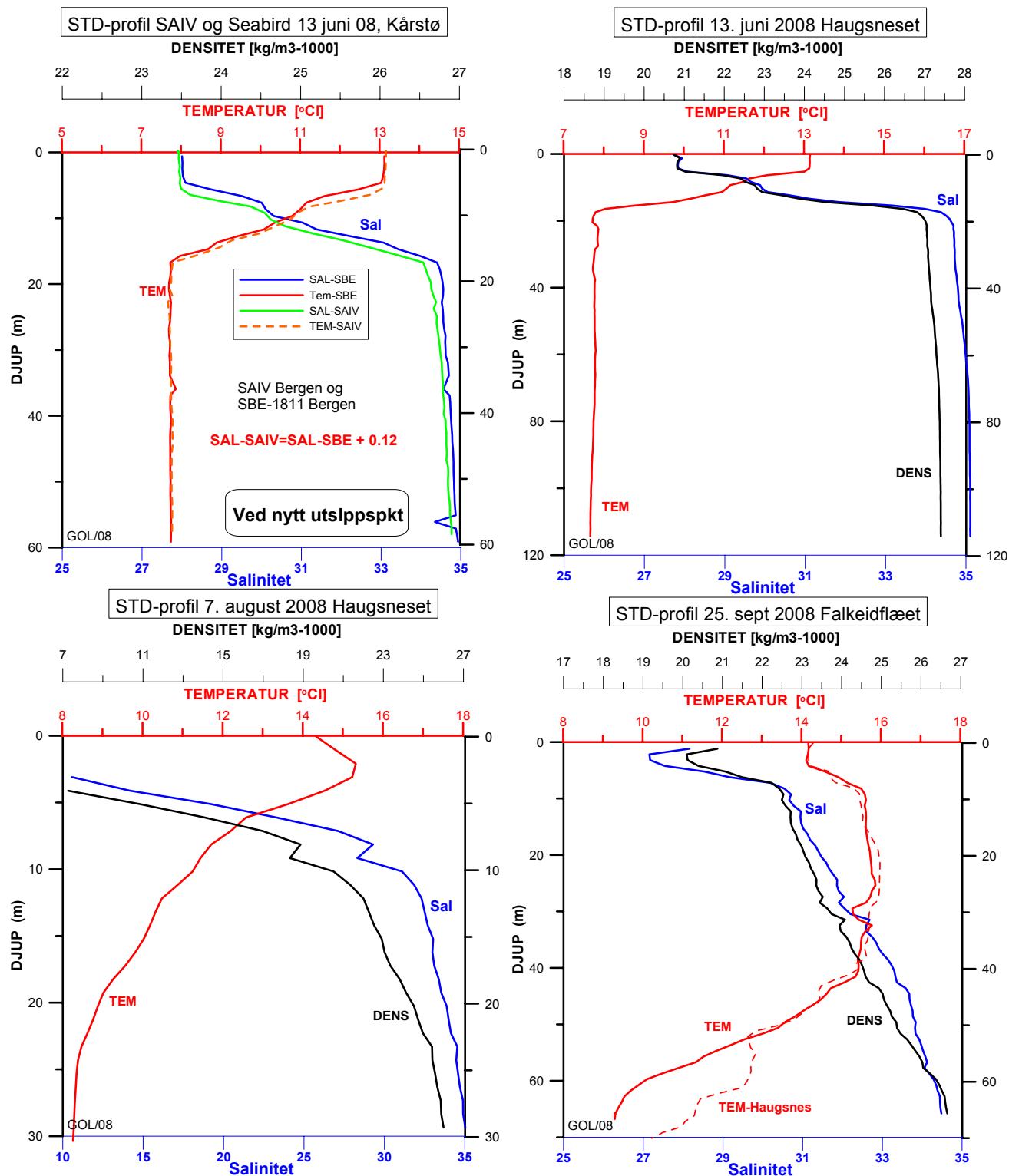
Målingene ved Haugsneset fremstilt i samme figur, har de samme trekkene som på Falkeidflæet på sammenlignbare dyp. Den homogene vannmassen i juni strakte seg helt til bunn på ca 120 m. Temperaturen der lå på knapt 8 °C, og saliniteten litt i overkant av 35. Ved dette tidspunktet i juni var

det m.a.o. liten forskjell mellom temperaturen i 70 m og 100 m dyp, noe som også harmonerer godt med målingene fra loggerne i disse dypene.

Målingene 7. august ble avbrutt i 30 m dyp p.g.a. batterisvikt i sonden. I øvre lag var det tydelig brakkvannspåvirkning på det tidspunktet.



Figur 19. Målt temperatur i 70 m og 100 m dyp for de to første måleperiodene ved Haugsneset. Avvikene i perioden 25. juni – 3. juli skyltes at loggerne da ble tatt på land.

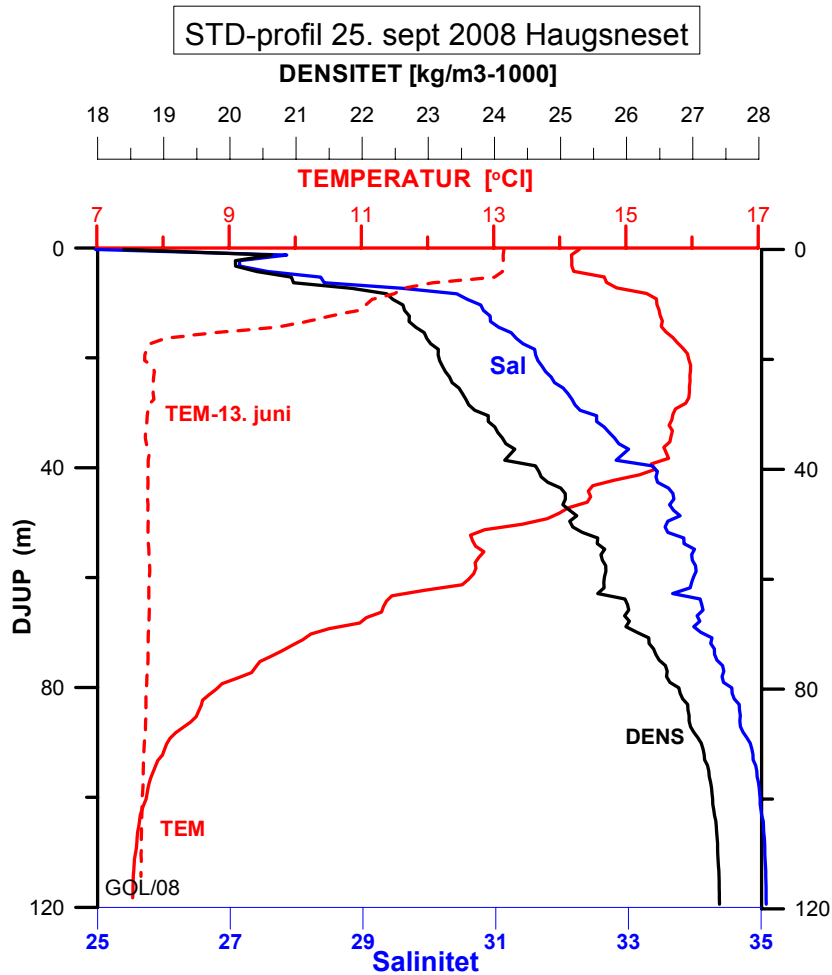


Figur 20. Hydrografiske profiler fra 13 juni, 7. august og 25. september 2008.

Målingene 25. september på Falkeidflæet i samme figur (**Figur 20**), viser at det nå var inntrådt tydelig oppvarming i sjøen ned til ca 40 m. Derfra avtok verdiene til ca 9 °C nær bunn.

Temperaturen samtidig ved Hausneset er tatt med i samme plott, og viser samsvar ned til 55 m dyp, og litt varmere vann ved Haugsneset på større dyp.

Figur 21 viser målingene ved Haugneset 25. september. Vannmassene var da markert sjiktet i salinitet (og dermed densitet) ned til 100 m dyp. Temperaturen var økt markert fra juni-målingene (kurven fra juni er plottet, for sammenlikning). De framgår også at nå er det betydelig temperaturforskjell mellom 70 m og 100 m dyp, jevnfør resultatene fra loggerne i disse dypene som viser samme tendens.



Figur 21. Vertikalprofil ved Haugneset 25. september 2008. For sammenlikning har vi også plottet temperaturkurven fra 13. juni

4.3 Strømmålinger

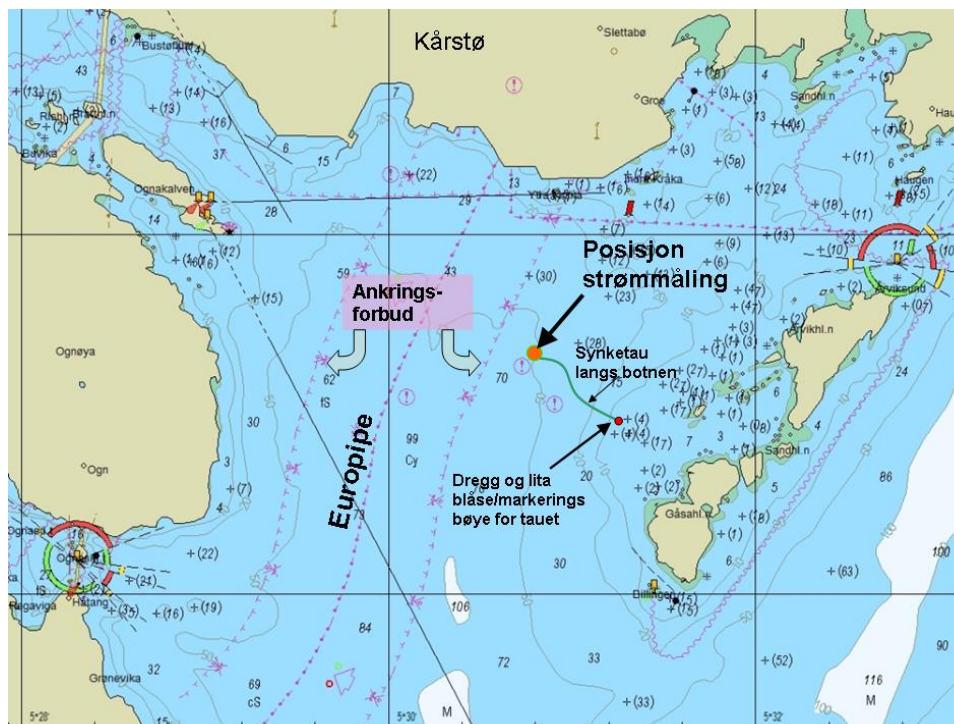
4.3.1 Metodikk

Kartet i **Figur 22** viser plasseringa av måleren og bunntauet som gikk innover mot grunnen vest for Gåsholmen, der tauet var sikret med dregg og ei blåse (for å lette innhenting/opptak).

Første måleperiode varte fra 13. juni til 17. juli 2008. Andre måleperiode varte fra 7. august til 10. september 2008. (3. måleperiode pågår.)

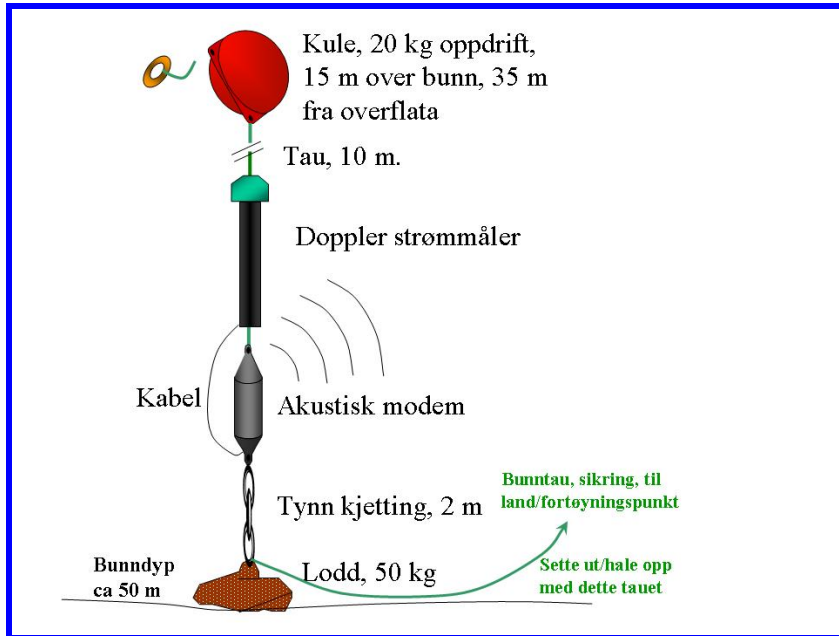
Måleriggen bestod av en Nortek Aquadopp 600 kHz profilerende Doppler strømmåler, samt oppdriftskule, tau/kjetting og et bunnlodd på 50 kg. Måleutstyret var lett (< 5 kg), og nært nøytralt i sjøen. Med oppdrift på 20 kg fikk riggen en vekt på ca. 30 kg i sjøen. **Figur 23** illustrerer rigginga.

Måleren var satt til å logge strømmen i flere måleceller fordelt likt fra like over instrumentet til nær overflata. I første måleperiode var det satt 10 måleceller, målt hvert 15. minutt. I andre periode ble oppløsninga økt til 20 celler, og 10 minutt måleintervall.



Figur 22. Posisjon for plassering av strømmåleren samt markering av synketauet som ble strekt fra måleren og inn mot grunna vest for Gåsholmen. Der ble det lagt ut en dregg og et tau opp til ei lita blåse/bøye i overflata.

Fra loddet ble et bunntau strekt som sikring, fra loddet og inn til ei bøye ved nærmeste grunne, vest for Gåsholmen (se kartet **Figur 22**. Posisjon for plassering av strømmåleren samt markering av synketauet som ble strekt fra måleren og inn mot grunna vest for Gåsholmen. Der ble det lagt ut en dregg og et tau opp til ei lita blåse/bøye i overflata). Med dette tauet kunne en sette ut riggen, som ble forankra på 45-50 m djup, for senere å hale opp riggen igjen.



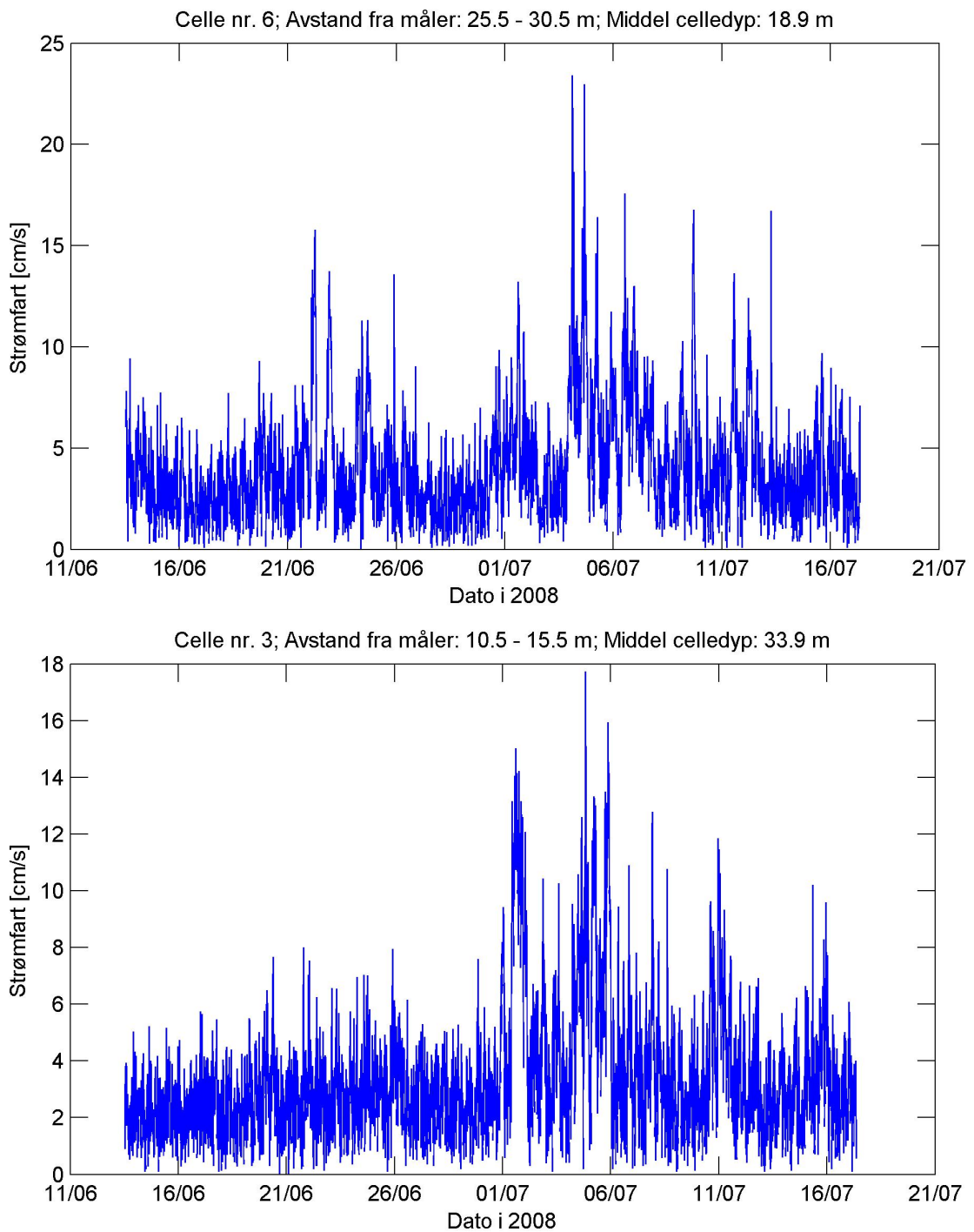
)
Figur 23. Måleriggen for strøm. Riggen ble klargjort i båten, og firt ned med ekstra tau festa i loddet.

Vi presenterer i det følgende kapitlet, kortfattet resultatene fra 1. og 2. måleperiode, for utvalgte måleceller.

4.3.2 Måleresultat

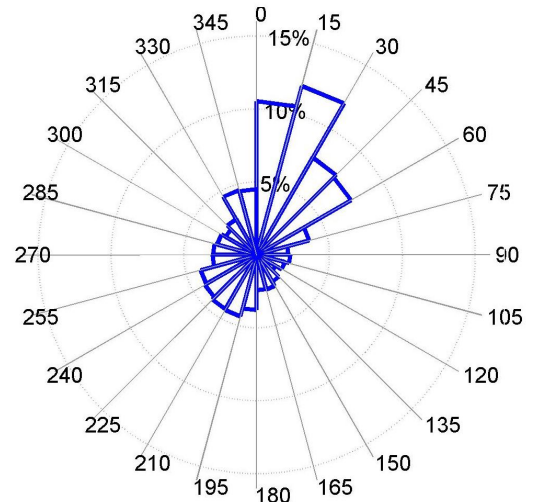
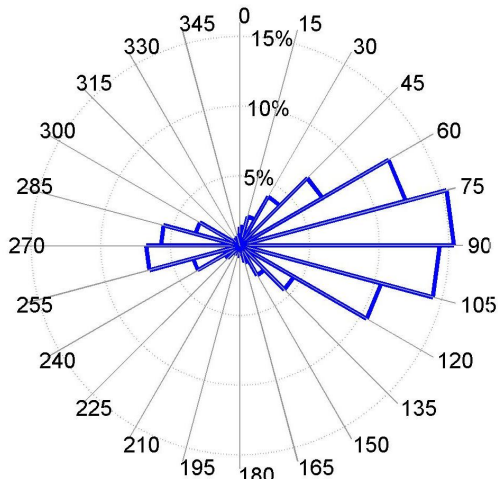
1. periode

Figur 24 viser målt strømhastighet i 19 og 34 m dyp, for 1. måleperiode 13.juni-17.juli. Maksimal strømfart var 23 cm/s i 19 m dyp og 18 cm/s i 34 m dyp, og middelverdiene lå rundt hhv. 4 og 3 cm/s, og der var tidvis tilnærmet strømstille. Strømretningen var i hovedsak rettet mot nordøst, med en sekundær retning mot sørvest (**Figur 25**). Dette gjaldt dyp fra ca 10 m og nedover; i øvre lag var retningsfordelingen mer øst-vest, sannsynligvis i større grad påvirket av vindforholdene enn av bunntopografien som bestemmer retningen dypere nede.

