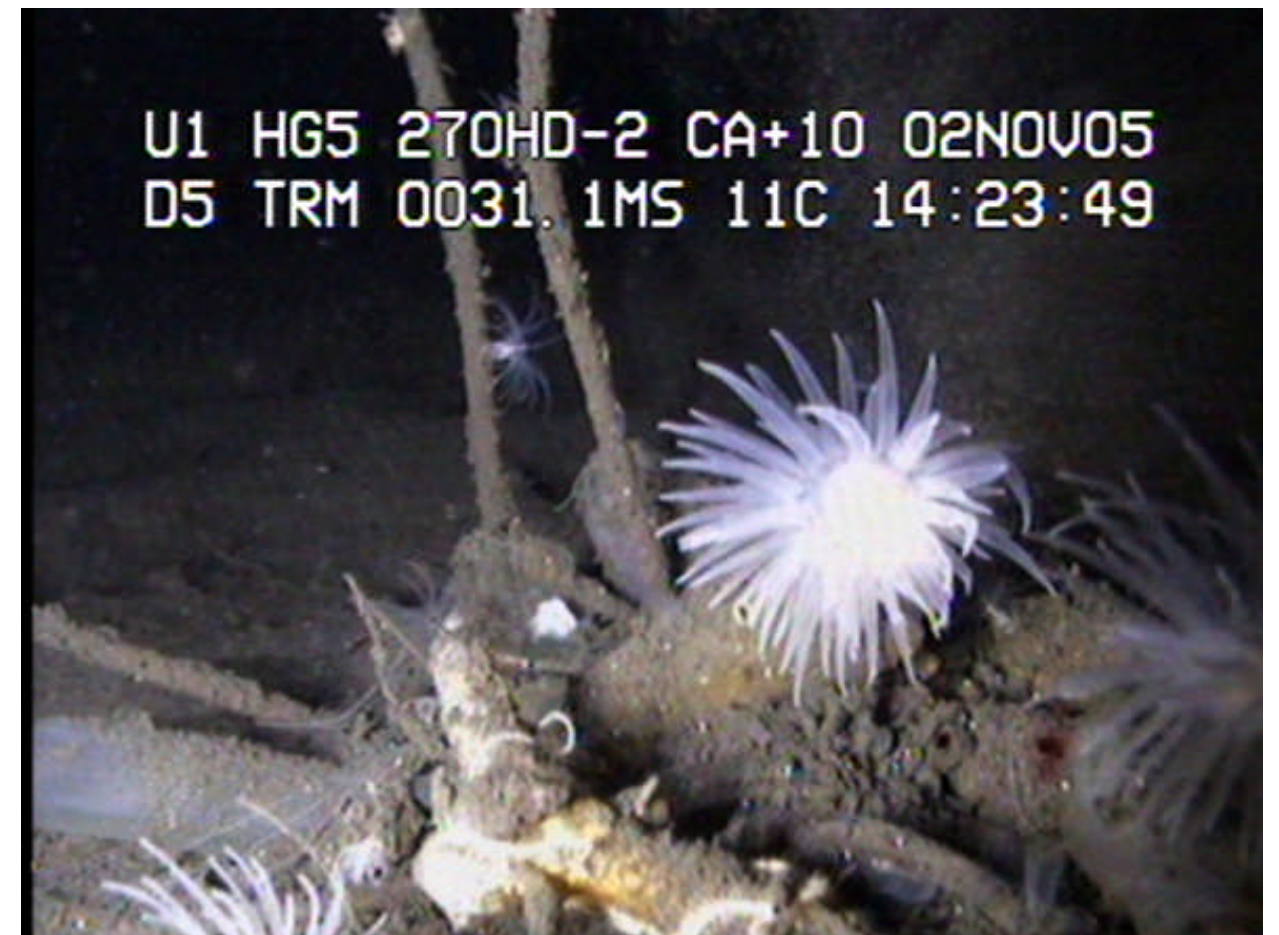




RAPPORT LNR 5197-2006

Miljømessig vurdering av utslipp til sjø fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Miljømessig vurdering av utslipp fra gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn	Løpenr. (for bestilling) 5197-2006	Dato 11.04.2006
	Prosjektnr. Undernr. O-25315	Sider Pris 75
Forfatter(e) Torgeir Bakke Jarle Molvær Mats Walday August Tobiesen	Fagområde Konsekvensutredning	Distribusjon
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Skagerak Energi AS	Oppdragsreferanse Bestilling bebe02 200400133
--	---

Sammendrag

Hovedutslippet til sjø er kjølevann. Det vil ikke være andre regulære utslipp eller uhellsutslipp til sjø. Spredningsberegningene for et kjølevanninntak på 8 m³/sek og 16 m³/sek i 40 m dyp, en temperaturøkning på 15°C, og strømhastigheter i utslippsområdet på 2 cm/s og 7 cm/s viser at utslipp i 2 m dyp vil stimulere algevekst sommerstid og antakelig gi risiko for frostrøyk vinterstid. Utslipp i 15 m og 20 m dyp vil i liten grad stimulere algevekst og anbefales. Ca 100 m fra utslippet vil overtemperaturen ha sunket til under 1°C, og risikoen for økologiske effekter være svært liten. Risiko for effekter av endret oksygenivå, økning av næringssalter (N og P) og av suspendert materiale er lav. Kjølevannet vil gi en ubetydelig økning av transporten av dioksiner fra Frierfjorden til Breviksfjorden. Kjølevannsuttaget vil på sikt kunne bidra til å bedre dypvannets kvalitet. Inntaket bør plasseres på 40 m for å unngå begroing fra blåskjell. Makrobegroing med rur, sekkedyr og hydroider må likevel påregnes. Anbefalte tiltak mot begroing er periodevis rengjøring av selve inntaket og varmevekslere. Klorering som gir 0,1-0,2 mgCl₂/l i utslipp utgjør lav risiko for miljøeffekter. Støtklorering som gir 5 mgCl₂/l i utslipp bør unngås. Etablering av et overvåkingsprogram anbefales.