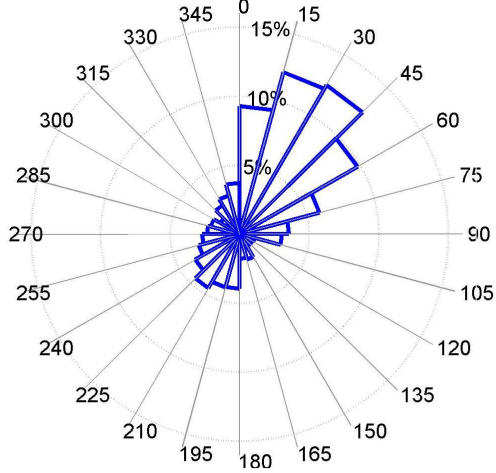


Figur 24. Målt strømhastighet (cm/s) i 1. måleperiode, i Celle 6 (ca 19 m dyp) og Celle 3 (ca 34 m dyp).

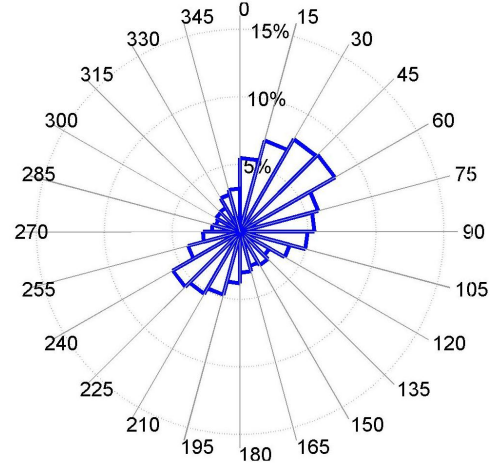
Celle nr. 8; Avstand fra måler: 35.5 - 40.5 m; Middel celledyp: 8.9 m
Celle nr. 2; Avstand fra måler: 5.5 - 10.5 m; Middel celledyp: 38.9 m



Celle nr. 4; Avstand fra måler: 15.5 - 20.5 m; Middel celledyp: 28.9 m



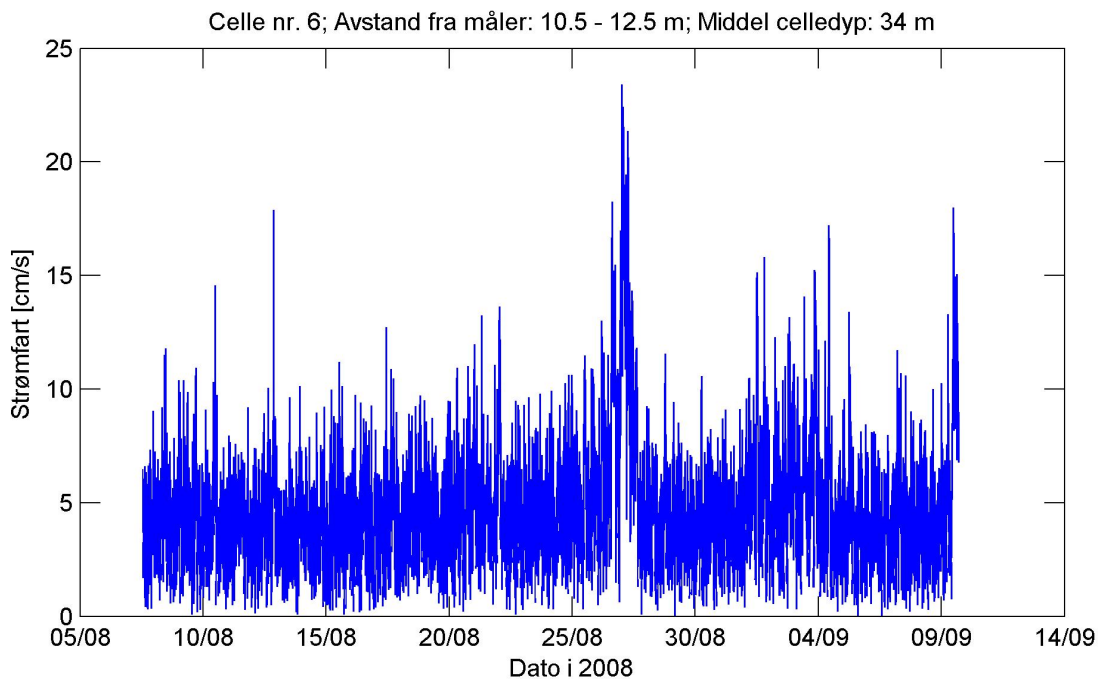
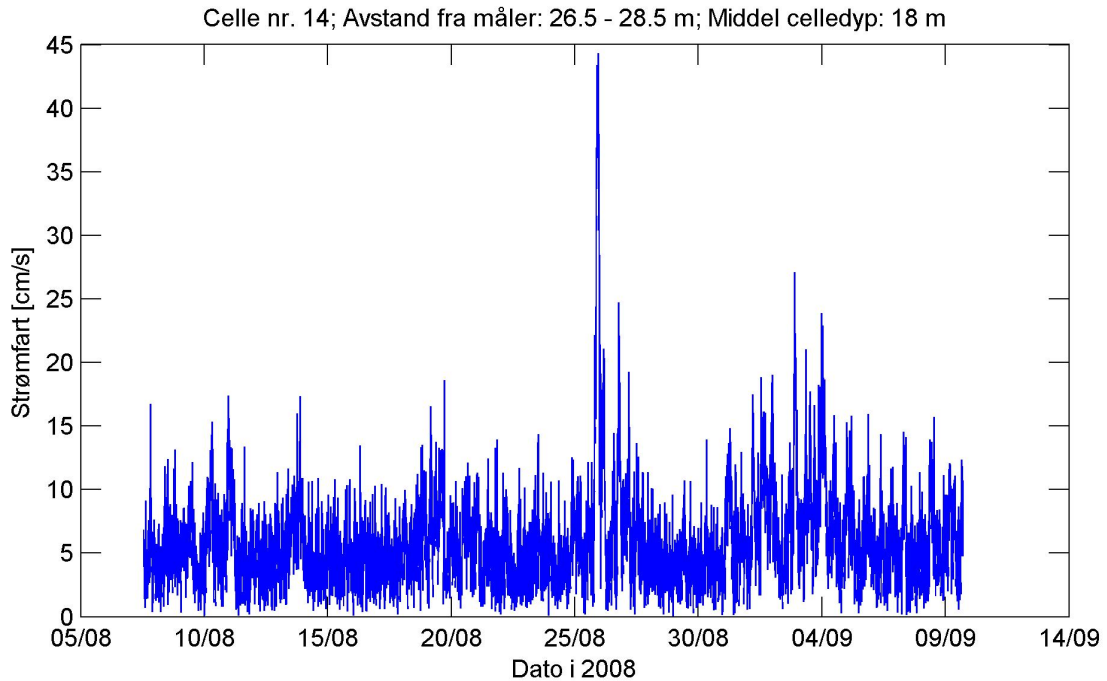
Celle nr. 6; Avstand fra måler: 25.5 - 30.5 m; Middel celledyp: 18.9 m



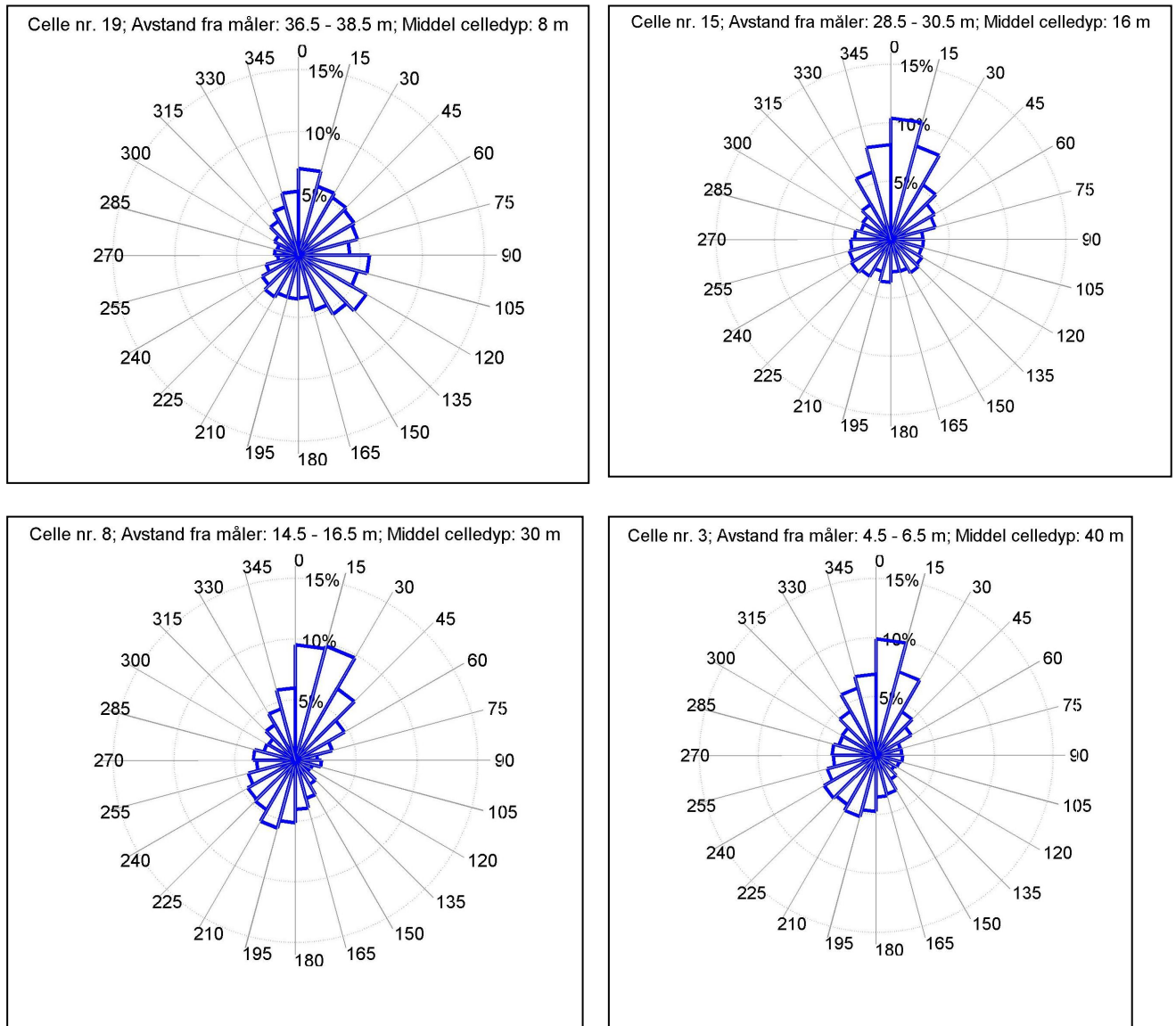
Figur 25. Strømroser for fire måledyp, fordelt fra 9 m til 39 m dyp, for første måleperiode.

2. periode

Utvalgte data fra 2. måleperiode 7.august-10.september er vist i **Figur 26** (strømhastighet) og i **Figur 27** (strømroser). Tidsseriene for strømfart i 18 og 34 m viser ganske konstante og moderate/lave verdier (< 20 cm/s) det meste av tiden. Den 27. august var det en episode med kraftig strøm i begge dyp, hhv. 45 m/s i 18 m og 24 cm/s i 34 m. Strømretningen var, som i første måleperiode, rettet nordøst/sørvest, med mest innslag av strøm med retning mot nordøst. I overflaten var bildet mer uryddig, som sist, men fortsatt med overvekt av østgående (nordøst- sørøst) strøm (**Figur 27**).



Figur 26. Målt strømhastighet (cm/s) i 18 og 34 m dyp, 2. måleperiode.



Figur 27. Strømroser for fire utvalgte dyp fra 2. måleperiode.

Strømmålingene vil fortsette til sommeren 2009, og vil bli fullstendig rapportert da.

5. Modellering av kjølevannsutslipp

5.1 Utslippsscenarioer

Utgangspunkt for modelleringene er at utslippet av kjølevann føres ut på Falkeidflæet gjennom egen tunnel eller eget rør. Reinertsen (2008) har gjort vurderinger for et helt nytt inntak og utslipp med tunneler med 5.6 m diameter (25 m² tverrsnitt) og som har som har kapasitet på i alle fall 30 000 m³/time.

Med såpass begrensede vannmengder (under 25 000 m³/time) som er grunnlaget for foreliggende vurderinger, gir en så stor tunnelåpning dårlige blandings/fortynningsforhold i resipienten. Dette fordi utgangshastigheten blir svært lav og at effekter som at sjøvann kan trenge inn i åpningen og påvirke prosessene. Vi har derfor valgt å gjøre simuleringer både for den foreslåtte diameteren på 5,6 m, og for en mindre diameter på 2,75 m som lå til grunn for de forrige beregningene (Sundfjord et al. 2008).

Sjøvannskjølesystemet for fangstanlegget skal designes for 30 000 m³/time. Bruk av eksisterende kjølevann fra eksisterende sjøvannspit sammen med brukt kjølevann fra Naturkraft har vært diskutert, men er ikke med i foreliggende vurderinger.

Til grunn for modellberegningene er benyttet utslippstall som representerer ytterpunktene for kjølevannsmengder oppgitt av leverandørene. Utslipptallene benyttet kommer fra FEED-studiene med tilhørende oppdateringer og var hhv. 21 600 m³/time og 24 300 m³/time.

De to ytterpunktene representerer liten forskjell i fluks, og det kan forventes kun marginale forskjeller i fortynning og spredning for de to. Vi har derfor valgt å gjøre simuleringene litt forskjellig, d.v.s. med en tynnere utslippsdiameter (2,75 m), og med en foreslått diameter på 5,6 m, for å se på hva effekter også diameteren har på fortynning/spredning.

Utslippspunktet er ikke eksakt bestemt, men Reinertsen har lagt til grunn at det må ligge på minst 30 m dyp, sør eller sørøst for terminalområdet. Aktuelt område er der hvor strømmålingene i 2008 utføres eventuelt noe nærmere land. Utslipp i 30 m dyp er litt grunnere enn det NIVA (Sundfjord et al. 2008) anbefalte i sin foreløpige studie, som var basert på litt andre utslippstall. Vi har her likevel valgt å simulere både for 30 m og 40 m utslippsdyp.

5.2 Beskrivelse av utslippsmodellen

Sjøvann som tas på land og varmes opp før det slippes ut igjen i et gitt dyp kan være lettere enn vannet i det dypet det slippes ut i. Det vil da begynne å stige opp mot overflaten samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Sjøvannet har vanligvis stabil sjikting (egenvekten øker mot dypet). Under oppstiging øker densiteten (egenvekten) til blandingen ("plumen" eller skyen) av utslippsvann og sjøvann. I et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet rundt (**Figur 28**). Blandingsvannmassen har da ikke lenger noen positiv oppdrift, men dens vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at den stiger noe forbi dette likevektsdypet for så å synke tilbake og innlagres.

Dersom sjiktingen i sjøvannet er svak eller utslippsvannet har lav densitet i utgangspunktet, kan skyen trenge helt opp til overflaten. Slik svak sjikting forekommer oftest i vinterhalvåret, og det forekommer også ved Kårstø. Det er da gjerne høy overflatesalinitet på grunn av mindre ferskvannstilførsel til fjordene samtidig som overflatevannet avgir varme til luften over og kjøles ned. Begge disse faktorene bidrar til økt densitet av sjøvannet i overflatelaget. I tillegg er det hyppigere episoder med sterk vind om vinteren, som sørger for effektiv vertikal blanding av vannsøylen.

Dersom kjølevannet hentes fra stort dyp med høy salinitet kan det selv etter oppvarming (Delta-T i anlegget) ha større densitet enn omgivende vann i utslippsdypet. Det vil da synke nedover inntil det etter utblanding finner et nøytralt likevektsdyp. Dette vil oftest skje i sommerhalvåret, når forskjellen i tetthet mellom ulike dyp er størst.



Figur 28. Illustrasjon av hvordan utslippsvann med lav egenvekt kan stige oppover, fortynnes og innlagres.

Beregning av spredning av utslippsskyen, fortynning og eventuelt innlagringsdyp er gjort med den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Det er brukt anbefalte standardverdier for turbulent diffusjonskoeffisient m.m. i alle simuleringene. Nødvendige inngangsdata for modellen er strøm og hydrografi (målt salinitet og temperatur i ulike dyp) i resipienten, og utslippsdata (vannmengde per tidsenhet, temperatur, salinitet, utforming og dyp på utslippspunktet). For å få et godt vurderingsgrunnlag gjøres det simuleringer med hydrografi for ulike årstider/situasjoner.

For forhåndsvurdering av nye utlipp kan optimalt utslippsdyp bestemmes ved å teste med forskjellige utslippsdyp og så vurdere resultatene ut fra kriterier om innlagringsdyp, fortynning, miljøpåvirkning og eventuell kontaminering/kortslutning fra utlipp til sjøvannsinntak.

I resultatene oppgis verdier for gjennomsnittlig fortynning i skyen av utslippsvann. I senter av skyen vil fortynningen være lavere, mens overtemperaturene i ytterkant av det påvirkede området vil gå mot null. Ved innlagring eller overflategjennomslag vil fortynning i senter av skyen typisk være 25-40 % lavere enn gjennomsnittsverdiene.

Denne modellen tar ikke hensyn til lokal bunntopografi i resipienten. Dette vil i praksis si at for tilfeller som gir nedsynking så vil vannet følge bunnen utover. Strømmen i sjøen influerer noe på den initiale fortynningsfasen, men er spesielt viktig ved å definere den videre sekundærspredningen, og retningen på influensområdet.

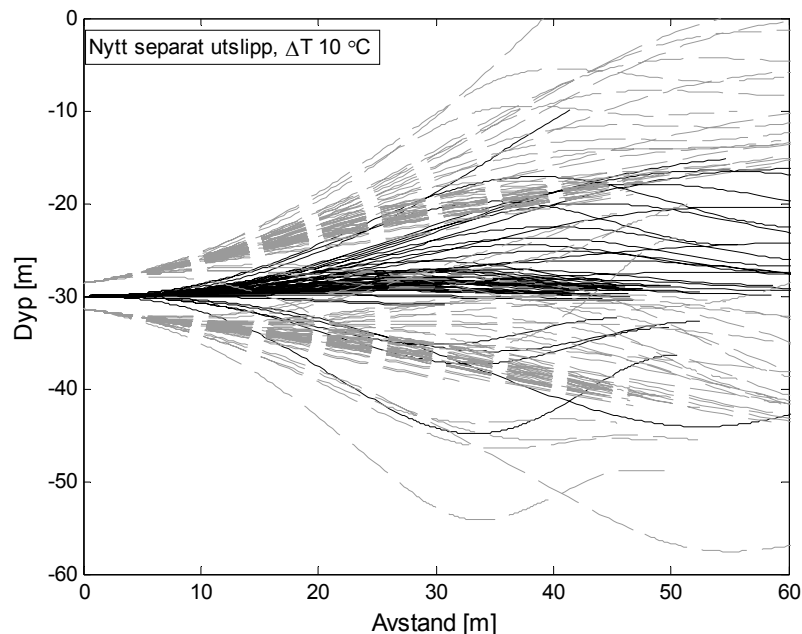
5.3 Inngangsdata for resipienten

I beregningene har vi lagt til grunn måleserien fra 1980-81 (SINTEF/NHL) og serien fra 1987-89. Den siste serien er fra Boknafjorden som kan ha litt annen hydrografisk karakteristikk enn Falkeidflæet. I den første serien har vi gjort en korleksjon ved å ekstrapolere fra dypeste måling på 40 m ned til inntaksdypet på 70 m for å kunne stipulere inntakstemperatur og salinitet. I tillegg har vi lagt inn de nye profilene som er målt sommeren/høsten 2008, slik at databasen teller i alt 53 profiler (situasjoner).

Fra tabell 3.2, 3.3 og 3.4 i MetOcean-rapport for Kårstø (TR2080, StatoilHydro, 2006) har vi ekstrahert verdier for middelstrøm i 5, 15 og 40 m dyp. Middelstrømverdiene for disse dypene er henholdsvis 15.7, 9.1 og 4.0 cm/s. Strømverdiene er interpolert og ekstrapolert til alle nødvendige dyp i modellen.