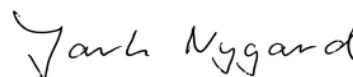
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Gasskraftverk	1. Gas driven power plant
2. Kjølevann	2. Cooling water
3. Konsekvensutredning	3. Environmental impact assessment
4. Frierfjorden	4. Frierfjord



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Miljømessig vurdering av utslipp til sjø fra
gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn**

Forord

På oppdrag fra Skagerrak Energi AS har NIVA gjennomført en konsekvensvurdering av utslipp til sjø fra planlagt gasskraftverk på Herøya, Porsgrunn. Kontaktpersoner hos oppdragsgiver har vært prosjektleder Bent Bergersen og siv.ing. Lars Søfteland. Hos NIVA har seniorforsker Jarle Molvær vært ansvarlig for hydrofysiske vurderinger og modellering av spredning av utslippsvann, forsker August Tobiesen for toksikologiske vurderinger og forsker Mats Walday for ROV-registreringer og vurdering av begroing. Ing Tom C. Mortensen har bistått på feltarbeid og klargjøring av instrumenter. Seniorforsker Torgeir Bakke har vært prosjektleder og ansvarlig for utarbeidelse av sluttrapport.

Oslo, 11.04. 2006

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Bakgrunn og formål for prosjektet	10
2. Kort resipientbeskrivelse	11
2.1 Resipientavgrensning	11
2.2 Hydrofysiske forhold	12
2.3 Biologiske forhold	15
2.4 Viktige miljøforvaltningsmessige forhold	15
3. Inntaks- og utslippsforhold for kjølevann	16
3.1 Inntaks- og utslippsbeskrivelse	16
3.2 Strømforhold i utslippsområdet	17
3.2.1 Strømmålinger	17
3.2.2 Eldre data	22
3.2.3 Konklusjoner	23
Innlagrings- og fortynningsberegninger	24
3.2.4 Metodikk og data	24
3.2.5 Resultater	26
4. Miljøkonsekvenser av kjølevannsbruken	31
4.1 Overtemperatur	31
4.2 Oppløst oksygen	32
4.3 Næringssalter	33
4.4 Suspendert stoff	34
4.5 Miljøgifter	34
4.6 Konsekvenser for Frierfjordens hydrofysikk	35
5. Miljøkonsekvenser av utslipp fra CO₂-rensing	36
6. Begroing i sjøvannsinntak	37
6.1 Eksisterende kunnskap om utbredelse av begroingsorganismer	37
6.2 Biologien til utvalgte makrobegroingsorganismer	37
6.3 ROV-befaring høsten 2005	42
6.4 Bløtbunnsfauna og sedimentforhold	44
6.5 Erfaringer av makrobegroing fra Kårstø	45
6.6 Erfaringer av makrobegroing fra NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand	45
6.7 Samlet vurdering av risiko for makrobegroing	46
6.8 Anbefalte tiltak for å unngå makrobegroing	46
6.9 Mikrobegroing	47

7. Evaluering av inntaksdypet for kjølevann	53
8. Andre mulige utslipp til sjø	54
9. Behov for overvåking	55
10. Konklusjoner og anbefalinger	56
11. Litteratur	59
Vedlegg A. Oversikt over profiler brukt i kjøring med JETMIX	61
Vedlegg B. Beregninger med PLUMES	63

Sammendrag

Miljøkonsekvensene av utslipp til sjø er vurdert av NIVA. Utslippene har fokus på oppvarmet sjøvann brukt som kjølevann. Det vil ikke være regulære utslipp eller uhellsutslipp til sjø fra renseanlegget for CO₂. Mindre mengder avløpsvann fra spyling, rengjøring og annet vil bli ledet til oppsamlingstanker for håndtering og vil ikke bli ledet til sjø.

Kjølevannsresipienten er en terskelfjord nær 100 m dyp og med terskel på 23 m innenfor Brevik. Fjorden har tre hovedvannmasser: brakkvannslaget, som preges av ferskvannstilførselen, mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere, og bassengvannet. Brakkvannet strømmer raskt ut gjennom fjordområdet, Bassengvannet har en mer sporadisk vannfornyelse.

Bedring av miljøforholdene i Grenlandsfjordene har vært en sentral oppgave for myndigheter og industri siden 1970-tallet. Bekymringen har først og fremst vært virkningene av tidligere tiders industriutslipp av spesielt dioksiner. Dioksinkildene er eliminert, men fjordsystemet helt ut til kysten har fortsatt omfattende kostholdsråd. Dette setter dioksiner i fokus også mht effekter av kjølevannsbruken.

Spredningsberegningene for kjølevannet har tatt utgangspunkt i et kjølevanninntak i 40 m dyp i Frierfjorden, en temperaturøkning på 15 grader, to kjølevannsmengder 8 og 16 m³/sek, og strømhastigheter i utslippsområdet på 2 cm/s og 7 cm/s. Et utslipp i brakkvannslaget (2 m dyp), sprangsjiktet mellom brakkvannslag og mellomlag (10 m dyp) og sjøvannslaget (15 m og 20 m dyp) er utredet.

Ved utslipp vil kjølevannet raskt stige eller synke til det dypet der omgivende vann har samme egenvekt som kjølevannet. Tiden fra utslipp til vannet når innlagringsdypet kalles primærfortynningsfasen og varer i ca 0,5 - 1 minutt. Videre transport og innblanding styres av strømforhold og lokal turbulens og kalles sekundærfortynningsfasen.

Beregning av innlagring og primærfortynning er utført i to omganger, først ved bruk av modellen NIVA*JET.MIX for 83 målte vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet fra tidlig 1970-tallet til ca. år 2000, deretter med modellen Visual PLUMES, for 9 utvalgte av de 83 situasjonene og med utslipp i 15 og 20 m dyp. Et utslipp i 2 m dyp fører til at kjølevannet forblir i brakkvannslaget og øvre del av sprangsjiktet. Dette vil stimulere algevekst sommerstid med resulterende eutrofiering og antakelig også medføre risiko for dannelse av frostrøyk vinterstid. Ved utslipp i 10 m dyp vil man unngå frostrøyk, men kjølevannets innhold av næringssalter vil fortsatt kunne gi øket algevekst i sommerhalvåret. Utslipp i 15 og 20 m dyp vil som oftest gi innlagring i hhv 14-16 m og 15-20 m dyp som er for dypt til å stimulere algevekst, og anbefales derfor.

Overtemperatur på 15 °C i utslippet vil gi størst temperaturforskjell i forhold til resipienten på vinterstid, og minst på høsten. Gjennomsnittstemperaturen i det fortynnede utslippsvannet vil ha sunket til mindre enn 1 °C over omgivelsene (konservativ grense for effekter) før skyen har nådd en avstand av 100 m fra utslippet. For det meste vil dette skje i retning Skienselva. En konservativ grense for biologiske effekter av overtemperatur er +1 °C. Risikoen for økologiske effekter av overtemperaturen vil likevel være svært liten utenfor en avstand av 100 m.

Kjølevannsutslippet vil medføre meget lav risiko for effekter av endret oksygeninnhold, økning av næringssalter (N og P), og økning av suspendert materiale. Kjølevannet kan gi en liten økning av transporten av dioksiner fra Frierfjorden til Breviksfjorden, men grunnlaget for å beregne dette er svakt.

Kjølevannet medfører en betydelig vannutskiftning av bassengvannet og vil på sikt kunne bidra til en forbedring av oksygenforholdene i Frierfjordens dypvann.

Kunnskap om vertikalutbredelsen av begroingsorganismer tilsier at man ikke bør plassere kjølevannsinntaket grunnere enn 40 m. Makrobegroing med rur, sekkedyr og hydroider må påregnes på selve inntaksarrangementet, også på et dypere inntak. Løstrevne dyr, spesielt sekkedyr, kan bli suget innover, men de rives lett i stykker så risikoen for at de skal stoppe til anlegget ansees som liten. Anbefalte tiltak for å motvirke begroing er periodevis rengjøring. Inntaksarrangementet bør kunne kontrolleres med undervannsvideo og rengjøres av dykkere etter behov. Fjerning av mikrobegroing i varmevekslere, som kan redusere effekten, bør eventuelt kunne gjennomføres med høytrykkspyling. Dersom kloring brukes til fjerning av mikrobegroing vil restklorkonsentrasjon på 0,1 – 0,2 mgCl₂/l gi liten risiko for miljøeffekter, og de vil eventuelt være begrenset til områdene langs kaiene på Herøya og ved munningen av Skienselva. Støtkloring som gir restklorkonsentrasjon på 5 mgCl₂/l er antatt å kunne gi uønskede klormengder i resipienten og bør unngås.

Et sjøvannsinntak på ca 20-30 m i stedet for 40 m vil øke risikoen for at kjølevann rives med inn i sjøvannsinntaket. Det kan bare motvirkes ved å plassere utslippet i brakkvannslaget, eller i sprangsjiktet mellom brakkvannslag og sjøvannslag. Begroing på et inntak i 20-30 m dyp vil være omtrent som på 40 m, men dersom vannkvaliteten på sikt forbedres kan kanskje forholdene bli som i Brevikundet i dag. I så fall vil innslaget av begroingsarter med større kroppsvolum og fastere vev bli større og derfor også faren for tilstopping av rørsystemer. Rengjøring og spesielt inspeksjon ved bruk av dykkere være enklere på 20-30 m dyp enn på 40 m.

Ved et inntak på 50 m vil temperaturen på inntaksvannet være temmelig stabil, men vannkvaliteten noe dårligere enn i 40 m dyp. Forskjellen er i første rekke noe lavere oksygenkonsentrasjon og noe høyere konsentrasjon av næringssalter. Begroingen vil være omtrent som på 40 m eller muligens noe mindre. Man vinner antakelig lite i form av driftssikkerhet. Dykkeroperert inspeksjon og rengjøring vil utgjøre en noe større risiko enn på 40 m, men det er først på dyp større enn 50 at slike operasjoner blir kompliserte og kostbare fordi annet regelverk for dykking trer inn.

Siden gasskraftverk er en nyhet i Norge og utbyggingen foregår i et allerede belastet sjøområde, anbefales at man etablerer et overvåkingsprogram i sjøresipienten. Data som støtter konklusjoner om manglende miljøpåvirkning er her like viktige som data som eventuelt viser en påvirkning. En langsiktig overvåking av flora og fauna på hardbunn i nærområdet for kjølevannsutslippet bør settes i gang. Det kan også være behov for å overvåke om kjølevannet på sikt endrer fjordens hydrografi og bedrer oksygenforholdene i dypvannet. Overvåking som kan belyse om kjølevannet eventuelt øker utvekslingen av dioksiner mellom Frierfjorden og Breviksfjorden bør gjennomføres. Et overvåkingsprogram for kraftverket bør koordineres med øvrig overvåkingsvirksomhet som foregår i Grenlandsfjordene, eventuelt bygges inn som en del av denne.

Summary

Title: Environmental assessment of discharges to the sea from a gas driven power plant at Herøya, Porsgrunn.

Year: 2005

Author: T. Bakke, J. Molvær, M. Walday, A. Tobiesen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4916-8

The potential environmental impact of discharges to the sea from the planned gas driven power plant at Herøya, Porsgrunn has been evaluated by NIVA. The main effluent is heated seawater used as cooling water. No regular or accidental discharges to the sea are expected from the planned cleaning plant for CO₂. Smaller volumes of wastewater, generated during cleaning processes, will be led to storage tanks for further handling and not discharged the sea.

The cooling water recipient is a land locked fjord with maximum depth of 100 m and sill depth of 23 m close to Brevik. The fjord contains three main bodies of water: a brackish surface layer influenced by the Skien river, a transition layer, and a deep basin water. Turnover of the brackish water is high, that of the basin water only infrequent.

Improvement of the environmental conditions of the Grenlands fjords has been a key issue for the industry and authorities since the 1970ies. The main concern is earlier industrial discharges in particular of dioxins. The primary dioxin sources are now eliminated, but the fjord system all the way to the coast still has restrictions on consumption of fish and shellfish. This causes dioxins to be at focus also when considering the impact of the cooling water.

Dispersion modelling of the cooling water effluent is based on a water intake at 40 m depth, a temperature increase of +15°C before discharge, water flow rates of 8 and 16 m³/sec, and discharge point current velocities of 2 cm/s and 7 cm/s. An effluent outlet in the brackish water (2 m depth), transition water (10 m depth) and basin water (15 and 20 m depth) have been evaluated.

At discharge the plume will rapidly rise or sink to the depth level of equal density. The duration of this primary dilution phase is 0,5 – 1 min. Further transport and dilution (the secondary dilution phase) is governed by ambient currents and turbulence.