5.4 Utslipp av 21 600 m³/time

Resultat for simuleringer av utslipp av kjølevann på 21 600 m³/time med overtemperatur 10 °C til 30 m og 2.75m diameter i utslippsrøret, er vist i **Figur 29**. Det vil i følge modellen bli opptrengning til overflaten i 3 av 51 tilfeller (oktober-november).

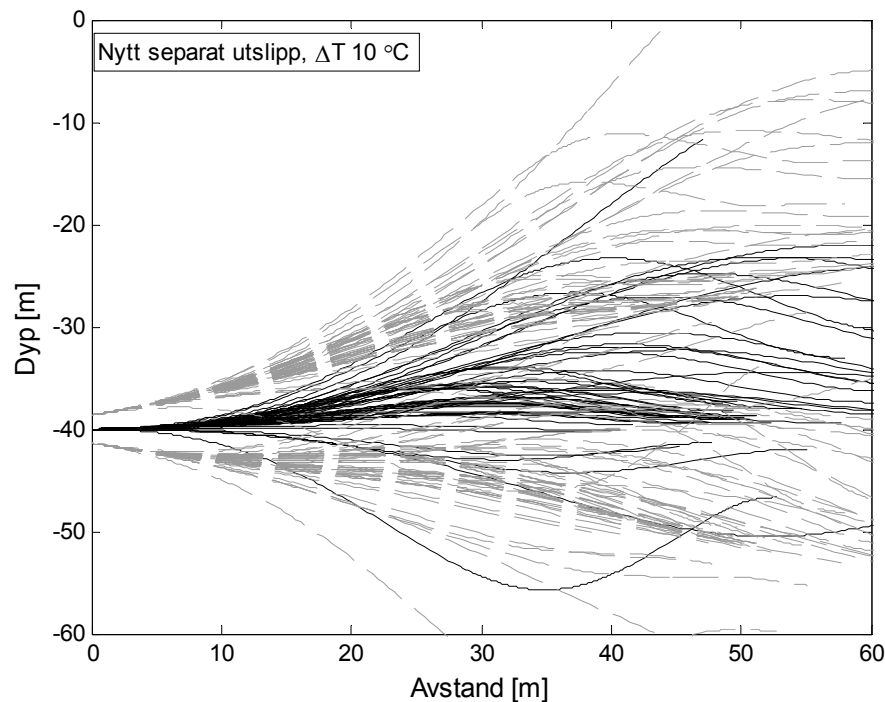


Figur 29. Utslippssplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann (21 600 m³/time) fra CO₂-fangst anlegg til 30 m dyp. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet er ca 30 m, slik at en synkende utslippssky indikerer at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 5. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann (21 600 m³/time) fra CO₂-fangstanlegg, til 30 m dyp, med ΔT 10 °C.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	11	7	16	0,88	0,53	1,46
100	15	8	31	0,73	0,29	1,24
150	17	11	38	0,61	0,27	0,97
200	20	13	39	0,50	0,24	0,78
250	24	16	42	0,43	0,21	0,66
500	43	32	71	0,23	0,11	0,33
1000	89	72	147	0,11	0,05	0,15

Ved utslippsdyp 40 m (**Figur 30**) blir det overflategjennomslag i ett av 51 scenarier (oktober). Overtemperaturen blir noe lavere enn ved utslipp til 30 m, Det er bare i nærsonen (<100 m) at det forekommer overtemperaturer på mer enn 1.0 °C.



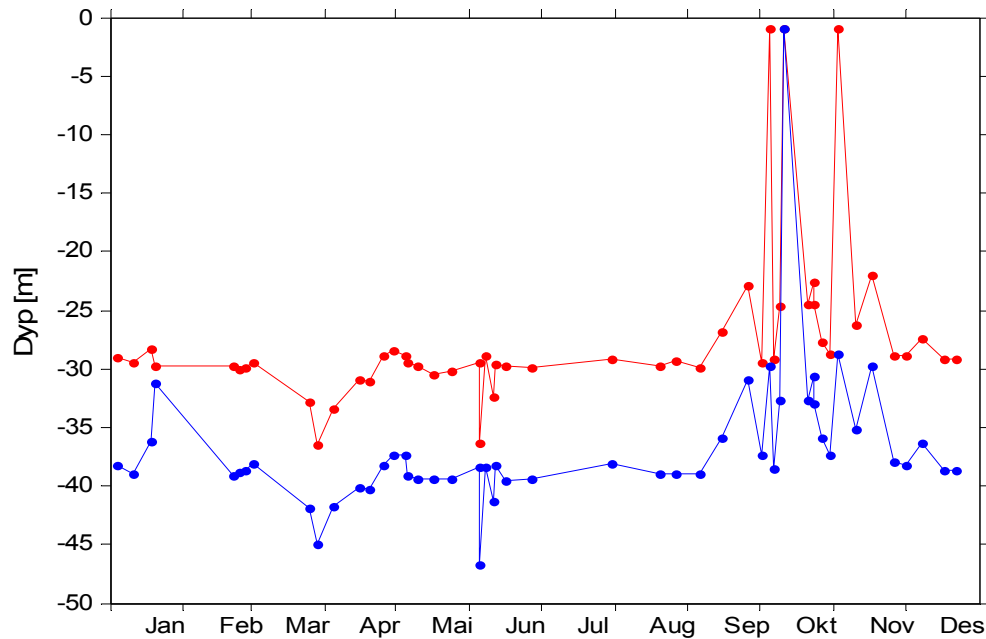
Figur 30. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann på 21 600 m³/time til 40 m dyp. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet er ca 40 m, slik at en synkende utslippssky indikerer at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 6. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann (21 600 m³/time) fra CO₂-fangstanlegg til 40 m dyp, med ΔT 10 °C.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	12	9	21	0,86	0,45	1,14
100	16	10	36	0,67	0,27	0,96
150	19	13	37	0,54	0,26	0,75
200	24	16	43	0,43	0,21	0,59
250	28	19	50	0,36	0,18	0,49
500	53	40	84	0,19	0,09	0,24
1000	113	89	167	0,09	0,04	0,11

Vurdering/oppsummering

Forskjellen i innlagingsforløp mellom utslipp til 30 og 40 m er vist i **Figur 31**. De to scenariene gir i de fleste tilfeller innlagring nær utslippsdypet. I perioden september til november er det stor variabilitet, og overflategjennomslag finner sted oftere for utslippet til 30 m.



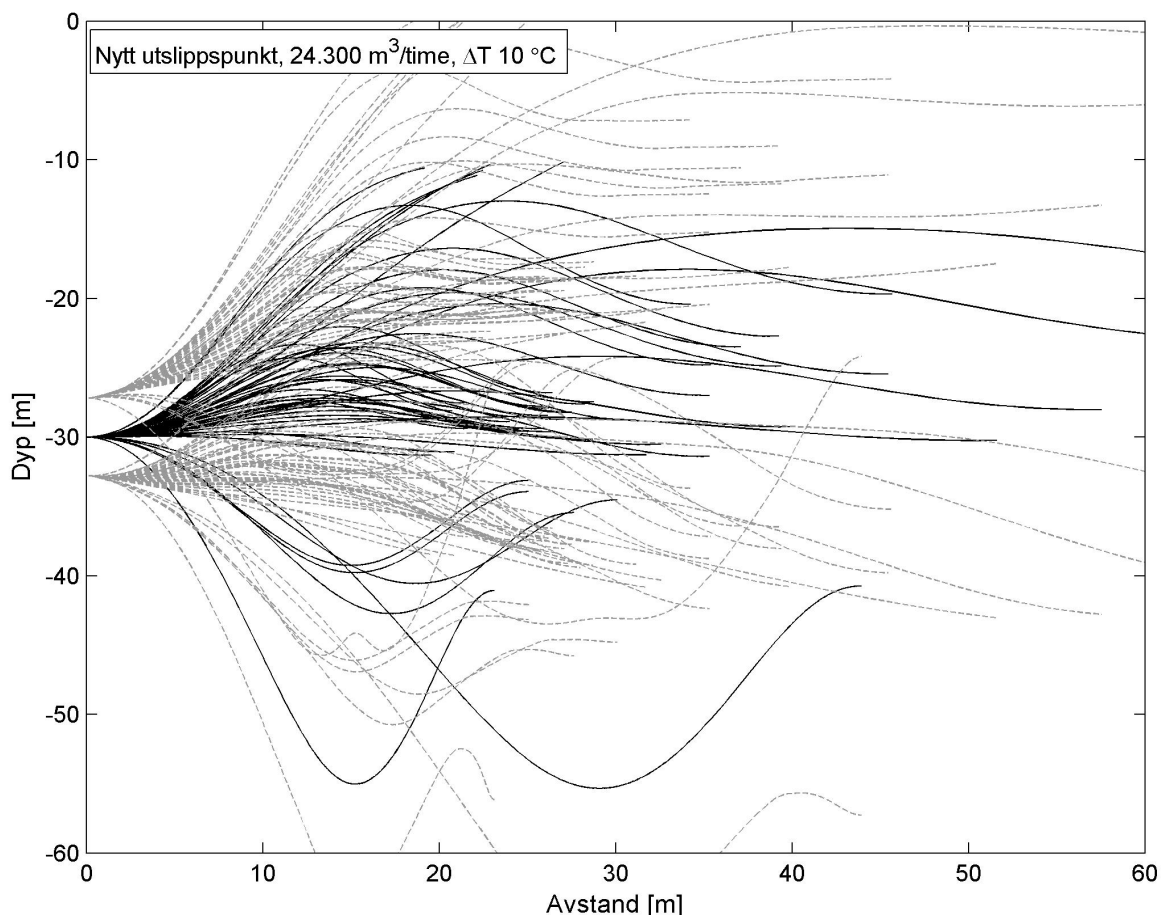
Figur 31. Innlagringsdyp ved ulike årstider for nytt utslipp av kjølevann med ΔT 10 °C. Rød linje viser innlagringsdyp ved utslipp til 30 m, blå linje til 40 m dyp. Gjennomslag til overflaten er vist som dyp 1 m.

5.5 Utslipp av 24 300 m³/t

I rapporten fra Reinertsen er det oppgitt at utslippet skal legges til 30 m dyp, med en tunneldiameter på 5,6 m. Denne relativt store dimensjonen vil gi lave utgangshastigheter for kjølevannet, og risiko for inntrengning av sjøvann i tunnelen. I det følgende presenteres resultater med denne dimensjonen, samt for diameter 2,9 m som vil gi en utgangshastighet på maksimalt 1,0 m/s for en fluks på 24.300 m³/time. Vi har også gjort supplerende simuleringer med svakt skrånende (10 ° nedover) tunnelutløp, for å illustrere effekten av dette. Videre er det gjort simuleringer der utslippet er fordelt på to utløp, hver med diameter 2,1 m som også gir 1,0 m/s utgangshastighet. Det er også gjort nye modellkjøringer til utslippsdyp 40 m, med den anbefalt minste diameteren på 2,9 m.

Utslipp til 30 m dyp med tunneldiameter 5,6 m

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C fra ACC sitt anlegg (24.300 m³/time) til 30 m gjennom en 5,6 m diameter tunnel, vil ifølge modellresultatene (**Figur 32**), gi opptrengning til overflaten i 5 av 53 tilfeller (september-november). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i **Tabell 7**.



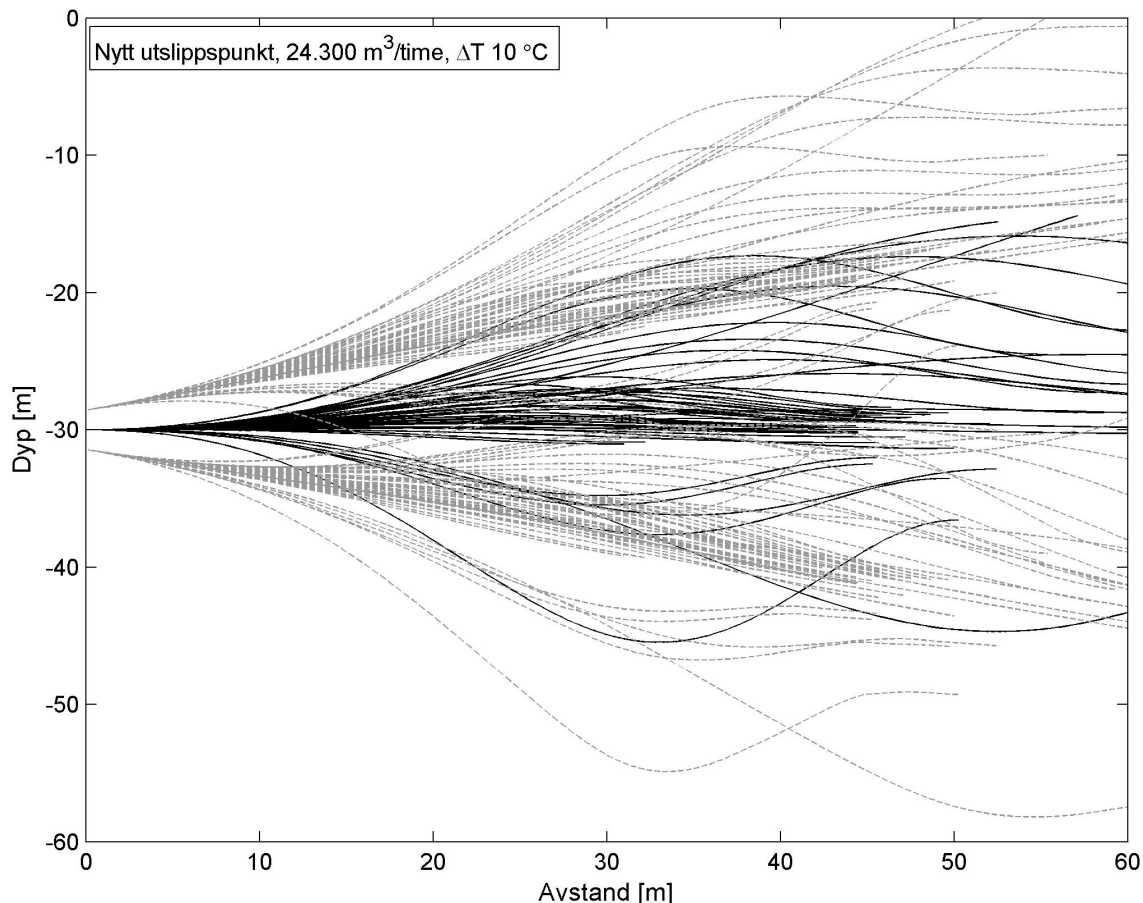
Figur 32. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp med diameter 5,6 m. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippsky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 7. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, med ΔT 10 °C og diameter 5,6 m.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	6,6	3,4	14,4	1,64	0,68	3,00
100	7,9	4,2	25,1	1,39	0,51	2,42
150	9,6	5,5	30,1	1,11	0,42	1,88
200	11,6	6,9	31,9	0,91	0,40	1,50
250	13,6	8,2	35,6	0,77	0,34	1,26
500	24,2	16,6	59,7	0,41	0,18	0,63
1000	49,5	37,2	117	0,20	0,08	0,28

Utslipp til 30 m dyp med tunneldiameter 2,9 m.

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C (24.300 m³/time) til 30 m gjennom en 2,9 m diameter tunnel, vil ifølge modellresultatene (**Figur 33**), gi opptrengning til overflaten i 2 av 53 tilfeller (oktober-november). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i **Tabell 8**.



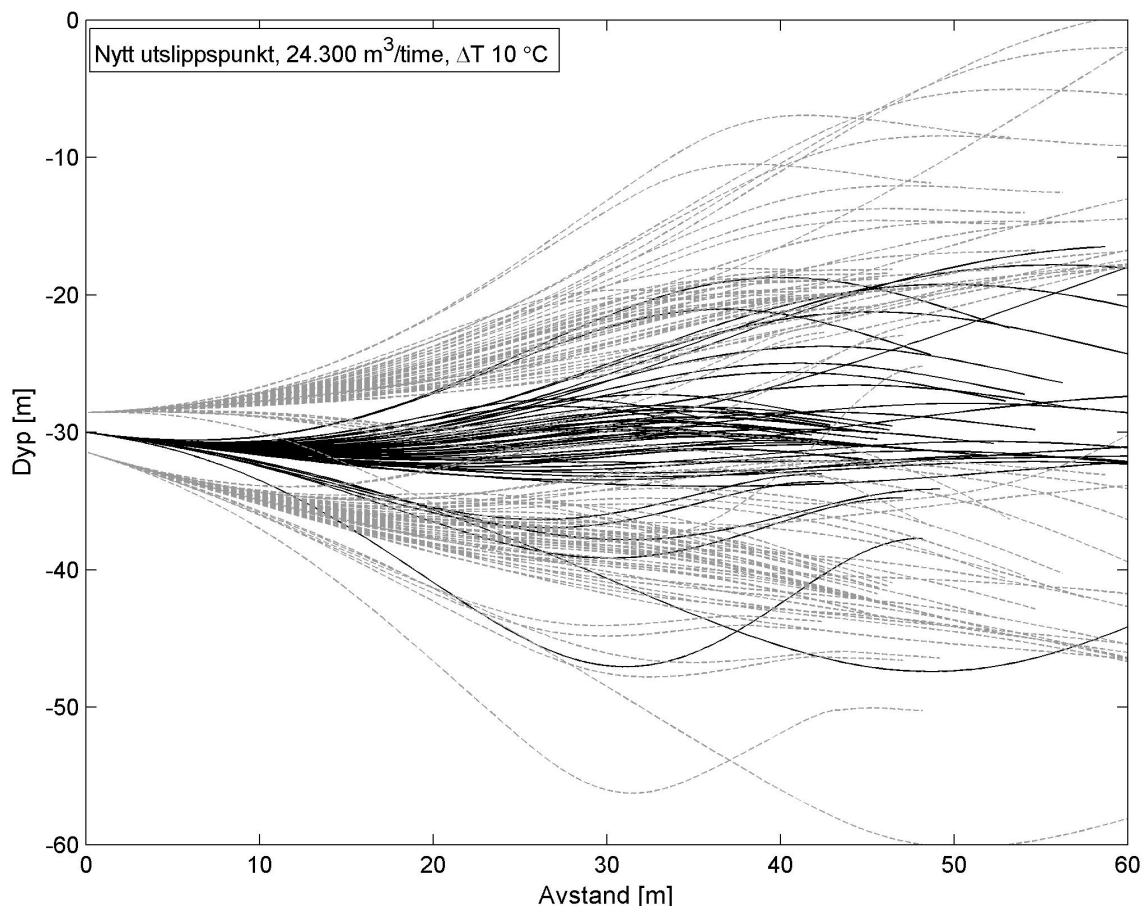
Figur 33. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp med diameter 2,9. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippssky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 8. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, med ΔT 10 °C og diameter 2,9 m.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	10,6	6,8	15,4	0,91	0,42	1,52
100	13,3	8,0	29,5	0,77	0,34	1,29
150	15,4	10,3	30,3	0,64	0,29	1,02
200	18,5	12,8	33,7	0,53	0,23	0,82
250	21,6	15,3	37,8	0,45	0,19	0,69
500	39,6	30,5	60,8	0,24	0,10	0,35
1000	82,7	67,8	112	0,12	0,05	0,16

Utslipp til 30 m dyp med tunneldiameter 2,9 m og helningsvinkel 10 °.

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C (24.300 m³/time) til 30 m gjennom en 2,9 m diameter tunnel, vil ifølge modellresultatene (**Figur 34**), gi opptrengning til overflaten i 2 av 53 tilfeller (oktober-november). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i **Tabell 9**. Fortynningen er bare marginalt bedre enn ved horisontalt tunnelutløp.