Plume trapping and primary dilution has been modelled in two steps, first by use of the NIVA*JET.MIX model for 83 measured density profile scenarios from early 1970ies to 2000. Then the model Visual PLUMES has been used for 9 of these situations and with discharge at 15 and 20 m depth. With discharge at 2 m depth the plume stays in the brackish water resulting in algal growth stimulation during summer and surface mist formation during winter. Mist formation, but not algal growth stimulation is prevented by a discharge at 10 m depth. A discharge at 15 and 20 m depth will give plume trapping at 14-16 m and 15-20 m respectively which is too deep for algal growth in this fjord. These last discharge depths are recommended.

An effluent hypertemperature of +15 °C will cause the largest deviation from ambient during winter and least during autumn. Average plume temperature is decreased to less than 1 °C above ambient at about 100 m from the discharge point. The direction will be towards the Skien river. A conservative environmental quality standard (NOEC) for hypertemperature is +1 °C. The risk of environmental effects from the hypertemperature will thus be very low beyond 100 m distance.

The cooling water discharge creates a very low risk of effects due to reduced dissolved oxygen, increase in inorganic nutrients, or increase in total suspended solids in the recipient waters. The cooling water may cause a small increase in the transport of dioxins from Frierfjorden to Breviksfjorden outside, but the basis for estimating this contribution is weak.

The cooling water use may result in a significant exchange of basin water, and may on a longer term contribute to oxygen improvement of the deep water in the fjord.

Information on the vertical distribution of biofouling (marine growth) organisms suggests that the cooling water intake should be placed at a depth of at least 40 m. Macroscopic growth of barnacles, sea squirts, and hydroids, but not mussels, is still expected at the surface of the water intake arrangement, and even if the intake is placed deeper. Detached animals, in particular sea squirts may be sucked into the cooling water system, but their body is easily fragmented and the risk of blockage is deemed low. Recommended preventive and mitigating actions are periodic cleaning. The intake arrangement should be easily controlled by UV video and accessed by divers for manual cleaning. Removal of microscopic biofilm in heat exchangers, which may reduce exchange efficiency, may best be done by high pressure cleaning. If chlorination is used for removal of the biofilm, concentrations of active chlorine of 0,1 – 0,2 mgCl₂/l in the water outlet pose low risk of environmental effects, and these will be limited to the piers at Herøya and the mouth of the Skien river. Periodic chlorination which results in outlet concentrations of 5 mgCl₂/l are expected to give unacceptable levels of chlorine in the recipient and should be avoided.

A cooling water intake at 20-30 m depth rather than 40 m will increase the risk that heated cooling water is shunted to the intake again. This may be counteracted by placing the outlet in the brackish water layer or in the discontinuity layer between this and the seawater layer below. Marine growth at 20-30 m will be similar to that at 40 m, but if the water quality gradually is improved in the area, the conditions may develop into that found in Breviksundet today. Then the growth of organisms with larger biomass and more solid bodies may increase, and hence the risk of clogging of pipeline systems. Cleaning and in particular inspection by divers will be simpler at 20-30 m than at 40 m.

With an intake at 50 m the water temperature will be very stable, but the water quality will be less than at 40 m, primary due to less dissolved oxygen and somewhat higher content of inorganic nutrients. The fouling intensity will be similar to that at 40 m or lightly less. There is probably little to gain in operational reliability. Diver inspection and growth removal will pose a slightly higher risk than at 40 m. If the 50 m depth is exceeded such operations will be particularly complicated and expensive due to other diving regulations being in force.

Since this type of thermal power plant is new to Norway, and since the establishment will be in an area with a severe pollution history, the establishment of a monitoring programme is recommended. The programme should provide evidence to support conclusions of effects as well as lack of effects. Long term monitoring of the hard bottom flora and fauna in the vicinity of the cooling water outlet should be initiated. A programme to monitor the possible long term change in hydrography and dissolved oxygen conditions in the deep water due to cooling water extraction should also be considered. Also monitoring should be initiated to assess whether the cooling water extraction will increase the exchange of dioxins between Frierfjorden and Breviksfjorden. A monitoring programme for the power plant should be coordinated with the other monitoring activities in Grenlandsfjordene, and possibly be a part of these.

1. Bakgrunn og formål for prosjektet

Skagerak Energi AS planlegger gjennom sitt datterselskap Skagerak Kraft AS å bygge et gasskraftverk på Herøya. Det søkes om bygging av inntil 2 kraftverksblokker, hver med en ytelse på 400-500 MW installert effekt, lokalisert til Herøya Industripark.

Det planlegges også bygging av renseanlegg for CO₂ i tilknytning til kraftverket. Hver av kraftverksblokkene vil få et eget frittstående renseanlegg som skal skille ut ca 85 % av CO₂-innholdet i røykgassen. Beregninger av sannsynlige utslippsmengder av miljøfarlige stoffer, bl.a. aminer, fra renseprosessen skal i følge Skagerak Energi AS foreligge. Konsekvensutredning, utslippssøknad og konsesjonssøknad for kraftverket skal leveres i første kvartal 2006, og Skagerak Energi AS har bedt NIVA utarbeide en miljøkonsekvensutredning av utslippene til sjø fra anleggene.

Myndighetene ved NVE har satt følgende krav som også fremstår som målsetninger for denne utredningen:

- Det skal utredes om utslipp av oppvarmet kjølevann vil kunne skade biologiske og/eller andre prosesser i sjøen.
- Det skal redegjøres for tiltak som kan iverksettes for å unngå bruk av begroingshindrende middel. Dersom slike kjemikalier må benyttes skal det redegjøres for hvilke kjemikalier som ønskes brukt, samt mengder og doseringsmetode. Spredning i resipienten skal beregnes og eventuelle miljømessige konsekvenser av bruken skal utredes.
- Miljørisiko i forbindelse med akutte utslipp skal vurderes.
- Behovet for et overvåkingsprogram av utslippet skal vurderes.

Utredningen skal i tillegg dekke miljøkonsekvenser av eventuelle andre utslipp til sjø fra virksomheten og eventuelle utslipp fra renseanleggene for CO₂.

Utredningen skal videre dekke hhv 1 og 2 kraftverksblokker, begge med og uten CO₂-renseanlegg.