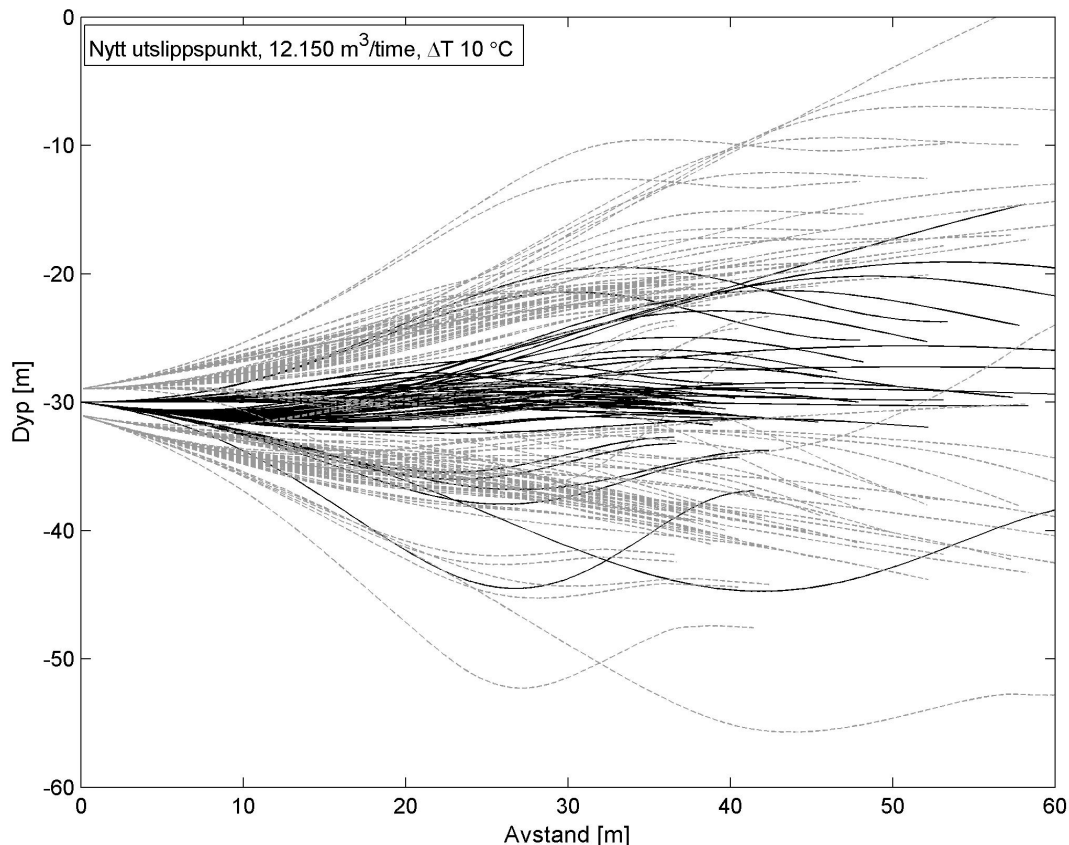
Figur 34. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, diameter 2,9 og helningsvinkel 10 °. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippssky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 9. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, med ΔT 10 °C, diameter 2,9 m og helningsvinkel 10 °.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	10,4	7,6	14,4	0,92	0,46	1,32
100	13,0	9,0	23,4	0,78	0,30	1,12
150	15,2	11,6	25,8	0,65	0,29	0,88
200	18,2	14,3	28,5	0,54	0,24	0,73
250	21,2	16,9	32,4	0,46	0,20	0,62
500	39,4	32,8	56,5	0,24	0,10	0,32
1000	83,5	71,9	121	0,11	0,05	0,14

Utslipp til 30 m dyp gjennom to utløp med tunneldiameter 2,1 m.

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C (24.300 m³/time) til 30 m gjennom en 2,1 m diameter tunnel, vil ifølge modellresultatene (**Figur 35**), gi opptrengning til overflaten i 1 av 53 tilfeller (oktober). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i **Tabell 10**. Det er større fortynning og lavere overtemperaturer enn for et samlet utslipp. Hvis de to tunnelutgangene legges med noen titalls meter innbyrdes avstand vil den totale overtemperaturen bli lavere enn ved ett samlet utslipp, også ved strømforhold som gjør at utslippsskyene møtes.



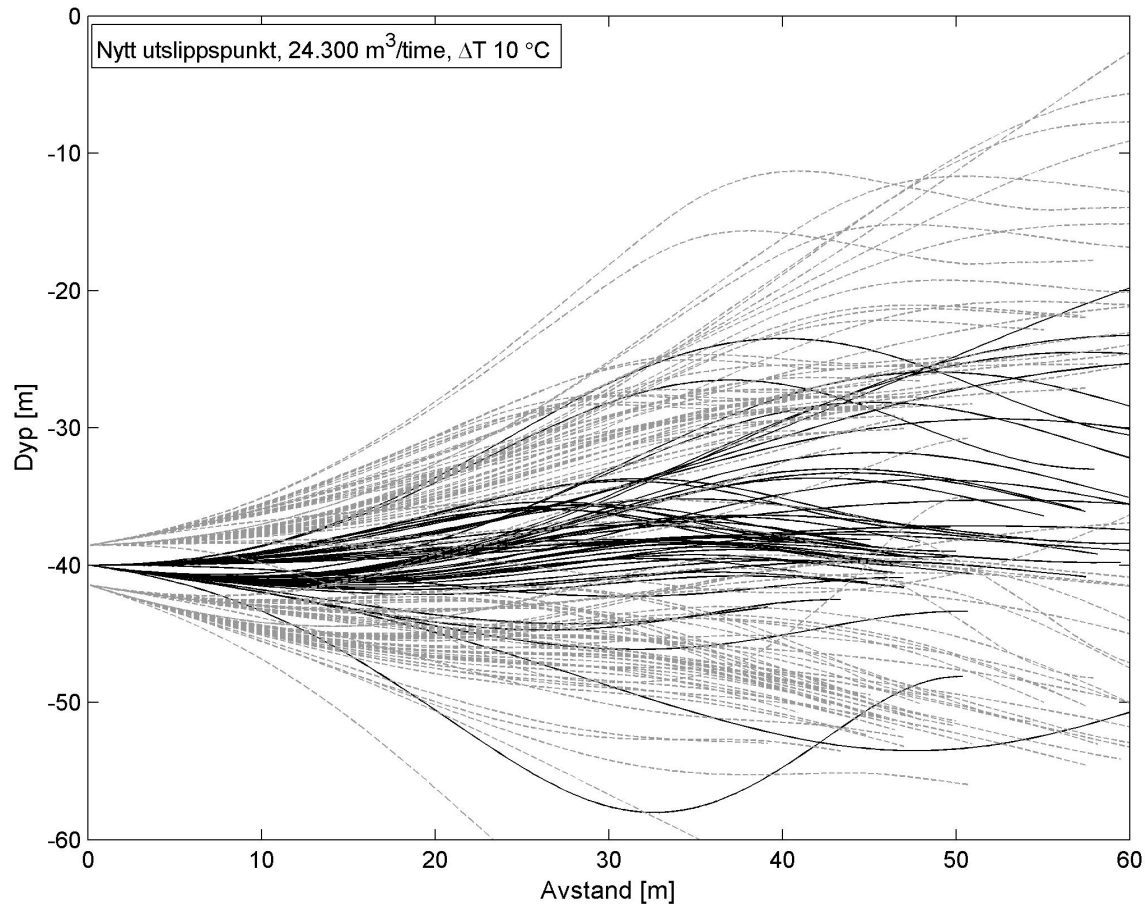
Figur 35. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, diameter 2,9 og helningsvinkel 10 °. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippssky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 10. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, med ΔT 10 °C, diameter 2,9 m og helningsvinkel 10 °.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	14,0	8,2	22,2	0,71	0,37	1,17
100	17,0	10,2	33,6	0,60	0,29	0,94
150	20,6	13,4	41,4	0,49	0,23	0,72
200	25,0	16,9	44,0	0,40	0,18	0,57
250	29,5	20,4	50,7	0,33	0,15	0,47
500	55,9	41,8	91,1	0,17	0,07	0,23
1000	120	95,1	195	0,08	0,03	0,10

Utslipp til 40 m dyp med tunneldiameter 2,9 m.

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C (24.300 m³/time) til 40 m gjennom en 2,9 m diameter tunnel, vil ifølge modellresultatene (**Figur 36**), gi opptrengning til overflaten i 1 av 53 tilfeller (oktober). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i **Tabell 11**.



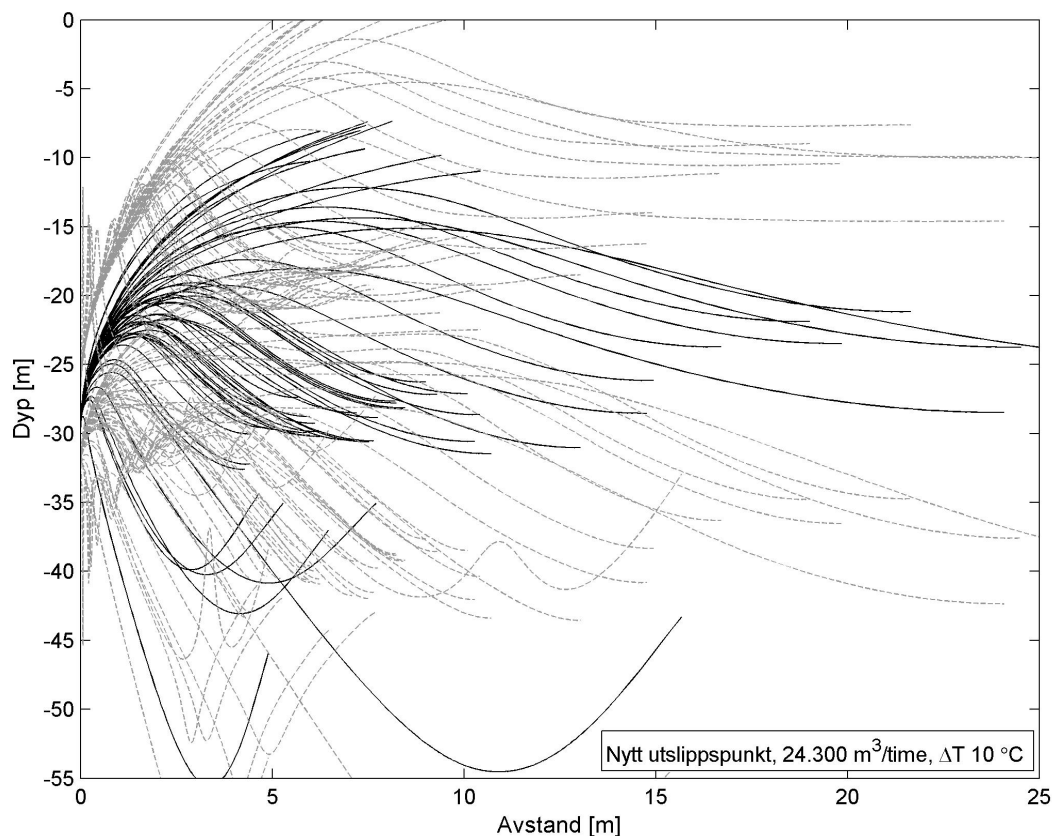
Figur 36. Utslippssplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 40 m dyp og diameter 2,9. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippssky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien.

Tabell 11. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 40 m dyp, med ΔT 10 °C og diameter 2,9 m.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	10,5	8,1	14,4	0,91	0,41	1,21
100	13,9	9,4	28,1	0,73	0,32	1,02
150	17,1	12,1	33,3	0,58	0,23	0,79
200	21,3	15,2	38,9	0,46	0,18	0,63
250	25,3	18,3	45,7	0,39	0,15	0,52
500	48,6	37,9	78,1	0,20	0,07	0,25
1000	106	85,8	156	0,09	0,03	0,11

Utslipp til 30 m dyp med tunneldiameter 5,6 m og vertikal utslippstunnel.

Et utslipp av kjølevann med overtemperatur 10 °C (24.300 m³/time) til 30 m gjennom en 5,6 m diameter tunnel som er rettet vertikalt, vil ifølge modellresultatene (**Figur 36**), gi opptrengning til overflaten i 9 av 53 tilfeller (september til januar). Fortynningsgradene og resulterende overtemperaturer i ulike avstander er gitt i Tabell 12.



Figur 37. Utslippsplumen fra nytt separat utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp med diameter 5,6 og vertikal åpning på tunnelen. Figuren viser vertikalutstrekning i ulike avstander fra utslippspunktet. Heltrukken svart linje viser senterlinjen mens øvre og nedre utstrekning er vist som grå stiplede linjer. Merk at bunndypet ved utslippspunktet vil være ca 30 m. En synkende utslippssky indikerer derfor at kjølevannet vil følge bunntopografien. Merk også at aksene er forskjellig fra de foregående figurene.

Tabell 12. Fortynning og overtemperatur i ulike avstander fra utslippspunktet, for nytt utslipp av kjølevann fra ACC sitt CO₂-fangstanlegg til 30 m dyp, med ΔT 10 °C, diameter 5,6 m og vertikal tunnelåpning.

Avstand [m]	Fortynning [antall ganger]			Overtemperatur [°C]		
	Middel	Minimum	Maksimum	Middel	Minimum	Maksimum
50	5,3	3,0	10,1	2,00	0,77	3,51
100	6,3	3,6	11,1	1,67	0,68	2,95
150	7,8	4,4	13,4	1,36	0,56	2,41
200	9,4	5,2	16,4	1,12	0,47	2,00
250	10,9	6,1	18,7	0,96	0,40	1,72
500	18,7	11,4	33,5	0,55	0,20	0,92
1000	37,1	24,2	81,1	0,27	0,09	0,44

Denne løsningen representerer m.a.o. relativt sett dårligere vilkår for fortytning og spredning. Simuleringer for samme dyp, men med 2,9 m utslippsdiameter og med en svakt (10°) skrående åpning gir vesentlig flere gjennomslag (15 av 53 tilfeller), p.g.a. høy strålefart. Samtidig blir fortytningen i spredningsdypet mer effektiv, slik at overtemperaturene i nærheten blir lavere enn ved full åpning, men fortsatt noe (ca 0.2°C) høyere enn for et motsvarende horisontaltrettet utslipp (tunnel eller rør som følger bunnen), med typisk overtemperatur på rundt 1°C i 100 m avstand, som kanskje kan være akseptabelt. Tilsvarende utslipp på 40 m dyp gir sjeldnere (7 av 53 tilfeller) gjennomslag, noe bedre fortytning og lavere overtemperaturer, men fortsatt gir dette litt dårligere fortytningvilkår enn et tilsvarende horisontaltrettet utslipp ($< 0.1^\circ\text{C}$ høyere overtemperatur).

Generelt indikerer simuleringene at for et gitt utslippsdyp gir et horisontalt rett utslipp de beste fortytningene (og laveste overtemperaturene) (Tabell 13). Disse forholdene forbedres ved innsnevret åpning, både for vertikalt og horisontalt rett utslipp. Sistnevnte gir fortsatt de beste vilkårene, men for en vertikalt rett stråle ved 40 m dyp er forskjellene små, og de reduseres ytterligere når åpningen skrås mer, for eksempel ved en fysisk avbending ved åpningen.

Tabell 13. Utslippsvarianter på forskjellige dyp og hellning på utslippstråle.

Utslippsdyp	Strålevinkel*	Åpn. diameter	# gjennomslag	Gj.slag %-tid	Fortytning, 100m
30m	Hor. 0°	5.6 m	5	9	8X
30m	Hor. 0°	2.9 m	2	4	13X
30m	Hor. 10°	2.9 m	2	4	13X
30m	Hor. 0°	2.1 m (2 åpn)	1 + 1	4	17X
40 m	Hor. 0°	2.9 m	1	2	14X
30 m	Vert. 90°	5.6 m	9	17	6X
30 m	Vert. 80°	2.9 m	15	30	10X
40 m	Vert. 80°	2.9 m	7	13	12 X

*) 0° er horisontalt, 90° er vertikalt

6. Konsekvenser av nytt kjølevannsutslipp

6.1 Generelt

Etablering av et nytt CO₂-fangstanlegg på Kårstø vil påføre den marine resipienten effekter i to faser. Den ene fasen vil være under anleggsarbeidet og den andre vil være fra den ordinære driftsfasen av et CO₂-fangstanlegg. I anleggsfasen vil det hovedsakelig være utslipp til sjø i forbindelse med tunneldriving og deponering av sprengstein som kan ha effekter, mens i en driftsfase vil det være utslipp av kjølevann med tilhørende problemstillinger som vil kunne påvirke resipienten.

Tunneldrift vil kunne påføre resipienten økt belastning av nitrogenforbindelser og partikkelforensing samt innslag av oljeholdig vann som benyttes under boring, mens utslipp av kjølevann innebærer først og fremst utslipp av overtemperatur til resipienten, men kan også innebære tilførsler av andre komponenter. Dersom det benyttes klor eller andre biocider for å hindre begroing i kjølevannsanlegget, tilføres resipienten kjemiske stoffer som kan ha negative konsekvenser for miljøet. Også i de tilfeller hvor kjølevannet ikke tilføres kjemiske substanser, kan utslippet likevel føre til endringer i vannkjemi både i utslippsdypet og i influensområdet for kjølevannsutslippet. Dette fordi vannmasser oftest tas fra et dypt inntaksdyp og slippes ut til et grunnere utslippsdyp.

De viktigste utslippskomponentene kan deles inn i:

1. De som genereres i anlegget under bruk av sjøvannet. Dette omfatter overtemperatur og reduksjon av mengden oppløst oksygen som følge av temperaturøkningen. Eventuell bruk av klor eller andre biocider er ikke kjent og omtales ikke her.
2. De som følger med inntaksvannet inn fra dypt vann og slippes ut på grunnere vann. Dette omfatter næringssalter (fosfat, nitrat, ammonium, silikat), oksygen, suspendert stoff og eventuelle miljøgifter. Det forutsetter at det er tydelig forskjell mellom inntaksdyp og utslippsdyp, og at det er lagdeling av vannmassene.

Fastsittende alger og dyr og lite bevegelige dyr på hard- og bløtbunn kan ikke rømme fra utslippet og kan bli både akutt og kronisk eksponert for overtemperaturer. Planteplankton, dyreplankton og fisk kan komme i kontakt med utslippsvannet, men disse beveger seg i frie vannmasser og vil stort sett ikke bli kontinuerlig (kronisk) eksponert.

6.2 Anleggsfasen

Det er store masser som skal utdrives ved etablering av det nye CO₂-fangstanlegget ved Kårstø. Etablering av egnet tomt vil medføre utdriving av 94.000 m³ mens tunnelarbeidene vil medføre uttak av 90.000 m³ og 32.000 m³ sprengstein fra h.h.v. inntaks- og utslippstunnel. Vanligvis benyttes sprengstoff av ammoniumnitrat (NH₄NO₃) og til sikring benyttes mekanisk sikring samt i stor grad sprøytebetong. Denne inneholder (natriumsilikat/vannglass) som aksellerator, noe som gjør den sterkt alkalisk. Det er ikke skissert hva som er tiltenkt som sprengning- eller sikringsmasse på Kårstø, men vi antar at de overnevnte produkter vil bli brukt. I eksperimenter utført av NIVA på utlekking fra sprengsteinmasser ble det påvist at ca. 15% av benyttet emulsjonssprengstoff (ammoniumnitratbasert) ble vasket ut fra steinmassene etter sprengning. I tillegg var pH høy (8,1- 11,8) grunnet bruk av spøytebetong og tunnelvann inneholdt store mengder fint partikulært materiale (Bækken, 1998). Ved landdeponering av sprengstein bør det tas hensyn til problemet med utvasking av store mengder nitrogen (næringssalt) og partikulært materiale. Tunnelvann som benyttes, bør samles og renses før utslipp til sjø. Problemet med utdriving av sprengstein og effekter av dette, bør vurderes nærmere.

6.3 Driftsfasen

6.3.1 Overtemperatur

Utslipp av vann med overtemperatur kan ha en rekke direkte og indirekte innvirkninger på miljøet.

Direkte effekter er:

- Endring i temperaturforholdene på utslippsstedet (økning i gjennomsnitts- og maksimumstemperatur og større temperatursvingninger)
- Letale og sub-letale responser fra marine organismer på temperaturendringer
- Endring i biologiske prosesser (respirasjon, vekst, etc.)
- Reduksjon i oppløst oksygen

Indirekte effekter av overtemperatur omfatter endringer i organismesamfunn og økosystemer som følge av endringer hos enkeltarter.

Endring i temperaturforholdene ved utslippsstedet

Temperaturendringen i resipienten vil være stedsspesifikk og avhenger av mange faktorer, deriblant områdets hydrodynamikk, samt utslippsdyp og -utforming. Den største temperaturøkningen vil man få i umiddelbar nærhet til kjølevannsutslippet. Varmen vil raskt fordeles ettersom skyen med avløpsvann blander seg med omkringliggende vannmasser.