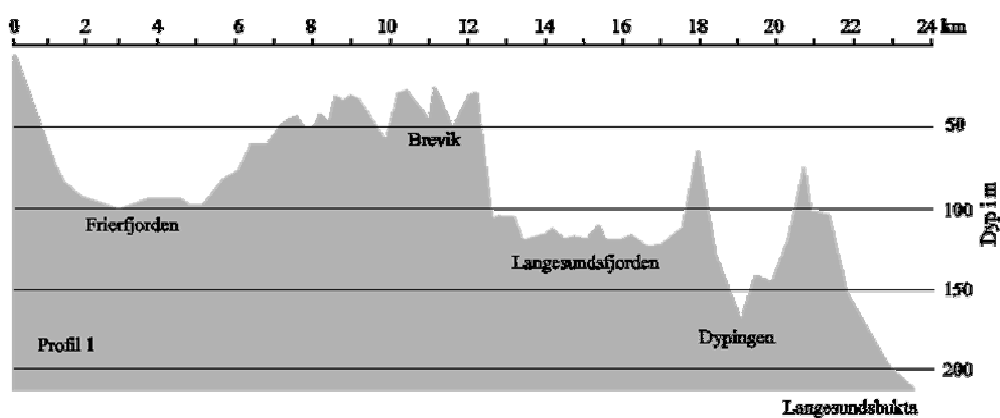
2. Kort resipientbeskrivelse

2.1 Resipientavgrensing

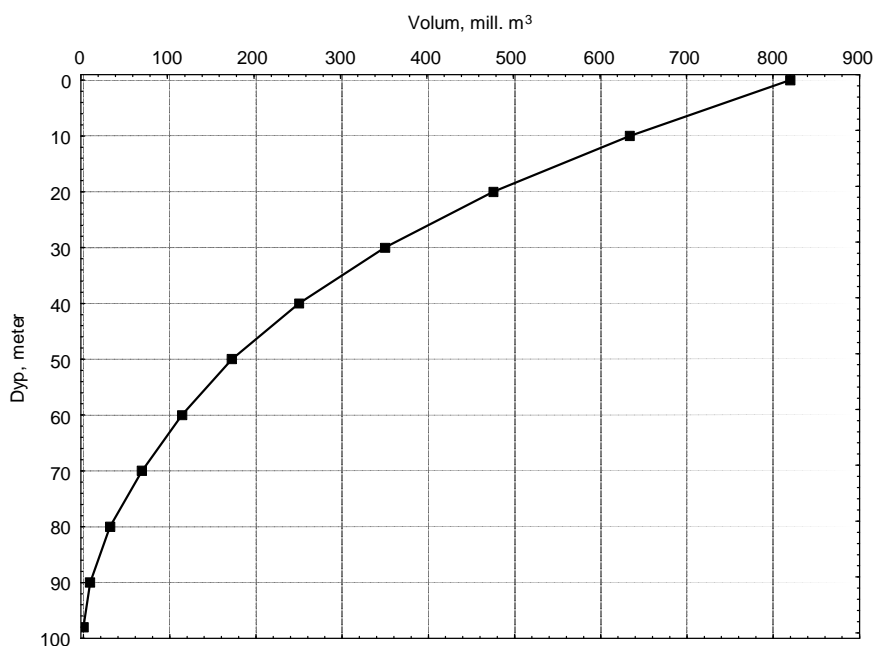
Kraftverket planlegges bygd på Herøya og resipienten for utslippet fra kraftverket vil være Frierfjorden (**Figur 1**). Fjorden er en terskelfjord og mens fjordbassenget er nær 100 m dypt ligger det innenfor Brevik en terskel med 23 m som største dyp (**Figur 2**). Omkring halvparten av fjordens vannvolum ligger over terskeldypet (**Figur 3**).



Figur 1. Oversiktskart for Frierfjorden. Den hydrografiske hovedstasjonen er avmerket midt i fjorden.



Figur 2. Langsgående bunnprofil fra Frierfjorden og til Langesundsbukta.



Figur 3. Volum av Frierfjorden innenfor Brevik.

2.2 Hydrofysiske forhold

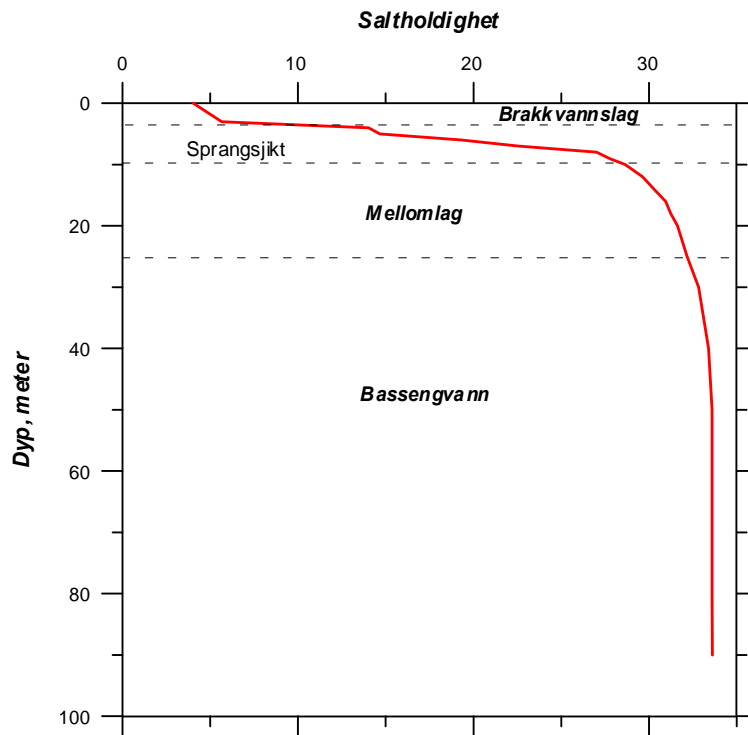
Vannmassene i Frierfjorden er preget av to forhold. Denne terskelen ved Brevik fører til at bassengvannet under 23 m dyp er avskåret fra vannmassene i Breviksfjorden og Langesundsfjorden. For det andre tilfører Skienselva fjorden store mengder ferskvann fra Skiensvassdraget. Vassdraget er sterkt regulert, med 230-250 m³/s som typisk årsgjennomsnitt. Vannføringen er karakterisert av en vårflom i tidsrommet april-juni (opptil 1000 m³/s), minimum på 50-100 m³/s i juli-august, og høstflom i september - oktober.