Endringer i temperaturforholdene vil omfatte både høyere maksimumstemperatur, økt gjennomsnittstemperatur og større fluktuasjoner. Det siste vil gjelde spesielt hvis utslippet ikke er helkontinuerlig, men kommer i puljer.

I kapittel 5 ble temperaturøkninger i ulike avstander fra utslippet modellert. Modellingene viser at ved rørdiameter på 2,1-2,9 m vil overtemperaturen være mindre enn 1°C allerede 100-150 meter fra utslippet. Ved rørdiameter 5,6m øker influensområdet og overtemperaturen vil være over 1°C, 500m fra utslippspunktet.

Endring i biologiske prosesser

Hastigheten på de fleste biologiske prosesser vil øke med økende temperatur inntil et toleransemaksimum, hvoretter de raskt stopper. Denne grensen ligger i de aller fleste tilfeller over 20 °C, men lavere grenser forekommer for arktiske arter. Prosessene øker ofte med en faktor 2-5 for hver 10 °C økning, men svært mange organismer har evne til å regulere prosessene til et normalnivå etter en akklimatisering, så lenge temperaturen holder seg innenfor artens toleranseintervall. For marine dyr virker temperatur inn på for eksempel næringsopptak, fysiologi, formeringsevne, modningstid, livslengde og toleranse for miljøgifter.

Tidligere storskalaforsøk i Norge med eksperimentelle undersøkelser av overtemperatur på marine økosystem, har vist at vedvarende overtemperaturer på 3 °C, vil medføre endringer i samfunnsstruktur på hardbunnsamfunn, men ikke i entydig retning (Bakke et al. 1992). Konstant overtemperatur på 1-2 °C ansees ikke å føre til påvisbare endringer i resipienten ved Kårstø da den naturlige temperaturfluktasjonen er relativt høy: 2-16 °C (Thomassen 1992).

Letale og sub-letale responser fra marine organismer

Temperatur er den viktigste økologiske faktoren som begrenser en arts utbredelse. Temperaturen kan enten være dødelig eller utilstrekkelig for vekst og reproduksjon, slik at arten ikke klarer å opprettholde populasjonene. Det finnes mye litteratur på dette for marine alger og dyr, men problematikken er kun omtalt generelt her.

Flere av våre store tang- og tarearter har et øvre toleransenivå som vil kunne overskrides av et kjølevannsutslipp. Dette er fordi mange av dem har en kaldtemperert til arktisk utbredelse. De tåler derfor lav temperatur bedre enn høy. Sukketare, for eksempel, stopper veksten ved ca 18 °C og dør ved 20-23 °C (avhengig av sesong) (Lüning 1990). Fingertare dør også ved denne temperaturen. Andre nordlige arter dør allerede ved 17-18°C (Rueness m.fl. 1990). Toleransen for høy temperatur er som regel lavere på vinteren enn på sommeren. Tangartene sagtang, blæretang og grisetang tåler noe høyere temperatur og har dødelig grense ved 28 °C (sagtang) og 30 °C (blæretang og grisetang). En del vanlige grønn- og rødalger har også høy overlevelsestemperatur (28 - 30 °C) (Lüning 1990). **Tabell 14** viser øvre temperaturløselighet og øvre grensetemperatur for reproduksjon hos en del vanlige norske arter.

Man kan regne med at toleranse for temperaturøkning er lavere i marine samfunn som normalt opplever liten sesongendring i temperaturen, enn der slik sesongvariasjon er stor. Norske marine samfunn på grunt vann utsettes for stor sesongfluktusjon i temperatur og må ut fra det regnes som tolerante for endringer så lenge ikke øvre og nedre toleransesgrensene overskrides. Hvor raskt temperaturforskjellene inntreffer, er også av stor betydning for overlevelse. Akutte utslipp som medfører rask endring i temperatur, er vanskeligere å takle for artene. Stort sett tåler arter i fjæresonen både høyere temperaturer og større temperaturforskjeller enn arter som lever dypere nede i sjøsonen og er tilpasset et mye mer stabilt miljø.

Enkelte varmekjære arter og introduserte arter kan ha fordel av temperaturøkningen. Siden norske marine samfunn har en blanding av kuldekjære og varmekjære arter er det vanskelig å fastsette en grense for hvor høy overtemperatur et samfunn tåler. En vedvarende temperaturøkning vil kunne virke positivt på noen arter, negativt på andre, og man kan få en gradvis forskyvning av artssammensetning og samfunnsstruktur. En konservativ grense for overtemperatur er i mange tilfeller satt til +1 °C, ut fra at det er sannsynlig at de aller fleste artene vil tåle dette uten vesentlig endring i biologi.

Tabell 14. Temperaturløselighet (vedvarende eksponering) for en del utvalgte alger (Langford et al. 1998).

Alge arter	Letal temperatur (°C)	Øvre temperatur for reproduksjon (°C)
Krusflik	28	15
Grønne flere	30-35	25
Martaum	23	15
Fingertare	23	10
Sukkertare	23	15
Stortare	18	8
Bendelsleipe	24	12
Sagtang	28	-
Leddets rosenrør	28	15
Stivt kjerringhår	25	15

Modelløkosystem

NIVA gjennomførte i 1988 -1991 et modelløkosystem-eksperiment der transplanterte hard- og bløttbunnssamfunn fra ca 10 m-15 m dyp ved Jomfruland, ble utsatt for en konstant overtemperatur på +3 °C over den normale temperaturvariasjonen i en periode på 2½ år (Bakke et al. 1992). Overtemperaturen

virket lite inn på vannets fysiske og kjemiske forhold bortsett fra en svak reduksjon i oksygeninnhold og pH. Effekten på enkeltarters biologi gikk som ventet i begge retninger og varierte over sesong. Innenfor samme art kunne det for eksempel også være en positiv effekt på vekst og en negativ på overlevelse. Overtemperaturen ga en liten, men entydig gradvis endring i samfunnsstruktur på hardbunn over tid, men denne var så liten at den ville være vanskelig å påvise i et åpent naturlig system. På bløtbunn ble ikke samfunnsstrukturen entydig påvirket. Samlet indikerte resultatene at det vil være vanskelig å påvise effekter av 3 °C vedvarende temperaturpåslag på naturlige marine bunnmiljø på 10 m-15 m dyp.

Som følge av det ovenfor nevnte anser vi derfor en overtemperatur på +3 °C som en sannsynlig grense og +1 °C som en konservativ grense for effekter på de naturlige bunnsamfunn i resipienten for kjølevannsutslippet.

Gassmetning

En indirekte effekt av overtemperatur er endring i vannets metningskonsentrasjon av oksygen, som reduseres med økende temperatur. Samtidig øker hastigheten av biologiske prosesser og behovet for oksygen.

Alle høyere organismer er avhengig av oksygen for å overleve. Toleransen for redusert konsentrasjon av oppløst oksygen i omgivende vann varierer både med type marine samfunn og hvordan oksygenreduksjonen forekommer (periodisk eller vedvarende). Helmettet sjøvann ved 15 °C og saltholdighet på 35 inneholder ca 7,6 mgO₂/liter (tilsvarer 5,4 mlO₂/liter). Enkelte sedimentlevende organismer kan tåle vedvarende oksygenkonsentrasjon på bare 1 mgO₂/liter, men vanligvis ligger kritisk grense for effekter på 2-3 mgO₂/liter. En ikke-effekt grense som skal dekke alle typer marine samfunn er av Bakke et al. (2002) satt til 5 mgO₂/liter. Dette sammenfaller med skillet mellom God og Mindre God tilstand i vannmasser etter SFTs klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997).

Dersom inntaksvannet er mettet med oksygen vil en temperaturheving gi overmetning og teoretisk kunne føre til at oksygen avdrives. Det er likevel ikke sikkert at slik avdriving vil skje. Sjøvann kan naturlig være overmettet med oksygen ved sterk primærproduksjon og modellbetraktninger har vist at selv ved en temperaturheving på flere grader, vil tap av oksygen ved full metning være ubetydelig (Gasparini 1983). Fare for utdriving av oksygen ved oppvarming minsker dersom kjølevannet som taes inn ikke er mettet.

Ballastvann er ikke vurdert her ettersom det ble utredet i 2002 i DCPU II og det vil ikke være noen endring som følge av implementering av et renseanlegg for CO₂.

6.3.2 Næringssalter

Uorganiske næringssalter, primært fosfat, nitrat og ammonium stimulerer vekst av makro- og mikro-alger i den produktive sonen (forenklet definert som det dybdeintervall der lysintensiteten er > 1 % av intensiteten ved overflaten). Vertikalfordelingen av næringssaltene er funksjon av omrøring i vannmassene som bringer næringssalter fra dypere vann til overflaten og produksjonen som utarmer næringssaltene i de øvre vannlag når vannet er sjiktet. Det er derfor vanligvis en klar sesongvariasjon i næringssaltene i det produktive laget. Blir næringssalttilførselen for stor, inklusiv tilførsel fra land, fører den til en overproduksjon av organisk materiale som kan gi negative effekter i form av høy turbiditet i vannet og oksygensvikt ved bunnen, når dødt algemateriale synker ned til bunnen og nedbrytes (eutrofiering). Hvorvidt et næringsrikt vann fra 70 / 100 m dyp i Hervikfjorden vil stimulere algeproduksjonen når det slippes ut, avhenger av om det innlagres i vannmasser med alger i produksjon eller ikke.

Forventede utslippmengder og konsentrasjoner til sjø).

Utslipp av kjølevann fra de forskjellige leverandørene vil være i størrelsesorden 22 600 til 24 300 . I tillegg vil eksisterende utslipp (**Tabell 1**) måtte inkluderes i beregning av utslippsscenariene. De tallene vi har mottatt for utslipp av prosessvann er bare fra en leverandør og de vil slippe ut ca 80 m³/time hvor vannets innhold av Tot-N, COD og DOC ikke overstiger de verdier som er beskrevet i **Tabell 15**.

Tabell 15. Utslipp av prosessvann fra fangstanlegget (maks. verdier for Tot-N, COD og DOC).

	Eksempel fra en av leverandørene	
Fluegas Quencher (m ³ /t)	79	
Incineration unit (m ³ /t)	<0.001	
Demineralized Water Unit (m ³ /t)	0,97	
Prosessvann Σ	~80 m ³ /t	
	Sommer	Vinter
Tot-N i prosess-vann (~80 m ³ /t)	<65mg/l	<115mg/l
COD i prosess-vann (~80 m ³ /t)	<2mg/l	<4mg/l
DOC i prosess-vann (~80 m ³ /t)	<5mg/l	<5mg/l

Total Nitrogen

For å vurdere hvor stor tilførsel et kjølevannutslipp vil ha mht. økte konsentrasjoner i av total mengde nitrogen forbindelser (Tot-N) til overflatelaget ved Kårstø kan en foreta følgende vurderinger:
Antagelser:

Tilførslene fra anlegg på land vil være tilnærmet konstante dvs. maksimalt 115 mg/l (**Tabell 15**). SFT kriterisett for Tot-N i sjøvann er for ”meget god tilstand” på vinterstid <295 µg/l (**Tabell 16**). Regner en med et sjøvannsutslipp på totalt 24 000 m³/time hvor prosessvann er på 80 m³/time og at konsentrasjonen i inntaksdypet er på 295 µg/l så kan en beregne at:

- Bidraget fra prosessvann (80 m³/time med 115 mg/l) i utslippspunktet før fortytning blir på 9,2 kg/time.
- Bidraget fra kjølevann (24 000 m³/time med 295 µg/l av Tot-N) blir på ca. 7,08 kg/time.
- Prosentvis økning i Tot-N fra prosessvann blir da på ca. 130 % altså mer enn en fordobling.

Forutsetter en for enkelthet skyld at Tot-N i utslippsområdet er 295 µg/l, vil en med en primærfortynning 100m fra utslippspunktet på 10 og 100X, få en økning av Tot-N til resipienten på hhv. 13 % og 1,3 %. Ifølge **Tabell 5**, **Tabell 6** og **Tabell 7** vil fortytning på Kårstø være nærmere 10X enn 100X i en sone på 100-300m fra utslippsstedet varierende etter utslippsmengde og utslippsdyp.

Under forutsetning av det er samme konsentrasjon av næringsstoffer ved utslippspunktet og inntaksdypet 295 µg/l, vil innhold av Tot-N på Falkeidflæet ved Kårstø ved 10X og 100X fortytning bli 333 µg/l og 298 µg/l. Dette ville føre til at vannkvaliteten basert på SFTs normer (**Tabell 16**) ikke vil endre tilstandsklasse verken om vinteren eller om sommeren. Tilstandsklassen vil fortsatt være GOD. Verdier fra kyststrømmen viser at det forekommer høye verdier i vårperioden på 13-18 µM som tilsvarer 180-250 µg/l. Verdien på 295 µg/l vil da kanskje være noe høy, men den ligger da i denne størrelsesorden når vi antar at kompensasjonsstrømmer i Boknafjorden og Hervikfjorden mottar dypvann fra kyststrømmen og den atlantiske strøm. Tot-N i overflatelaget på Falkeidflæet vil nok variere meget alt etter årstid og sannsynligvis være høyest på våren under våroppblomstringen.

Tabell 16. SFTs kriteriersett for vannkvalitet i sjøvann basert på Tot-N. Gule tall referer til SFT kvalitetskriterier for utslipp av ammonium og Tot-N sommer og vinter.

STATUS	SFT – vannkvalitets-kriterier i 33ppt sjøvann			
	Ammonium-NH		TOT-N	
	Sommer	Vinter	Sommer	Vinter
Meget god $\mu\text{g/l}$	<19	<33	<250	<295
God $\mu\text{g/l}$	19-50	33-75	250-330	295-380
Moderat $\mu\text{g/l}$	50-200	75-155	330-500	380-560
Dårlig $\mu\text{g/l}$	200-325	155-325	500-800	560-1300
Meget Dårlig $\mu\text{g/l}$	>325	>325	>800	>1300

Ammonium

Det har også vært aktuelt å vurdere utslipp av ammonium fra gassrensseanlegget. Dette har kommet som et tillegg til vurderingene ettersom Naturkraft tidligere hadde konsesjon på å slippe ut ammonium som avgass fra forbrenningsanlegget. Nå skal derimot ammoniakken som tidligere gikk ut til luft, overføres og slippes ut som ammonium i kjølevannet og videre ut til sjø. Innblandingen til kjølevann vil skje før innblanding av prosessvann skjer. Ved komplett utvasking av all ammoniakk fra vaskeprosessen vil den ene leverandøren slippe ut 62 mg/l av ammonium-NH₄ i prosessvannet, som har en gjennomstrømning på 75 m³/time. Utslippstallene og bakgrunnsinformasjon varierer noe mellom leverandørene. Laveste estimerte utslipp vil bare slippe ut 2,5 ppm ammonium i en total prosessvann strøm på 35 m³/time. Vi har benyttet 62 mg/l i våre beregninger under for å kartlegge konsekvensene i resipienten.

I utgangspunktet finnes lite ammonium i dypere vannlag enn 50 m i kystvann. Ammonium er lett tilgjengelig for planktonvekst og vil raskt kunne benyttes i planktonproduksjonen. I dypvann hvor det er tilstrekkelig med oksygen, vil ammonium hvis det er fritt, raskt oksyderes til nitritt og nitrat. I kystvannet og i lettere eutrofe områder som Drøbaksundet finnes det vanligvis <5 $\mu\text{g/l}$ av ammonium. Vi kan derfor trygt gå ut fra at inntaksvannet ved Kårstø inneholder <5 $\mu\text{g/l}$ i inntaksvannet. Vi har også vurdert en ammoniumkonsentrasjon på 20 $\mu\text{g/l}$, noe som sannsynligvis er altfor høyt, men som kan forekomme i tilfelle det er mye oppdrettsanlegg eller kloakkutslipp i nærheten.

Utrekningene blir da slik:

62 mg/l NH₄ i 75 m³/time blir 4650 g/t fra prosessvannet (tilsv. 40 tonn NH₄/år).

De to senariene forutsetter 5 og 20 $\mu\text{g/l}$ i inntaksvannet (vist som hhv. 2 og 1 i beregningene under):

1. Anta 20 $\mu\text{g/l}$ i 24 000 m³/time kjølevann gir et utslipp på 480 g NH₄/t til resipienten
2. Anta 5 $\mu\text{g/l}$ i 24 000 m³/time kjølevann gir et utslipp på 120 g NH₄/t til resipienten

Summen (Prosessvann + Kjølevann) blir da ved de to inntakskonsentrasjonene:

1. 5130 g/t NH₄
2. 4770 g/t NH₄

Fortynn dette i $(24000 + 80) \text{ m}^3/\text{time}$:

1. 0.213 g/m^3 , eller en konsentrasjon på $213 \text{ } \mu\text{g/l}$ i det som går til sjø.
2. 0.198 g/m^3 , eller en konsentrasjon på $198 \text{ } \mu\text{g/l}$ i det som går til sjø.

”GOD/MINDRE GOD” grensen for ammonium i SFT kriteriene er $50 \mu\text{g/l}$ på sommerstid og $75 \mu\text{g/l}$ på vinterstid

Dvs. i tilfelle:

1. Utslippsvannet faller i kategori ”DÅRLIG” både på sommerstid og vinterstid.
2. Utslippsvannet faller i kategori ”MINDRE GOD” både på sommerstid og vinterstid

Utslippsvannet fortynnes ved utslippspunktet og ut i sjøen. Fortynningen må være:

1. For $213 \text{ } \mu\text{g/l}$, minimum fortynnes 4.3X for å komme over i "GOD" tilstandsklasse på sommerstid og 2,8X over i ”GOD” tilstandsklasse på vinterstid.
2. For $198 \text{ } \mu\text{g/liter}$, minimum fortynnes 3,9X for å komme over "GOD" tilstandsklasse på sommerstid og 2,6X over ”GOD” tilstandsklasse på vinterstid.

Ved en generell primærfortynning i utslippstrålen på 30m, regner vi med minimum 10X fortynning som et gjennomsnitt 100-300m fra utslippet (**Tabell 5, Tabell 6** og **Tabell 7**) Dette indikerer at konsentrasjonene av NH_4 i utslippsvannet i de to scenariene **etter primærfortynning** blir:

1. $21,3 \text{ } \mu\text{g/l}$ som faller innen kategorien ”GOD” vannkvalitet på sommerstid og ”MEGET GOD” på vinterstid.
2. $19.8 \text{ } \mu\text{g/l}$ som faller i kategorien ”GOD” (helt på grensen til ”MEGET GOD”) om sommeren og ”MEGET GOD” på vinterstid.

Dette betyr at omlegging av utslipp av ammoniakk fra luft til sjøvann, vil føre til utslipp av vann av dårlig kvalitet, basert på SFT kriteriesett. Etter primærfortynningen i resipienten, vil konsentrasjonen av ammonium være så lave at vannkvaliteten basert på det samme kriteriesett, karakteriseres som God til Meget god. Om dette vil tilfredsstille myndighetenes generelle krav er ukjent.

”Nærings salt-pumping” ved Kårstø

Planktonsamfunnet vil kunne eksponeres til kjølevannsutslippet allerede ved innblanding og innlagring. Organismene utsettes derfor i verste fall for overtemperatur opp til 10 grader C, men dette vil gjelde for en ubetydelig del av samfunnet. Planteplankton i de vannmasser som går med til fortynningen av kjølevannet, vil forbli eksponert til et gradvis kaldere vann, som samtidig har et ekstra tilskudd av næringsalter. Disse faktorer vil kunne virke sammen eller i ulik retning for ulike arter. Dyreplankton vil kunne unngå ugunstige forhold gjennom vertikalvandring. Totalt sett er det lite sannsynlig at samfunnet påvirkes i enhetlig retning i noen grad. Plankton opptrer vanligvis svært flekkvis og temperaturøkningen vil være liten i forhold til de naturlige temperaturvariasjonene i området.

Under undersøkelsene i 1981 ble det funnet at konsentrasjoner av fosfat ($-\text{PO}_4^{2-}$) og nitrat ($-\text{NO}_3^-$) i overflatelaget (5-10m dyp) var betydelig lavere enn på 40m- hele 3-4X så lave (se **Tabell 4**). Disse tallene angir bare gjennomsnittstall konsentrasjonene over året 1981. Temperaturmessig ble dette året karakterisert som et ”normalt kaldt år” (Pedersen et al. 1998, **Figur 15**). En kan derfor gå ut fra at forskjellene i nærings saltverdiene, beskriver status for et normal-år.