Den store ferskvannstilførselen og fjordterskelen gjør det naturlig å skjelne mellom tre hovedvannmasser i Frierfjorden (**Figur 4**):

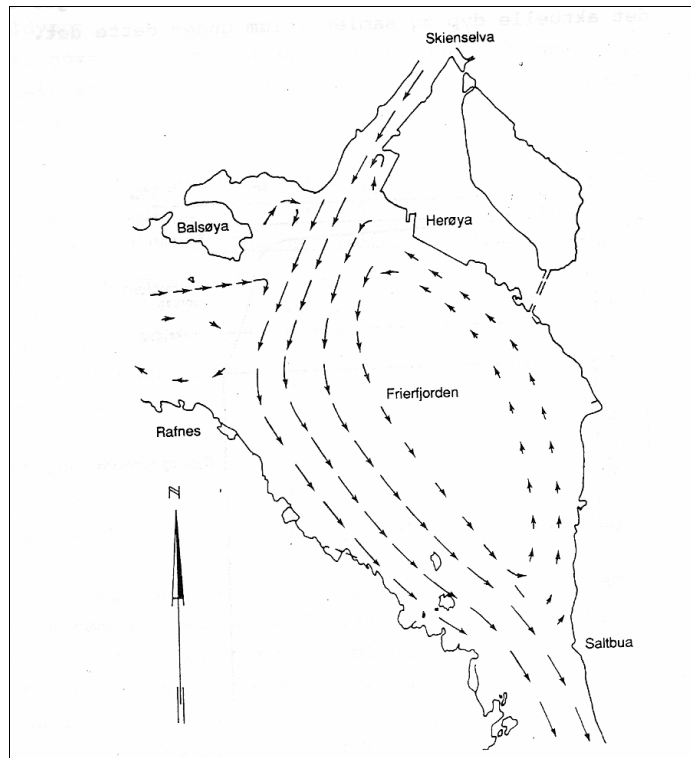
- Brakkvannslaget, som preges av ferskvannstilførselen
- mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere, og
- bassengvannet

Tykkelsen av brakkvannslaget varierer mellom 2 m og 8 m, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold. Dette laget strømmer raskt ut gjennom fjordområdet. Overgangen fra brakkvannslag til sjøvannslaget mellom dette og bassengvannet (mellomlaget) er markert ved en sterk økning i saltholdighet, og omtales ofte som et sprangsjikt.

De tre vannmassene er preget av forskjellige utskiftningsmekanismer. Brakkvannet strømmer raskt ut gjennom fjordområdet, med bakevjer mot Herrebukta- Volls fjorden og på Frierfjordens østside (**Figur 5**). Den øvre delen av mellomlaget er preget av en inngående sjøvannsstrøm som erstatter sjøvannet som transporteres ut av fjorden med brakkvannsstrømmen. Mellomlaget er også sterkt påvirket av tidevann og av inn- og utstrømninger pga. variasjoner i vannmassenes egenvekt utenfor Brevik. Bassengvannet har en mer sporadisk vannfornyelse og større fornyelser foregår med flere års mellomrom (opptil 5 års intervall er registrert). Typiske oppholdstider for disse tre vannmassene er sammenfattet i **Tabell 1**. Utenom de kortvarige og store dypvannsfornyelsene er dypvannet i Frierfjorden preget av langsomme variasjoner (**Figur 6** og **Figur 7**).



Figur 4. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser.

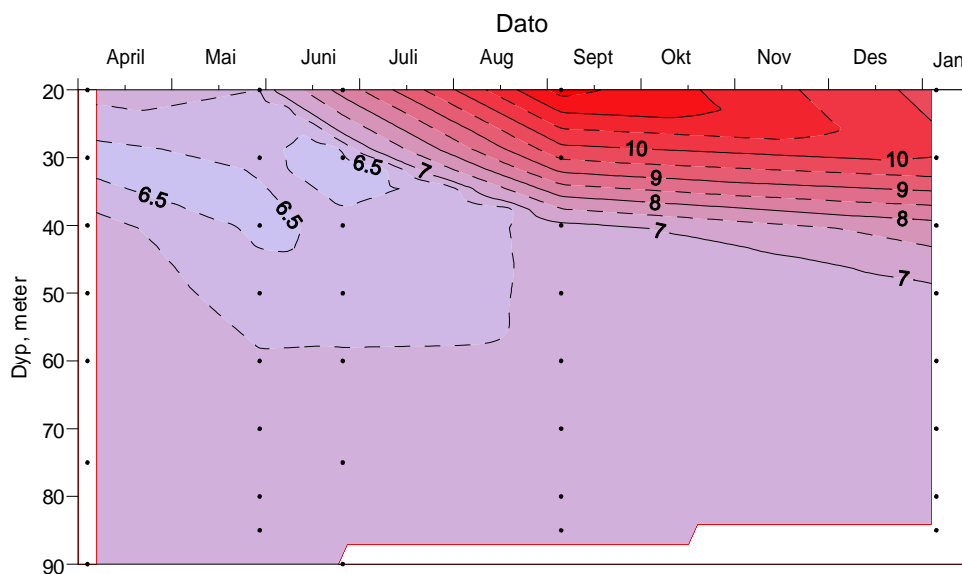


Figur 5. Skjematisk bilde av overflatesirkulasjonen i Frierfjorden.