Primærproduksjonsundersøkelsene i 1981 viste at næringstilførselen med kjølevannet, isolert sett, kan ha en lokal stimulerende effekt på primærproduksjonen i sommerhalvåret. På den annen side viste algebiomassen et C:N:P forhold som ikke indikerte mangel på næringsalter, til tross for forsvinnende lave konsentrasjoner i vannet. Under MTBE-utredningen i 1992 (Thomassen et al. 1992) ble det funnet at kjølevannsstrømmen på $25.000 \text{ m}^3/\text{time}$ på 10 m (eksisterende STATPIPE-utslipp) totalt sett

ville utgjøre et vanntilskudd til overflatelaget (øvre 10 m) på bare 0.001 % av den totale beregnede vannfornyelse i Kårstøbassenget. Et utslipp på minimum 30 m dyp av en kjølevannsmengde på 24.000 m³/time, vil fortynnes i mye større grad og tilskuddet av næringssalter i forhold til vannforyelsen, være betydelig mindre. I tillegg vil det være mindre forskjell i næringssaltkonsentrasjonene i vann på 70 og 30m i nåværende planlagte utslipp, enn mellom 10 og 30m som ble vurdert under MTBE-utredningen. En kan dermed anse at virkningen av næringssalt-pumpingen på den totale primærproduksjonen i området vil være liten, selv om den kan ha en begrenset lokal påvirkning på fastsittende alger i områder hvor det kan oppstå bakevjer og oppstuing av næringssaltanrikt dypvann. Slike effekter er allerede antydnet på en stasjon i 1988-1989 (Pedersen et al. 1989) og på to stasjoner i nærområdet for undersøkelsene i 2002 og 2003 (Walday et al 2004). Slike endringer av samfunnsstruktur er imidlertid reversible og avbøtende tiltak som økt fortynning og innlagring av næringssaltanrikt kjølevann under den eufotiske (primærproduksjonssonen), vil kunne reversere slike effekter (jfr. Rensing og utslipp av kloakk til vannlag under den eufotiske sonen i Oslofjorden).

6.3.3 Oksygenforbruk

Utslipp av kjølevann kan påføre resipienten et økt oksygenforbruk som kan skyldes følgende:

- Nedbryting av ammonium
- Nedbryting av Organisk bundet karbon
- Sekundær nedbryting av økt algeproduksjon som følge av økt næringssaltutslipp fra utslippet.
- Oppvarming av kjølevannet under kjøleprosessen.

Utslipp av ammonium er behandlet over, men det økte oksygenforbruket som følge av ren omdanning av ammonium til nitrat, er ikke vurdert tidligere. Mye av ammonium som slippes ut vil kunne tas opp av alger og omsettes i økt primærproduksjon, men utslipp av ammonium vil også påføre resipienten et økt oksygenforbruk ettersom likevekten mellom ammonium og nitrat i sjøvann et skjøvet mot nitrat. En kan beregne hva dette forbruket kommet til å være rent teoretisk. Det trengs 4.57 mgO₂ for å omdanne 1 mg ammonium (NH₄). Utslippet er på hele 62 mg/l ammonium går ut med kjølevannet. Etter fortynningen i kjølevannet vil det slippes ut max. 0,213 mg/l (se over). Dette vil tilsi et oksygenbehov ved total oksydasjon på 0,97 mg/l i utslippsvannet. Hvis en forutsetter at vannet fra 70m er mettet med oksygen, vil dette inneholde minst 5.4 mg O₂/l og ved innblanding av prosessvann, vil utslippet ha en oksygenkonsentrasjon på 4.4 mg O₂/l dvs. en teoretisk reduksjon på 18 %. Av de dyr som lever i havet vil sannsynligvis fisk være en av de dyr som krever mest oksygen. For laksefisk er en grense på 2,5 mg O₂/l ansett for å være et minimum. Et oksygeninnhold på 4,4 mg O₂/l tilsier en vannkvalitet som er "GOD" i SFTs kriteriesett (Molvær et al. 1997). Oksygenforbruket forårsaket av ammoniumutslipp må derfor ansees å ha liten innvirkning på resipienten.

I tillegg til et teoretisk oksygenforbruk på 0,97 mg/l til nedbryting av ammonium, vil også utslipp av organisk stoff, aminer og andre tilsetningsstoffer, samlet sett, ha et oksygenforbruk på fra 2 til 4 mg/l (se **Tabell 15**), avhengig av vinter eller sommer. Regner en her også en fortynning på 300X vil en da totalt ha et oksygenforbruk av alle andre komponenter, foruten ammoniumutslippet (som slippes ut ett trinn før prosessvannet blandes med kjølevannet), på maksimalt 0,013 mg/l ved utslippspunktet for kjølevann på 30m koten, noe som kan ansees som ubetydelig.

6.3.4 Andre komponenter i utslippsvannet

Suspendert stoff

Suspendert stoff er en samlebetegnelse på alle typer partikler i en vannmasse. Definisjonen er teknisk, siden kvantifisering baseres på det materialet som fanges på et filter og veies etter filtrering av en vannprøve med standardisert metode. Normalverdier av naturlig suspendert materiale i fjordområder varierer sesongmessig med planktonproduksjon og avrenning fra land. Suspendert stoff er næring for mange organismer, men for stor tilførsel vil føre til høyt oksygenforbruk når dette brytes ned.

Miljøgifter

Bare utslipp fra Gassnovas CO₂-fangstanlegg er vurdert her. Det forventes ikke utslipp av farlige komponenter i utslippet fra gassrensaneanlegget foruten små mengder lut som raskt vil bli nøytralisert i kjølevannet samt rester av aminer med tilhørende nedbrytningsprodukter. Det er ikke angitt mengder av aminer og derivater slik at slike ikke kan behandles her. Toksisitet av aminer som potensielt kan være skadelige og slippes ut fra CO₂-fangstanlegg er omhandlet i Brooks (2008). Her nevnes aminer som er aktuelle å benytte i slike anlegg, dets derivater og toksisitetsverdier. I følge Brooks (2008) viser det seg at de organismer som er mest ømfintlige for amineksponering er fisk og alger med LOEC doser (lowest observable effect concentration) på hhv. 0,5 mg/l MDEA (Methyldiethanolamine) og 0,75 mg/l MEA (Ethanolamine). Dette er relativt høye verdier og forventes ikke å oppstå i kjølevannutslippet. Ved å benytte en enkel risikoanalyse ble følgende grenseverdier i utslippsvann estimert: 500 ng/l for aminer, 1200 ng/l for amider, 200 ng/l for nitramin og bare 25 ng/l for nitrosamin.

Opplysningene som er gjengitt fra FEED-studiene tilsier at utslipp av aminer og restprodukter vil være ubetydelige.

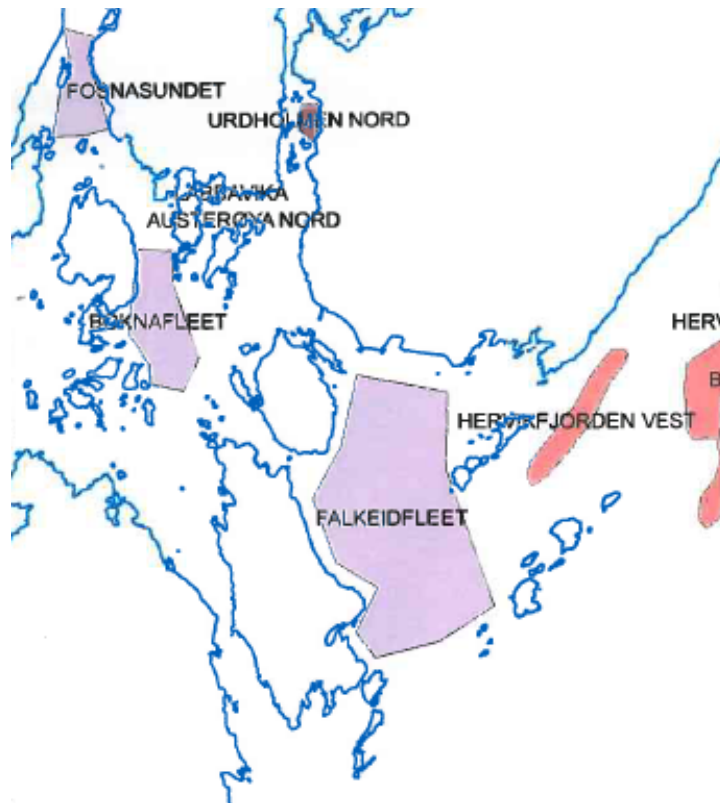
Bruken av sjøvann som kjølevann genererer i seg selv ikke utslipp av miljøgifter foruten residualer av metaller fra kjølere etc. Eneste kilde til miljøgifter i utslippsvannet er prosessvannet som slippes ut sammen med kjølevannet. Fra gassrensaneanlegget vil prosessvann inneholde DOC som har ett visst oksygenforbruk (COD) og et antydnet utslipp av Tot-N. Det er ikke spesifisert hva dette er, men vil kunne inneholde små mengder aminer og kanskje nedbrytningsprodukter av disse. Det er utgitt egen rapport for hvordan aminer virker på akvatisk liv (Brooks, 2008).

6.3.5 Betydning for fiskeriene i området.

Tidligere konsekvensutredninger har funnet at en ikke forventet effekter av kjølevannutslipp på fiskerier og akvakulturanlegg i de områdene som ville bli berørt av utslippene (Asplan 1989, Thomassen et al 1992, Aasgard KU 1995, DCPU II KU).

Tidligere har det vært registrert flere områder som har vært benyttet i fiskerisammenheng.. Det har bl.a. vært registrert ett lokalt gytefelt for torsk ved Falkeidflæet og fem lokale rekefelt i området som ligger 5-6km fra Kårstøanlegget. I tillegg er tidligere flere kastevåger og låssettingsplasser som benyttes for brisling, sild og makrell registrert i området. I Frekasundet lå et akvakulturanlegg for torskeoppdrett og 2-2,5km lengre vest, to lokaliteter for lakseoppdrett. På østsiden av Østre Bokn lå tidligere et skalldyrnlegg ca. 4km fra utslippsstedet (fig.14.1 i Thomassen et al.1992).

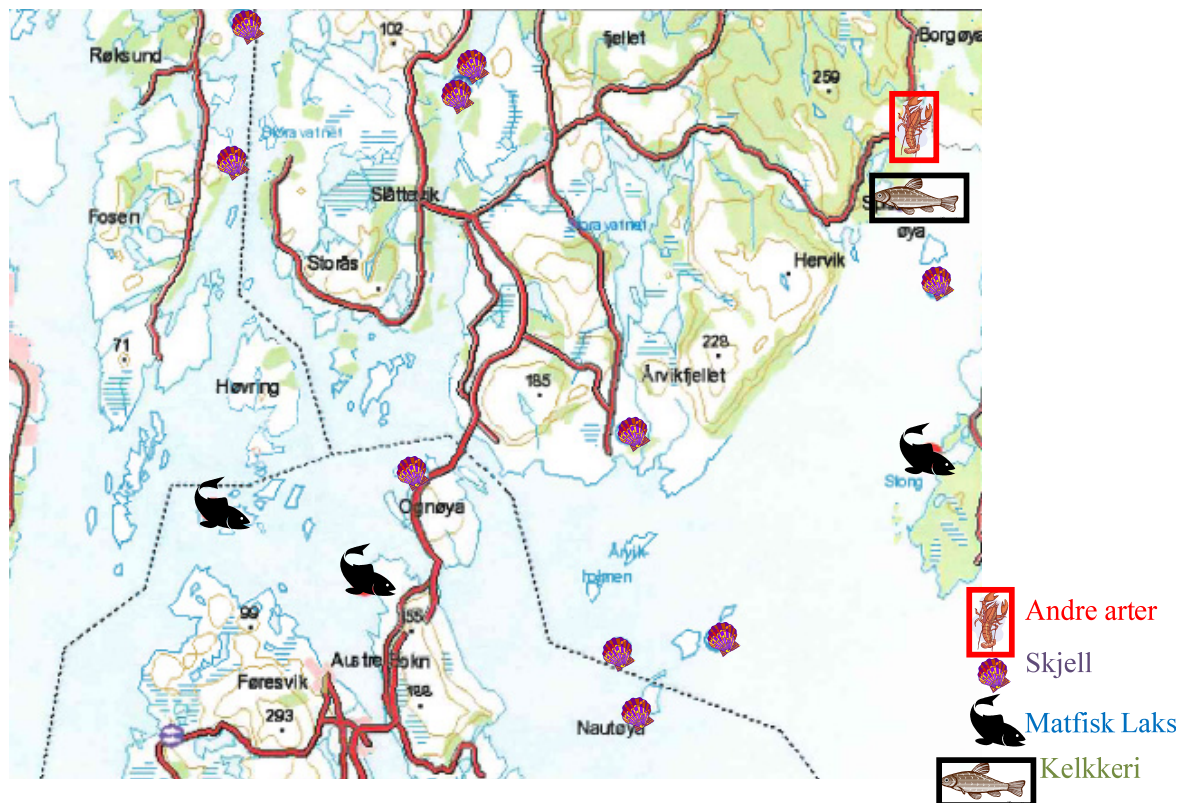
I dag er de registrerte områdene som benyttes til fiskerier, redusert grunnet ferdelsrestriksjoner pålagt fiskerne pga. den fysiske Kårstø-utbyggingen. Områdene som er kartlagt av fiskerisjefen i Rogaland viser at lokale rekefelt (røde områder), kaste- og låssettings-plasser (små røde områder) samt gyte- og oppvektsområder for sild, kvitfisk og reke (fiolette områder) (**Figur 38**).



Figur 38. Områder registrert som rekefelt (rød), gyteområder (fiolett) og låssetting (mørk rød) (kilde: Fiskeridirektoratet)

En liten økt primærproduksjon vil høyst sannsynlig bidra til bedre fiske på rekefeltene i nærområdet, men kunnskap om dette mangler.

Når det gjelder effekter på akvakulturanlegg vil dette i første omgang kunne medføre økt tilvekst. Det er beregnet at i anlegg med nyutsatt smolt, vil en konstant overtemperatur på 0,5 °C, medføre en økt tilvekst på 334 g i forhold til ingen overtemperatur i vannet (Stigebrand 1986). Det er da beregnet at overtemperaturen er konstant, noe som er urealistisk under naturlige forhold. Ingen akvakulturanlegg ligger i dag innenfor influenssonen med 0,5 °C overtemperatur av det nye utslippet (**Figur 39**).



Figur 39. Akvakulturanlegg i området (ref: Fiskeridirektoratet)

Ettersom variasjonene er store over sommeren ved sterk stratifisering i stille perioder om sommeren og god blanding i perioder med mye vind, ansees ikke overtemperatur fra gassrensaneanlegget å ha betydning for akvakulturanleggene i området.

Det er heller ikke funnet beviser på at utslipp av kjølevann vil påvirke marine pattedyr direkte (Anon 2005).

Det er ikke påvist en økning av selbestanden i området, selv om det hevdes fra lokale fiskere (pers. med. Fiskeridirektoratet). Muligheten til fortsatt å drive til reketråling på Falkeidflæet og fiske med garn i samme området, er blitt begrenset siden anlegget ble etablert (pers. med. Fiskeridirektoratet) grunnet etablering av sikkerhetssoner rundt olje- og gassrørledninger, selve terminalen ved Kårstø, buksering av båter og dedikerte ankringsplasser i området. Dette er effekter det er vanskelig å finne avbøtende tiltak for.

6.3.6 Helsemessige effekter

CO₂-fangstprosessen benytter aminer som adsorpsjonsmedium. Aminer er generelt sett lite giftige i vannlige miljø. De er hydrofile og løses godt i vann og forekommer i vannfasen fremfor å bindes til sediment og biota. Ved akutt utslipp vil aminer kunne slippes ut til sjø via utslippsledningen hvor den konserterte aminen vil bli fortynnet. Det er lite sannsynlig at dette vil ha noen helsemessig risiko. Noe annet er det med nedbryningsproduktene som amider, nitramine og nitrosaminer som kan være kreftfremkallende og meget giftige. En må derfor unngå å slippe aminer og derivater ut til sjø da dette kan ha potensielle helsemessig konsekvenser.

Effekter av andre utslipp som fenoler, MTBE og oljekomponenter er vurdert i tidligere konsekvensutredninger (Asplan 1989, Thomassen et al. 1992, Aasgard KU 1995, DCPUII KU 2002).

6.3.7 Muligheter for utnyttelse av energien i kjølevann

Selve kjølevannet fra gassrensaneanlegget inneholder ingen avfallstoffer fra petrokjemianlegget eller gassrensaneanlegget på land og kan derfor potensielt utnyttes til andre formål enn bare å bli sluppet ut til sjø hvor det kan ha lokale negative effekter. De mest aktuelle formål hvor varmen i kjølevannet kan utnyttes vil være:

- Landbruksformål – økt produksjon oppvarmet land og veksthus produksjon
- Fiskeoppdrett på land eller i sjø – økt temperatur gir økt vekst – hovedsakelig laksefisk
- Industriformål – bl.a. forvarming og tørking av produkter
- Fjernvarme til oppvarming av boliger og industribygg
- Forbedret utnyttelse av kjølevann på Kårstøanlegget før det eventuelt slippes ut til

Det har tidligere vært utredet muligheter for å benytte kjølevann til landbruksformål, samt til akvakulturanlegg både i sjø og landbasert ved Kårstø, men grunnet konkurransedreining og mulig stor belastning på tidligere planlagte lokaliteter for akvakulturanlegg, ble videre planer skrinlagt. Vi har derfor ikke gått videre med utdypende vurderinger for alternativ bruk av kjølevannet i denne utredningen da dette vil være for omfattende. Etterbruk av kjølevann bør i denne sammenheng vurderes samlet for alle eksisterende utslipp fra Kårstø-anlegget.

6.4 Avbøtende tiltak

6.4.1 Anleggsfasen

Mulige tiltak for å redusere negative effekter av tunnelarbeidene vil være å:

1. Redusere søl av sprengstoff og sprøytebetong ved forbedrede arbeidsrutiner
2. Spyling av sprengstein før deponering på land. Hvis ikke må tiltak mot avrenning på deponeringsstedet vurderes.
3. Oppsamlingsbasseng for tunnelvann og vaskevann
4. Sedimenteringsbasseng for tunnelvann.
5. Rensing av tunnelvann og nøytralisering av ammoniakk i oppsamlingsvannet før utslipp til sjø.

6.4.2 Driftsfasen

I prinsippet kan en iverksette to hovedtyper avbøtende tiltak for å redusere effekter i en resipient. Den ene metoden er å redusere utslipp av komponenter og varme til resipienten, og den andre metoden er å fortynne utslippet slik at det ikke vil ha subletale/letale effekter i resipienten. Det er selvsagt innlysende at den første metoden er å foretrekke. Metoden ”dilution is the solution” er i prinsippet avleggs, og kan resultere i at eventuelle effekter av et utslipp kamufleres og ikke oppdages før over lang tid og da med irreversible effekter. Utslippet fra gassrensaneanlegget er derimot ikke av en slik karakter at det kan sies å være direkte farlig for miljøet. Derimot vil det medføre endringer i næringssalt konsentrasjon i overflatelaget, økt oksygenbehov til nedbrytning av komponenter i utslippet og sekundært til nedbrytning av en potensiell økt primærproduksjon, samt effekter av overtemperaturer i resipienten. Utslippet fra gassrensaneanlegget er ikke akutt giftig og kan derved vurderes på en noe annen måte enn tradisjonelle industriutslipp hvor fortykning av giftig utslipp ikke er en god løsning.

I tilfelle det ikke er mulig å benytte kjølevannet i andre sammenhenger på land, som til fjernvarme, veksthus etc. som nevnt i kapitlet over så vil det i første omgang være best å blande inn kjølevannet i vannmassene så godt at det vanskelig kan ses å ha noen effekter, selv på lang sikt. Et problem her vil være å kunne skille effekter av global oppvarming som også skjer ved svært små overtemperaturer, men som i forbindelse med kjølevannutslipp kan bli forsterket. Derfor er det viktig å blande inn kjølevann så dypt så mulig slik at fortykningen blir best mulig. Jo dypere utslippet legges dess bedre

en vil unngå å blande inn oppvarmet vann om sommeren inn i et overflatelag som allerede er oppvarmet av naturlige sesongmessige årsaker.

Innlagring under sprangsjiktet vil også hindre en næringsalt-pumping av næringsrikt dypvann opp i et overflatelag som naturlig har lave næringssaltkonsentrasjoner om sommeren grunnet planktonproduksjon om vår – sommer. Økt tilførsler av næringsalter i overflatelaget vil kunne føre til eutrofieringseffekter i resipienten som allerede antydnet på to hardbunnslokaliteter i nærområdet.

En optimal utforming av utslippsåpningen ved utslippspunktet, i design eller med flere små utslippspunkt og eventuelle diffusorer vil også bidra til en forbedret innblanding og muliggjøre innlagring av utslippsvannet under overflatelaget selv ved forholdsvis grunne utslippsdyp.

Innlagring så dypt som mulig, helst 40m, vil også forhindre at utslippet bryter gjennom til overflaten noe som om vinteren kan medføre tåkedannelse og problemer for bl.a. skipstrafikken.

6.5 Tidligere vurderinger av utslipp ved Kårstø

Utslippene til sjø fra ordinær drift ved Kårstø-anleggene faller i tre hovedkategorier: oppvarmet saltvann, oljeholdig avløpsvann fra prosessrensning og sanitæravløpsvann. I tillegg tilføres sjøområdet noe nitrat som avsetning fra luftutslipp. Under konsekvensutredningen for utbygging av et eventuelt MTBE-anlegg ble det på grunnlag av forfynningsberegninger konkludert med at de utslipp som kunne ha virkning ut over sonen umiddelbart rundt utslippet var: oppvarmet sjøvann, restoksydasjonsmiddel, og sanitæravløp. I dag er ikke klorering aktuelt etter at inntaket ble flyttet til Hervikfjorden på 70m. I MTBE-utredningen ble influensområdet for overtemperatur på 1 °C eller mer, ved et samlet kjølevannutslipp fra alle anlegg på 34 600 m³/time, beregnet til en avstand av ca. 900 m i øst- og vestlig retning fra utslippet ved Kårstø. Dette begrenset influensområdet til strekningen mellom Frekasundet og Årviksundet. Tilsvarende influensområde for 0.5 °C overtemperatur ville være ca 3400 m. Utstrekningen sørover var forventet være ca 1/5 av disse avstandene. Det var noen forskjeller mellom beregningene utført av NHL og Veritas Miljøplan (NHL 1988, Asplan 1989).

MTBE-vurderingen konkluderte med følgende:

”Konsekvensene av utslippene på de frie vannmassers økosystem forventes i hovedsak begrenset til de vannmasser som direkte blandes inn i kjølevannsstrømmen. Det ansees som usannsynlig at utslippene fører til målbare endringer i produksjonsforhold eller artssammensetning i Kårstøbassengets plankton.”

”Konsekvenser av utslippene på strandsonen og hardbunnsområder på grunt vann vil kunne føre til lokale effekter på hardbunnsorganismer innenfor industriområdet og spesielt i områder hvor det kan oppstå lokale bakevjer og oppstuing. Effekten vil være liten i nevnte område, men kan føre til en forandring av samfunnsstrukturen for disse organismene”

”Resultatene fra bløtbunnsundersøkelsene før og etter etableringen av terminalen viste at petrokjemianlegget ikke hadde ført til påvisbar endring i miljøtilstanden på bløtbunn fram til og med 1989. De planlagte utslippene ville hovedsakelig innebære en forsterkning av de eksisterende påvirkningstyper, men deres betydning, sett i forhold til eksisterende utslipp, naturtilstanden på bløtbunn og naturtilstandens variasjoner, vil neppe være målbar.”

Åsgard

Det ble i forbindelse med utbyggingen av Åsgard-anleggene foretatt beregninger av spredning og forfynning for økt kjølevannutslipp. Beregningene viste at området med konstant overtemperatur dekket et areal som var i størrelsesorden 0,003 km² eller 300 m². Basert på beregningene og tidligere marine miljøundersøkelser, ble det i 1998 gjennomført vurderinger av følger av en økning av kjølevannutslipp opp til 60.000 – 100.000 m³/time (referert i KU for DCPU II s.49). Det ble konkludert

med at: ”Influensområdet for kjølevann ville bare i liten grad bli utvidet som følge av en slik utslippsøking, og det ble konkludert med at kjølevannsutslippet selv i den aktuelle størrelsesorden, neppe ville medføre nevneverdige negative konsekvenser for det marine miljøet utenfor dagens influensområde. Innenfor influensområdet vil hyppigere tilfeller av vannmasser med overtemperatur kunne føre til svake effekter på hardbunn på grunt vann i nærheten av utslippet” (KU-Åsgard 1995).

DCPU II

Det ble også i 2002 laget en konsekvensutredning som vurderte økt utslipp fra tidligere og utvidet NET 1 og DCPU II hvor behovet for økt utslipp ville være et tillegg av prosessvann på 10 m³/time. Vannet ville gå gjennom renseanlegg før det ville bli sluppet ut sammen med en økt kjølevannsmengde på ca. 4.000 m³/time. Konklusjonene var at de økte utslippene ikke ville ha noen merkbare konsekvenser for det marine miljø.

7. Miljøovervåkingsprogram

7.1 Eksisterende miljøovervåkingsprogram på Kårstø.

Det er ikke kjent om det eksisterer noe pågående miljøovervåkingsprogram i det marine miljø ved Kårstø i dag. Den siste kjente undersøkelsen var en hardbunnsundersøkelse som var en basisundersøkelse for Naturkrafts gasskraftverk (Myhre et al. 2007).

7.2 Vurdering av oppfølgende undersøkelser/overvåking.

Det har gjennom perioden 1980 og frem til i dag vært utført mange grundige og omfattende undersøkelser i forbindelse med utbygging og drift av de forskjellige anlegg ved Kårstø. Ettersom det har gått over 25 år siden en helhetlig vurdering av hele resipienten ved Kårstø, basert på alle de viktigste faglige elementene, foreslår vi at det gjennomføres en samlet undersøkelse av hydrografiske og marinbiologiske elementer.

I 2008 underskrev Norge EUs vanndirektiv (VD på norsk, WFD -Water Framework Directive på engelsk) og er derved forpliktet til å rapportere om vannkvalitet for alle norske vannforekomster. I VD er det krav til at vannkvalitet skal vurderes ut fra biologiske elementer. Dvs. at en minimum skal undersøke og beskrive tilstand av planteplankton, fastsittende alger og høyere marine planter samt bløtbunnfauna (marine evertebrater). I tillegg skal det foretas innsamling og analyser av vannprøver som skal fungere som støtteparametre for de biologiske elementene. Dette er et helt nytt prinsipp som Norge er forpliktet å følge.

De undersøkelser som har vært utført siden 1980-tallet har i hovedsak vært rettet mot hardbunnsorganismer i fjæresonen (littoralen). Dette har vært fornuftig da det ble gjort en grundig undersøkelse av fjæresamfunnene helt fra før anleggsarbeidene på Kårstø startet. Undersøkelsen ble designet slik at den skulle fungere som en trendovervåking. Derfor har undersøkelsene før 2007 har gitt tydelig svar på om det har skjedd endringer over tid som kunne tilskrives utslippene eller ikke. Prinsipielt er det derimot et problem at kjølevannutslippene sannsynligvis vil kunne ha større effekter på fastsittende alger og dyr i sjøsonen (sublittoralt) enn i fjæresonen. Fjæresonen har stor resiliens for miljøpåvirkninger og effekter kan oppdages senere enn i sjøsonen. De dyr og alger som lever her er tilpasset mindre endringer i miljøforholdene og tåler ikke så store svingninger som organismer i fjæresonen tåler. Derfor ble det også på slutten av 1990-tallet i tillegg foretatt dykketransekt på noen stasjoner for å avdekke eventuelle problem i denne sonen. Ettersom en kunne spore slike endringer i sjøsonen på to stasjoner nærmest Kårstø-anleggene bør slike undersøkelser derfor viderefølges.

I tillegg har det vært avdekket at sjøpinnsvin har nedbeitet store områder i Førlandsfjorden. Det viste seg at nedbeitingen økte i omfang mot slutten på 1980-tallet (Pedersen, 1989). En slik kartlegging bør gjentas nå etter så mange år.

Planteplanktonundersøkelsen på Kårstø i 1981 avdekket at forholdene var slik en kunne forvente i et uberørt vestnorsk fjordområde. Det ville være av stor interesse å få avdekket om forholdene har endret seg siden den tid. Slike undersøkelser har ikke vært utført siden disse før-undersøkelsene ble foretatt. Det vil være viktig å avdekke om den økte hyppigheten av giftige algeoppblomstringer kan tilskrives utslipp fra Kårstø eller om det er andre årsaker til denne økte frekvensen av giftige algeoppblomstringer, spesielt ut fra fiskeri og akvakulturinteresser side.

Bløtbunnsundersøkelser vil avdekke om bunnforholdene i området har endret seg siden 1980-tallet. Det viste seg da at det var visse områder som i nærområdet ved Kårstø spesielt på Boknaflæet som var noe påvirket. Økte utslipp fra Kårstø kan ha effekter på oksygenforholdene i slike områder. Derfor bør slike undersøkelser igjen utøves i Kårstøområdet.

7.3 Forslag til overvåkingsprogram i den marine resipienten ved Kårstø

Vi foreslår et nytt overvåkingsprogram som inneholder de elementene som Norge er forpliktet til å rapportere i EU-sammenheng innen VD og som samtidig følger opp tidligere undersøkelser ved Kårstø. Derfor foreslår vi at en utfører følgende undersøkelser:

Planteplankton – produksjon og samfunnsstruktur på de samme 3 stasjonene som ble utført i 1981. Det må samtidig tas prøver for siktedyp, næringssalter, oksygen, temperatur og saltholdighet på de samme 3 stasjonene.

Hardbunnsundersøkelser i sjøsonen -Kartlegging av fastsittende organismer på faste stasjoner under tidevannssonen – stereofotografering på min. 5 stasjoner samt 6 dykketransekt

Hardbunnsundersøkelser i fjæra på minimum 10 av tidligere undersøkte stasjoner.

Sjøpinnsvin - En oppdaterende kartlegging av sjøpinnsvin og nedbeiting fra disse for å kunne skille beitingeffekter fra eventuelle effekter som kan tilskrives økt utslipp til resipienten ved Kårstø.

Bløtbunnsfauna - Prøvetaking på de samme 6 stasjonene som ble foretatt på 1980-tallet.

Prøvetakingen bør også innholde undersøkelser av miljøgifter.

Miljøgifter - Undersøkelser av miljøgifter i fisk og skalldyr i området.

Hydrografi - I tillegg til den hydrokjemiske prøvetakingen som foretas i samband med planteplanktonundersøkelsene, bør dette stasjonsnett utvides noe mht. TS-målinger og strømmønster etter utbyggingen av gassrenseanleggets nye utslipp. I tillegg bør det foretas verifisering av strømmønster og innlagring/fortynning ved hjelp av strømmålinger og sporstoff-forsøk, i en samlet vurdering av alle utslipp fra Kårstø.

Alle undersøkelsene som nevnt over bør utføres med den metodikken som har vært benyttet før 2007, slik at man er sikret å kunne sammenligne data over tid. Denne metodikken følger også norsk standard (NS 9424). Det er også viktig at en inkluderer stasjoner som både er innen og utenfor det antatte influensområdet for utslippene fra Kårstø. Man kan derved, basert på de forslåtte undersøkelsene over, med stor grad av sikkerhet fastslå hvilke effekter som eventuelt skyldes utslipp fra Kårstøanleggene og hva som kan være forårsaket av andre effekter, som for eksempel effekter av global oppvarming og kråkebollebeiting.

8. Referanser

Anon. 2005. Deposition of Offshore Cooling Water Conduits. Marine Biological Resources. SONGS Unit 1 EIR.

http://www.slc.ca.gov/Division_Pages/DEPM/DEPM_Programs_and_Reports/SONGS/DEIR/4%5B1%5D.1%20Marine%20Biological%20Resources.pdf

Asplan 1989. Statoil. Dokumentasjon for konsekvensutredning Sleipner Øst. Kondensat (SØKT). Rapport P-31837/H-9052/oh/elk, Stavanger

Bakke T., Berge J.A., Braathen B., Moy F., Oen H., Pedersen A. & Walday M., 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. Oslo. NIVA-rapport. L - 2743. 201s

Bakke T., Braaten B., Molvær J. & Schaanning M.T., 2002. Seawater flue gas desulfurization FGD may require new regulations on ambient dissolved oxygen. Proceedings of the 14th Conference of the Electric Power Supply Industry (CEPSI2002), Fukuoka, Japan, 5-8 November 2002.

Bakke T., Green N.W., Haugen I., Kvalvågnes K. & Pedersen A., 1984. Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981-1983. NIVA-rapport L-1602. O-82138. 166s.

Brooks, S. 2008. The toxicity of selected amines and secondary products to aquatic organisms: A review. NIVA, Oslo NIVA-report 5698-2008, in english.

Bækken, T. 1998. Avrenning av nitrogen fra tunnelmasse. NIVA-rapport L-3920, 26s.

DCPU II KU – 2002. Utvidelse av gassbehandlingskapasitet på Kårstø. Del 2: Konsekvensutredning. Utarbeidet av Statoil på vegne av operatøren og lisensen. September 2002.

Erga S. R. & Sørensen K. 1982. Petrokjemianlegg på Kårstø. Primærproduksjon februar-november 1981. Planteplanktonets biomasse og produksjon sett i relasjon til beitepress, hydrografi, lys og næringssalter,. NIVA-rapport 0-80070-02. 284 s. (bind 1 og 2) .

Eidnes G., 1994. Kårstø gassterminal. Temperaturmålinger i utslippsområdet for kjølevann. Rapp. STF60 F94118, SINTEF, Trondheim, 20 s + app. Sperret rapport.

Frick W.E., Roberts P.J.W., Davis L.R., Keyes J., Baumgartner D.J. & George K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. *Environmental Protection Agency*, Athens Georgia, USA.

Gasparini R., 1983. Water quality and the discharge of cooling water into rivers, lakes, and coastal waters. *Wat. Sci. Tech.*, 15, 15-30.

Langford T.E., Hawkins S.J., Bray S., Hill C., Wels N. & Yang, Z. 1998. Pembroke Power Station: impact of cooling water discharge on the marine biology of Milford Haven. Report No. UC285 by the Aquatic and Coastal Ecology Group, GeoData Institute.

Lie I., Svendsen H., Kaartvedt S., Mikki S., Johnsen T. M., Aksnes D., Asvall R. P. & Golmen L.G., 1992. Vannkraft og fjorder. Fysiske og biologiske konsekvenser av Ulla-Førre utbygginga. Rap. UiB, SMR, nr 4/92, 89s.

Lüning K. 1990. Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. 527pp.

Molvær J., Knutzen J., Magnusson J., Rygg B, Skei J. & J. Sørensen. 1997. Klassifisering av miljökvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. 36s. SFT-rapport TA-nr. 1467/1997.

Myhre K., Aspholm O.Ø. & Ulfnes A., 2007. Hardbunnsundersøkelse Kårstø: Rapport til Naturkraft. DNV-rapport 2007-1683. 36s.

NHL v/Björdal S., 1988. Etterundersøkelser på Kårstø.(Best.88/INKA/009989). Brev fra Norsk hydroteknisk laboratorium til Statoil. Ref. 1049/604604/TAM/eh. Trondheim
OED 2007. CO2 Kårstø. Et fullskala fangstanlegg for CO2 på Kårstø. Melding med forslag til konsekvensutredningsprogram. September 2007.

Paddock R.A. & Ditmars J.D., 1983. Initial screening of licence applications for Ocean Thermal Energy Conversion (OTEC) plants with regard to their interaction with the environment. Rep. Argonne National Lab., Argonne, Ill, USA, 9s.

Pedersen A. 1989. Petrokjemianlegg på Kårstø. Nedbeiting av benthosalger i Førlandsfjorden. NIVA-rapport L-2187. O-87152. 14.s.

Pedersen A. 1997. Vurdering av økt kjølevannsutslipp på Kårstø i forbindelse med utbygging av Aasgaardfeltet og eventuelt gasskraftverk. NIVA-notat for Statoil. 5s.

Pedersen A., Bakke T. & Green N.W. 1990. Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Fastsittende alger og dyr 1983-1989. NIVA-rapport L-2441. O- 88120. 152s.

Pedersen A, Bakke T. & Walday M. 1998. Prosessanlegget på Kårstø. Supplerende undersøkelser av det marine miljø. Årsvariasjon - Hardbunnsamfunn. NIVA-rapport L-3813. O-97123/97132. 85 s.

Pedersen A. & Green N.W. 1996. Sleipnerkondensat på Kårstø. Overvåking av det marine miljø – Hardbunn. NIVA-rapport L-3585. O-95106. 165s.

Pedersen A. 1989. Petrokjemianlegg på Kårstø. Nedbeiting av benthosalger i Førlandsfjorden. NIVA-rapport L-2187. O-87152. 14.s.

Reinertsen 2008: Feasibility study for sea water cooling system of CCC plant. Dok. Nr. 2710147-102-0001, 20.10.2008, 33s.

Rygg B. 1990. Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Bløtbunnsfauna 1983-1989. NIVA-rapport L-2439. O-88120. 36s.

Statoil 2006. Metocean Design Basis. Validity area: NG P&T PA/Kårstø/Midstream/ Onshore. Statoil governing document. TR2080. Final Ver. 1, 66s.

Steen J-E. & Stigebrandt A., 1980. Topographical control of three-dimensional selective withdrawal. Second IAHR symposium, Trondheim, juni. 1980.

Stigebrandt A., 1986. Modellberäkningar av en fiskodlings miljöbelastning. NIVA-rapport L-1823., 28s.

Sundfjord A., Golmen L.G. & Johnsen T.M., 2008. CO2 fangstanlegg på Kårstø. Utslipp av kjølevann – innledende resipientmessige vurderinger. NIVA-Rapport L- 5570. 53s. (Sperret).

Thomassen J. (red.) 1992. MTBE anlegg Kårstø. Konsekvenser for miljø, naturressursar og samfunn. Rapp. 4Ni/NINA 0802-4103, 183s.

Tryggestad S., Thendrup A., Sørås P.E. & Mathiesen M., 1982. Gas Terminal at Kårstø. A study of environmental conditions, cooling water intake and discharge. Rapp. STF60 F82014 NHL, Trondheim.

Walday M., Moy F. & Tveiten L. 2004. Undersøkelser av marine hardbunnsorganismer i området utenfor Kårstø gassprosseringsanlegg 2002 og 2003. NIVA-rapport L-4807 O-21341-1. 42s.

Wikander, P. B., 1988. Biologiske undersøkelser av den marine resipient rundt Kårstø. Bløtbunnsfauna status 1983. NIVA-rapport L-2193. O- 84072. 88s.

Åsgard KU – 1995. Konsekvensutredning for gassbehandlingsanlegg på Kollsnes/Kårstø samt tilhørende landrørledninger. Desember 1995.

Vedlegg A. Hydrografiske målinger 1987-89

Tabell A1. Tidspunkt for hydrografimålinger som er benyttet i modellsimuleringene.

Norsk Hydr. Lab	Geofysisk Inst., UiB.
20.10.1980	20.01.1987
26.10.1980	22.02.1988
02.11.1980	24.02.1988
09.11.1980	27.02.1988
16.11.1980	01.03.1988
25.11.1980	30.04.1989
30.11.1980	05.05.1989
07.12.1980	04.06.1988
16.12.1980	07.06.1988
21.12.1980	11.06.1988
04.01.1981	31.07.1989
11.01.1981	02.10.1987
18.01.1981	05.10.1987
26.03.1981	07.10.1987
29.03.1981	09.10.1987
05.04.1981	11.10.1987
16.04.1981	23.10.1988
20.04.1981	23.10.1988
26.04.1981	29.10.1988
06.05.1981	
10.05.1981	
17.05.1981	
24.05.1981	
05.06.1981	
11.06.1981	
16.06.1981	
27.06.1981	
20.08.1981	
27.08.1981	
06.09.1981	
15.09.1981	
26.09.1981	

Vedlegg B. Tidligere relevante marinbiologiske undersøkelser

LITTERATUR

Generell

Bakke, T., Molvær, J., Walday, M., Tobiesen, A. 2006. Miljømessig vurdering av utslipp fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2006, 75 s. L.nr. 5197-2006.