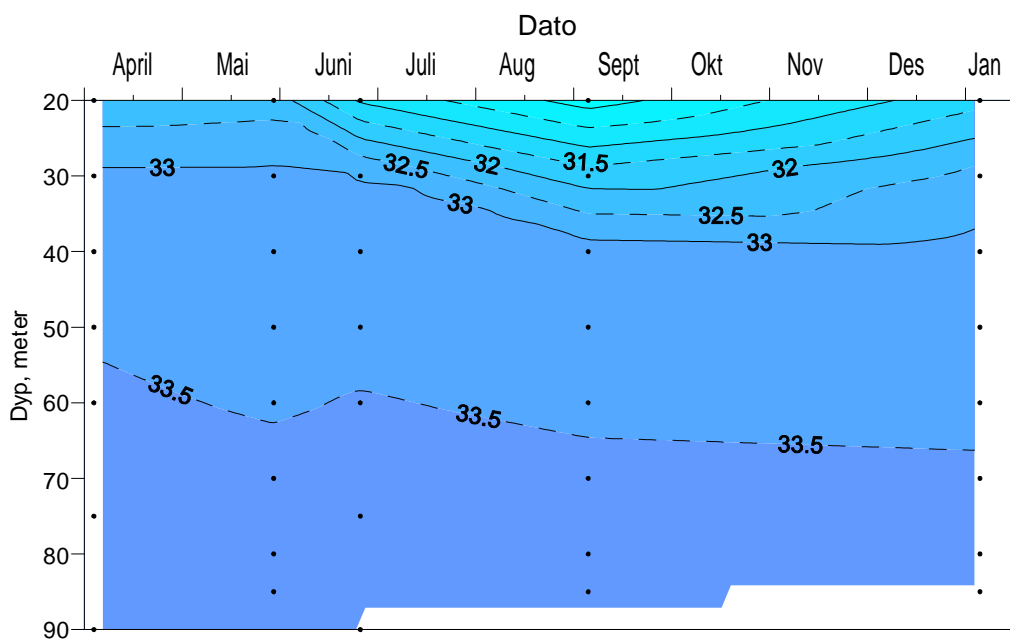
Tabell 1. Typiske oppholdstider for vannmassene i Frierfjorden (etter Molvær og Stigebrandt, 1991).

Brakkvannslag	Mellomlag	Bassengvann
2-3 døgn*	2-4 uker	1-3 år

*) Oppholdstiden i den utgående brakkvannsstrømmen er mye mindre - typisk 6-10 timer.



Figur 6. Frierfjorden. Temperatur i dypvannet fra april 2000 til januar 2001 (fra Molvær, 2001).



Figur 7. Frierfjorden. Saltholdighet i dypvannet fra april 2000 til januar 2001 (fra Molvær, 2001).

2.3 Biologiske forhold

Alge og dyresamfunn som kan forventes å bli utsatt for kjølevannsutslippet mer eller mindre kontinuerlig vil være fastsittende og lite bevegelige organismer på hard og bløtbunn. Kunnskapen om disse i resipienten for utslippene er beskrevet i sammenheng med begroingsvurderingen (kapittel 6.2). Planteplankton, dyreplankton og fisk i de frie vannmassene kan komme i kontakt med utslippsvannet, men eksponeringstiden vil være relativt kort før fortykning har skjedd. Disse samfunn taes likevel med i vurderingen der det er aktuelt.

2.4 Viktige miljøforvaltningsmessige forhold

Bedring av miljøforholdene i Grenlandsfjordene generelt og Frierfjorden spesielt har vært en sentral oppgave både for myndigheter og industri siden 1970-tallet. Bekymringen har først og fremst vært virkningene av tidligere tiders industriutslipp til Frierfjorden som har generert høye konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter, spesielt dioksiner, i bunnsedimenter og organismer både lokalt og i fjordsystemet utenfor Frierfjorden. I dag er kildene til dioksinutslipp til fjorden eliminert.

Fjordsystemet har omfattende kostholdsråd som bl.a. fraråder konsum av all fisk og skalldyr fanget i Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen og for enkelte arter også utenfor Breviksterskelen. Det er også omsetningsforbud for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen og for krabbe innenfor Mølen – Såstein. Videre frarådes konsum av sjø-ørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden.

I dag overvåkes innholdet av dioksiner og andre miljøgifter i fisk og skalldyr årlig. Det er også (via et stort forskningsprosjekt finansiert av Norges forskningsråd og Norsk Hydro) utviklet en numerisk modell (DIG-modellen og den mer generelle versjonen SEDFLEX) for dioksinforholdene i fjordsystemet som skal brukes for å beregne virkninger av ulike typer tiltak på dioksin-nivåene i ulike deler av fjordsystemet. Både modellresultatene og overvåkingen viser at det vil ta mange år før fjordsystemet er kvitt problemene med dioksiner i fisk og skalldyr.

Med den oppmerksomheten som dioksinforurensningen har lokalt og nasjonalt er det også behov for å ta med i vurderingen om kjølevannsbruken på noen måte virker inn på mobilisering og transport av dioksiner.