Bakke, T., Berge, J., Braaten, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A., Walday, M., 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. Norsk institutt for vannforskning. Rapport l. nr OR-2743. 201 s.

Kroglund, T., Molvær, J., Sørflaten, A. (Akvaplan-niva) 2007. Eramet Sauda. Miljøkonsekvensvurdering for utslipp av kjølevann fra planlagt gjenvinningsanlegg for energi NIVA; 2007; 22 s. L.nr. 5335-2007.

Kroglund, T., Molvær, J. 2001. Vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2001; 35 s. l.nr. 4421-2001

BKKs gasskraftverk på Mongstad. Konsekvensutredning. Desember 2007.

<http://www.bkk.no/servlet/se.ementor.econgero.servlet.presentation.Main?data.node.id=2681&data.language.id=2>

KU fra Kollsnes, Mongstad, Hammerfest med mer.

<http://www.statoil.com.br/STATOILCOM/HMS/svg03068.NSF/UNID/4AF24451E349C92FC1256CED00465DBD?OpenDocument>

Oversikt NIVA-rapporter utarbeidet for Kårstø-området.

Bokn, T., 1974. Vurdering av Karmøy-området som resipient for kjølevann fra varmekraftverk. Rapport 1. Tidligere undersøkelser i området. NIVA-rapport 0-134/73. 14 s. + appendiks.

Haugen, I. 1974. Vurdering av Karmøy-området som resipient for kjølevann fra varmekraftverk. Rapport 2. Foreslåtte byggesteder. NIVA-rapport 0-177/70, 0-134/73. 13 s.

Haugen, I. 1975. Vurdering av Karmøy-området som resipient for kjølevann fra varmekraftverk. Rapport 3. Byggestedene Kårstø og Ytraland. NIVA-rapport O-75022. L-0676. 8s.

Bakke, T., Haugen, I.N. og Molvær, J., 1980. Petrokjemianlegg på Kårstø. Foreløpig vurdering av resipientforholdene. NIVA, rapport O-80070, 17 sider.

Haugen, I. 1980. Petrokjemianlegg på Kårstø. Programforslag. NIVA-rapport 0-80070. 16 s. + vedlegg.

Haugen, I.N., Bakke, T., Kirkerud, L., Molvær, J. og Rygg, B. 1980. Petrokjemianlegg på Kårstø. Programforslag. NIVA, rapport O-80070, 16 sider pluss vedlegg 8 sider.

Haugen, I., Bakke, T. og Molvær, J. 1980. Petrokjemianlegg på Kårstø. Revidert programforslag for fase 1. NIVA-rapport 0-80070. 8 s.

Erga, S.R. 1981. Petrokjemianlegg på Kårstø. Prosjektstatus for primærproduksjonsprogrammet for perioden 1. januar 1981 til 7. mai 1981. NIVA, rapport O-80070, 4 sider pluss 47 sider vedlegg.

Erga, S.R. 1981. Petrokjemianlegg på Kårstø. Prosjektstatus for primærproduksjonsprogrammet for perioden 7. mai 1981 til 10. juli 1981. NIVA, rapport 0-80070, 2 sider.

Erga, S.R. 1981. Petrokjemianlegg på Kårstø. Prosjektstatus for primærproduksjonsprogrammet for perioden 7. mai 1981 til 18. september 1981. NIVA, rapport 0-80070, 102 sider.

Erga, S.R., Haugen, I., Bakke, T., Heimdal, B., Molvær, J. og Sørensen, K. 1981.

Petrokjemianlegg på Kårstø. Primærproduksjonsprogram. Revidert utgave, 12.2.1981. NIVA, rapport O-80070, 10 sider.

- Erga, S.R. og Sørensen, K., 1981.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Rapport fra studiereise til NIOZ-TEXEL i Nederland 24.- 28. august 1981. NIVA, rapport 0-80070, 4 sider.
- Erga, S.R. og Sørensen, K. 1981.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Primærproduksjon februar - november 1981. Planteplanktonets biomasse og produksjon sett i relasjon til beitepress, hydrografi, lys og næringssalter. NIVA, rapport 0-80070, bind 1 og 2.
- Haugen, I. 1981.** Potential biological problems connected with cooling water intake. NIVA-rapport 0-8007001. 4 s.
- Haugen, I.N., Bakke, T., Bjerkeng, B., Dundas, I. (IMB), Erga, S.R., Green, N., Heimdal, B. (IMB), Kirkerud, L., Lichtenthaler, R. (SI), Pedersen, A., Rygg, B., Skei, J., Sukke, T., Sørensen, K., Sørås, P. (NHL), Thendrup, A.(NHL), Tryggestad, A. (NHL) and Wassmann, P. (IMB). 1981. Gas Terminal at Kårstø. Marine environmental baseline and monitoring program. Research proposal October 15th, 1981. NIVA, rapport 0-80070, NHL, rapport 603053, 48 sider pluss 27 sider vedlegg.
- Haugen, I.N. og Pedersen, A. 1981.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Vurdering av inntaks- og utslippsdyp for kjølevann. NIVA, rapport 0-80070, 17 sider.
- Erga, S. R. og Sørensen, K. 1982.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Primærproduksjon februar-november 1981. Planteplanktonets biomasse og produksjon sett i relasjon til beitepress, hydrografi, lys og næringssalter,. NIVA-rapport 0-80070-02. 284 s. (bind 1 og 2) .
- Haugen, I. 1982.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Foreløpig oppsummering fra fase I (1981). NIVA-rapport 0-80070. 12 s.
- Haugen, I.N., Bakke, T., Erga, S.R., Green, N., Kvalvågnæs, K., Pedersen, A. og Sørensen, K. 1982. Petrokjemianlegg på Kårstø. Foreløpig oppsummering fra fase I (1981). NIVA, rapport 0-80070, 12 sider.
- Bakke, T., Green, N.W., Haugen, I., Kvalvågnæs, K. og Pedersen A., 1984.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Fastsittende alger og dyr. Undersøkelser 1981-1983. NIVA-rapport L-1602. O-82138. 166s.
- Rånås, J.; Ronæss, E.; Ramstad, L.; Lygren, E.; Øyestad, V.; Steinsbø, O.; Waatevik, E; Damhaug, T. 1984.** Fiskeoppdrett på Kårstø. Utredning om mulighetene for å etablere fiskeoppdrettsanlegg som benytter spillvann fra gassterminalen på Kårstø. NIVA-rapport OF-84602. FR-488.
- Haugen I. Nilsen, J og Pedersen. A. 1986.** Gasskraftverk på Kårstø, Rogaland. Foreløpig resipientvurdering. NIVA – 0-86159. 23 s.
- Haugen I. 1987.** Gasskraftverk på Kårstø. Supplerende resipientvurdering Oppsummering av erfaringer fra Sverige. 0-86159 6s.
- Berge, J., Golmen, L., Haugen, I. og Jacobsen, P. 1987.** Gasskraftverk på Ognøy i Bokn kommune, Rogaland. NIVA – O-87056. 44 s.
- Wikander, P. B., 1988.** Biologiske undersøkelser av den marine resipient rundt Kårstø. Bløtbunnsfauna status 1983. NIVA-rapport L-2193. O- 84072. 88s.
- Pedersen, A. 1989.** Petrokjemianlegg på Kårstø. Nedbeiting av benthosalger i Førlandsfjorden. NIVA-rapport L-2187. O-87152. 14.s.
- Rygg, B. 1990.** Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Bløtbunnsfauna 1983-1989. NIVA-rapport L-2439. O-88120. 36s.
- Pedersen, A., Bakke, T. og Green, N.W. 1990.** Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Fastsittende alger og dyr 1983-1989. NIVA-rapport L-2441. O- 88120. 152s.
- Pedersen, A., Bakke, T., Rygg, B. og Green N.W., 1990.** Biologiske undersøkelser av den marine resipient ved Kårstø. Sammenfatning. 1981-1989. NIVA-rapport L-2440. O-88120. 41s.
- Thomassen, J. (red). 1992.** MTBE-anlegg Kårstø – Konsekvensutredninger for Miljø, Naturressurser og Samfunn. NINA Oppdragsmelding 142: 183s.
- Pedersen, A. og Green, N.W. 1996.** Sleipnerkondensat på Kårstø. Overvåking av det marine miljø – Hardbunn. NIVA-rapport L-3585. O-95106. 165s.
- Pedersen, A. 1997.** Vurdering av økt kjølevannsutslipp på Kårstø i forbindelse med utbygging av Aasgaardfeltet og eventuelt gasskraftverk. NIVA-notat for Statoil. 5s.
- Pedersen, A, Bakke, T. og Walday, M. 1998.** Prosessanlegget på Kårstø. Supplerende undersøkelser av det marine miljø. Årsvariasjon - Hardbunnsamfunn. NIVA-rapport L-3813. O-97123/97132. 85 s.
- Bakke, T. og Walday, M. 1999.** Lekkasje av produksjonsvann fra ballasttank ved Statoils anlegg på Kårstø. Supplerende sedimentundersøkelser. NIVA-rapport L-4001. O-98080. 26 s.

- Walday, M. og Bakke, T. 1999.** Lekkasje av produksjonsvann fra en ballasttank ved Statoils anlegg på Kårstø. Sediment- og vannanalyser samt en biologisk befaring. NIVA-rapport L-3902. O-98080. 36 s.
- Vogelsang, C. 2001.** Slamvekst i renseanlegget for oljeholdig vann på Kårstø. NIVA-rapport L-4327. O-20231. 8 s.
- Walday, M. og Tveiten, L. 2002.** Overvåking av det marine miljø utenfor gassterminalen på Kårstø. Effekter av organotin (TBT) på purpursnegl (*Nucella lapillus*) i 2002. NIVA-rapport L-4628. O-21341. 24 s.
- Bakke, T. 2003.** Overvåking av det marine miljø utenfor gassprosesseringsanlegget på Kårstø. Biotilgjengelighet av utslippskomponenter i avløpsvann. NIVA-rapport L-4689. O-21341-3. 18 s.
- Walday, M. Moy, F. og Tveiten, L. 2004.** Undersøkelser av marine hardbunnsorganismer i området utenfor Kårstø gassprosesseringsanlegg 2002 og 2003. NIVA-rapport L-4807 O-21341-1. 42s.

Oversikt over utvalgte rapporter (NIVA-rapporter og andre rapporter hvor NIVA har bidratt vesentlig) som omhandler vurderinger av kjølevannsutslipp o.l.

- Bakke T., Berge J.A. og Haugen I. 1988.** Miljøpåvirkninger av kjølevannsutslipp – En litteraturgjennomgang. NIVA-rapport L-2163. O-88143.45s.
- Bakke T., Molvær J., Walday M. og Tobiesen A. 1992.** Miljømessige vurderinger av utslipp fra gasskraftverk på Herøya.
- Bakke, T. 2006.** Miljømessig vurdering av utslipp fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2006, 75 s. L.nr. 5197-2006.
- Bakke, T. Berge, J., Braaten, B., Moy, F., Oen, H., Pedersen, A., Walday, M., 1992.** Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. Norsk institutt for vannforskning. Rapport l. nr OR-2743. 201 s.
- Bakke, T. Molvær, J., Walday, M., Tobiesen, A. 2006.** Biotilgjengelighet av utslippskomponenter i avløpsvann. NIVA-rapport L-4689. O-21341-3. 18 s.
- Bakke, T., Braaten, B., Molvær, J. og Schaanning, M.T., 2002.** Seawater flue gas desulfurization FGD may require new regulations on ambient dissolved oxygen. Proceedings of the 14th Conference of the Electric Power Supply Industry (CEPSI2002), Fukuoka, Japan, 5-8 November 2002.
- Berge, J., Golmen, L., Haugen, I., Jacobsen, P. 1987** Gasskraftverk på Ognøy i Bokn kommune, Rogaland. Norsk institutt for vannforskning; 1987; 44 s. ISBN: 82-577-1236-1
- Bjerkeng, B. og Lesjø, Å., 1973:** Mixing of a jet into a stratified environment. PRA. 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo.
- Bjerkeng, B., Molvær, J.** Utslipp til sjø fra Kollsnes gassanlegg. Vurdering og fortykning. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 1997; 28 s. ISBN: 82-577-3220-6
- Golmen, L.** Utslepp frå Holen og Ytre Sandviken Renseanlegg i Bergen Kartlegging av spreiring av avlaupsvatnet. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2004; 61 s. ISBN: 82-577-4435-2
- Golmen, L.** Utslipp av avlaupsvatn frå Barlindbotn Settefiskanlegg til Botnavika Vurdering av miljøkonsekvensar. Norsk institutt for vannforskning; 1987; 27 s. ISBN: 82-577-1316-3
- Golmen, L.** Vurdering av Rana Gruber A/S sitt industriavløp i Indre Ranafjorden (Ranfjorden). Norsk institutt for vannforskning; 1991; 62 s. ISBN: 82-577-1964-1
- Golmen, L., Bakke, T., Grimsby, C.** Vurdering av utslipp til sjø fra Renovasjon-Nord AS i Kristiansund. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2001; 31 s. ISBN: 82-577-4015-2
- Golmen, L., Kroglund T., 2001.** Vurdering av inntak og utslepp av kjølevatn/prosessvatn ved Ljøneset i Øygarden for Naturgass Vest AS og Cod Culture Norway AS. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2001; 33 s. ISBN:82-577-4088-8
- Golmen, L., Nygaard, E. (Statoil).** Sporstoff-forsøk ved hovedutsleppet fra Statoils raffeneri på Mongstad. NIVA; 2006; 46 s. ISBN: 82-577-4861-7
- Golmen, L., Nygaard, E. (Statoil).** Statoil Mongstad Refinery. Measurements of currents at the process water discharge November 2003. Data Report NIVA; 2004; 37 s. ISBN: 82-577-4477-8
- Haugen I. og Källqvist. S.T., 1974.** Waste heat and nutrient loaded effluents in aquaculture. NATO-workshop March 1974.

- Haugen I., 1974.** Tiltak for å redusere negative følger ved bruk kjølevann. Notat. NIVA, 22. januar 1974.
- Haugen I., 1975.** Vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Problemer knyttet til blokkering av kjølevannsinntak forårsaket av organismer i sjøen. NIVA. 28. mai 1974. 0-177/70
- Haugen I., 1987.** Gasskraftverk i Nærøy, Nord-Trøndelag. Foreløpig vurdering av lokaliteten. NIVA, 9. mars 1987.
- Haugen, I. og Nilsen, G., 1973** Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk NIVA-notat. juni 1973.
- Haugen, I., 1981.** Potensial biological problems connected with cooling water intake. NIVA. 8th May 1981.
- Haugen, I., Steen, J.E. og Thendrup. A ., 1979.** Varmekraftverk i Oslofjordområdet. Vurdering av driftsproblemer knyttet til begroing og resirkulering. NIVA/VHL, februar 1979.
- Haugen, I., 1974.** Guidelines for recipient evaluation and biological surveys in connection with the siting of the first nuclear power plant in Norway. IAEA SM – 187/28, 1974.
- Haugen, I., 1978.** Vann- og forurensningsproblemer ved varmekraftverk. En første vurdering av mulige byggesteder for varmekraftverk på kyststrekningen fra Telemark til Sør-Trøndelag NIVA, 13. april 1978.
- Haugen, I.N., 1982.** An analysis of marine fouling problems connected to intake of process water from a water filled shaft, specially related to the "3311 concept studies". NPC 1982.
- Johnsen, T., Nygaard, E. Vurdering av miljøeffekter etter akutt utslipp av ca. 2 tonn MEG til sjø fra Kollsnes gassanlegg. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 1998; 27 s. ISBN: 82-577-3160-9
- Johnsen, T., Nygaard, E., 1997.** Vurdering av miljørisiko ved utslipp av avløpsvann til sjø fra Kollsnes gassanlegg. NIVA rapport, 1997; 39 s. ISBN: 82-577-3160-9
- Kroglund, T., Molvær, J. 2001.** Vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann. Norsk institutt for vannforskning (NIVA); 2001; 35 s. l.nr. 4421-2001.
- Kroglund, T., Molvær, J., Sørflaten, A. 2007.** Eramet Sauda. Miljøkonsekvensvurdering for utslipp av kjølevann fra planlagt gjenvinningsanlegg for energi NIVA; 2007; 22 s. L.nr. 5335-2007.
- NIVA, 1974 a.** Undersøkelser av vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1973- 1974. 0-177/70. Blindern, desember 1974.
- NIVA, 1974 c.** Langangsfjorden som resipient for kjølevann fra et kjernekraftverk. P-184/73. Blindern. 28. februar 1974.
- NIVA, 1974 d.** Vann- og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Problemer knyttet til blokkering av kjølevannsinntaket forårsaket av organismer i sjøen. 0-177/70. Blindern 28. mai 1974.
- NIVA. 1973.** Undersøkelser av vann og forurensningsproblemer ved kjernekraftverk. Resultater fra Oslofjordområdet for perioden 1971- 1972. Norsk Institutt for vannforskning, Blindern.
- NIVA. 1974 b.** Foreløpig karakteristik av Naverfjordområdet som resipient for kjølevann fra et kjernekraftverk. o-109/73. Blindern. 29. februar 1974.
- NIVA/VHL. 1973.** Kjernekraftverk i Oslofjordområdet, Byggestedsområdene Brenntangen. Vardeåsen og Hurum. Resipientvurderinger Trondheim/Oslo, 25 januar 1973 Fellesrapport NIVA/VHL.

Oversikt over utvalgte, relevante NIVA-arbeider innen økotoksikologi

- Brooks, S., Bolam, T., Tolhurst, L., Bassett, J., La Roche, J., Waldock M and Thomas, K.V. 2008.** Dissolved organic carbon reduces the toxicity of copper to germlings of the macroalgae, *Fucus vesiculosus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.
- Merete Grung, Rainer Lichtenthaler, Marijan Ahel, Knut-Erik Tollefsen and Kevin Thomas (2007)** Toxicity characterization of organic contaminants in effluents from the city of Zagreb. *Chemosphere*. 68, 108-120.
- Knut-Erik Tollefsen, Chris Harman, Andy Smith, Kevin V. Thomas (2007)** Estrogen receptor (ER) agonists and androgen receptor (AR) antagonists in effluents from oil production platforms and North Sea surface waters. *Marine Pollution Bulletin*. 54, 277-283.

Grung M, Langford K & Thomas K (2007) Miljøkjemisk vintermøte, Geilo. Characterisation of corrosion inhibitors utilized at Ekofisk. Poster.

Källqvist T, Grung M, Tollefsen KE (2006) CHRONIC TOXICITY OF 2,4,2',4'-TETRABROMODIPHENYL ETHER ON THE MARINE ALGA *SKELETONEMA COSTATUM* AND THE CRUSTACEAN *DAPHNIA MAGNA*. Environmental Toxicology and Chemistry: Vol. 25, No. 6 pp. 1657–1662

Dyer, R., Tolhurst, L., Hilton, M., Thomas, K.V. (2006) Bio-concentration of the antifouling paint biocide Irgarol 1051 by the green alga *Tetraselmis suecica*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 77, 524-532.

Thomas, K.V., Hurst, M.R., Reynolds, W. and Thain, J.E. (2006) *In vitro* Bioassay testing and bioassay-directed analysis of produced and surface water extracts. Biological effects of contaminants in marine pelagic ecosystems. Ed. by Hylland, K.; Lang, T.; Vethaak, D.. SETAC PRESS. Brussels. 2006.

Hurst, M.R., Chan-Man, Y., Balaam, J.L., Thain, J.E. and Thomas, K.V. (2005) The stable aryl hydrocarbon receptor agonists potency of United Kingdom Continental Shelf (UKCS) offshore produced water effluents. *Marine Pollution Bulletin*. 50(12), 1694-1698.

Hutchings, M., Johnson, I., Hayes, E., Girling, A. Thain, J., Thomas, K.V., Benstead, R. Whale, G., Wordon, J., Maddox, R. and Chown, P. (2004) Toxicity Reduction Evaluation; Toxicity Identification Evaluation and Toxicity Tracking in Direct Toxicity Assessment. *Ecotoxicology* 13, 475-484.

Thomas, K.V., Balaam, J., Hurst, M.R. Thain, J.E. (2004) Bio-analytical and Chemical Characterisation of Offshore Produced Water Effluents for Estrogen Receptor (ER) Agonists. *Journal of Environmental Monitoring*. Volume 6, 593-598.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no