3. Inntaks- og utslippsforhold for kjølevann

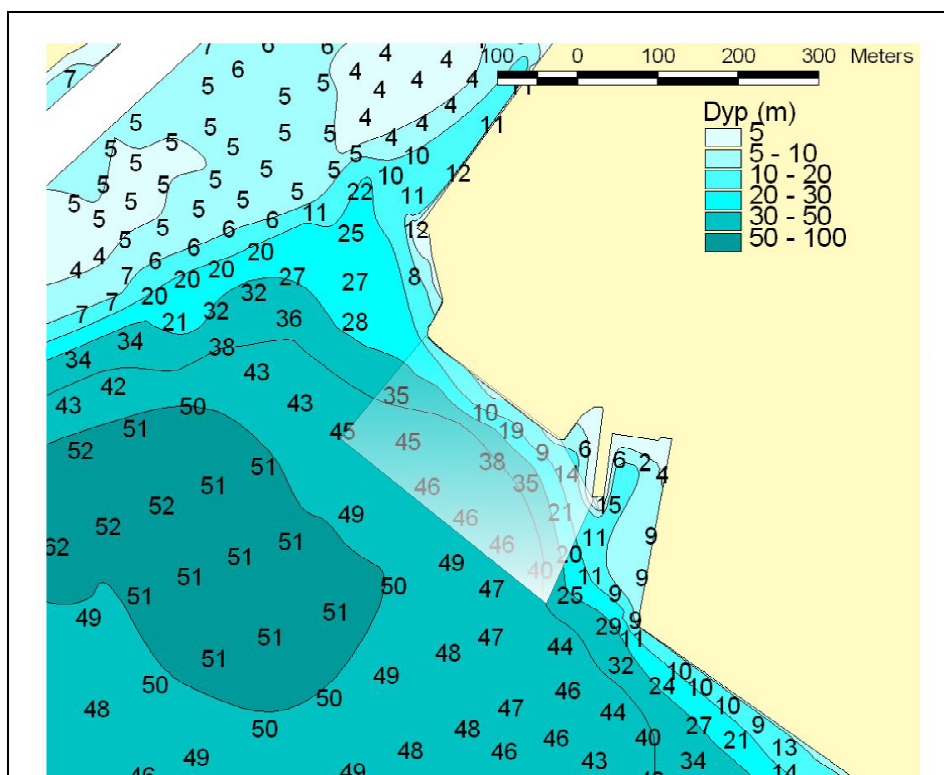
3.1 Inntaks- og utslippsbeskrivelse

Den endelige beslutningen om inntaksdyp og inntakssted for kjølevannet blir tatt senere i planleggingsarbeidet. Skagerrak Energi har oppgitt at denne utredningen skal ta utgangspunkt i et vanninntak i 40 m dyp i Frierfjorden, en temperaturøkning på 15 grader og to kjølevannsmengder. Inntaket tenkes altså plassert i den øvre delen av bassengvannet (jfr. **Figur 4**) og mest sannsynlig i Frierfjorden øst for munningen av Skienselva (**Figur 8**). Man ønsker ikke at utslippet av kjølevann skal komme i kontakt med vanninntaket, og som alternativer for utslippsdyp har man i denne utredningen vurdert brakkvannslaget (2 m dyp), sprangsjiktet mellom brakkvannslag og mellomlag (10 m dyp) samt sjøvannslaget (15 m og 20 m dyp). Dette er oppsummert i **Tabell 2**.

Tabell 2. Beskrivelse av kjølevannsinntak og –utslipp som ligger til grunn for vurderingene.

Mengde kjølevann	Inntaksdyp	Temperaturøkning	Utslippsdyp
8 m ³ /s	40 m	15 °C	2, 10, 15, 20 m
16 m ³ /s	40 m	15 °C	2, 10, 15, 20 m

Utformingen av vanninntaket og av utslippet blir også avgjort senere. I denne utredningen forutsettes at innsuging til vanninntaket til vanlig vil være begrenset til et 10 m vannsøyle, dvs. inntak i 40 m ±5 m. For utslippet forutsettes at kjølevannet slippes ut gjennom et rør med diameter 2,5 m. Røret er rettet svakt nedover (-5°).



Figur 8. Frierfjorden øst for munningen av Skienselva. Det mest aktuelle området for kjølevannsinntak og –utslipp er gitt lys farge.

3.2 Strømforhold i utslippsområdet

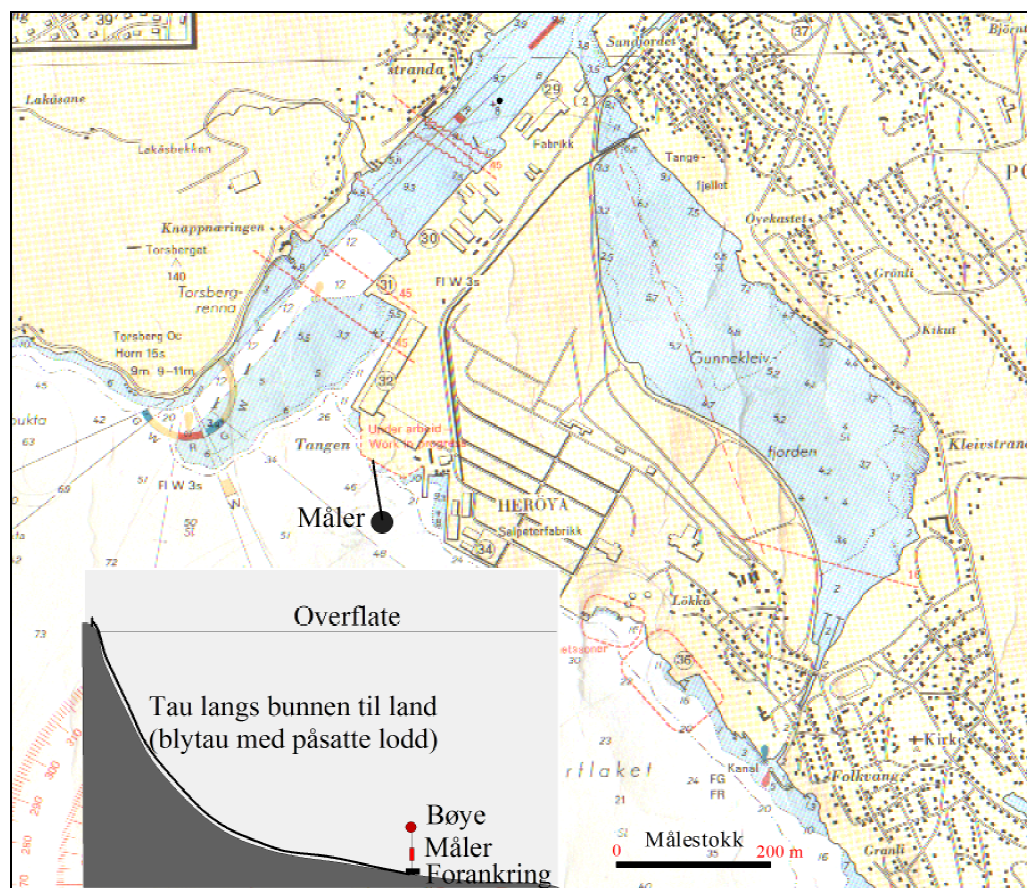
3.2.1 Strømmålinger

Metodikk

Strømforholdene i utslippsområdet vil påvirke spredningen og fortynningen av kjølevannet som slippes ut. For å innhente opplysninger om strømforholdene i utslippsområdet ble det utført målinger ved bruk av en Aanderaa RDCP600 i tidsrommet 6.2-9.3.2006. Instrumentet ble plassert på 34 m dyp i det aktuelle utslippsområdet (**Figur 9**). Aanderaa RDCP600 er en akustisk måler som registrerer strømretning og strømhastighet i 2 m tykke vannlag i hele vannsøylen mellom måleren og overflata. Målingene ble gjort hvert 20 minutt. Spesifikasjoner er gitt i **Tabell 3**.

Tabell 3. Spesifikasjoner for strømmåler av type Aanderaa RDCP 600 .

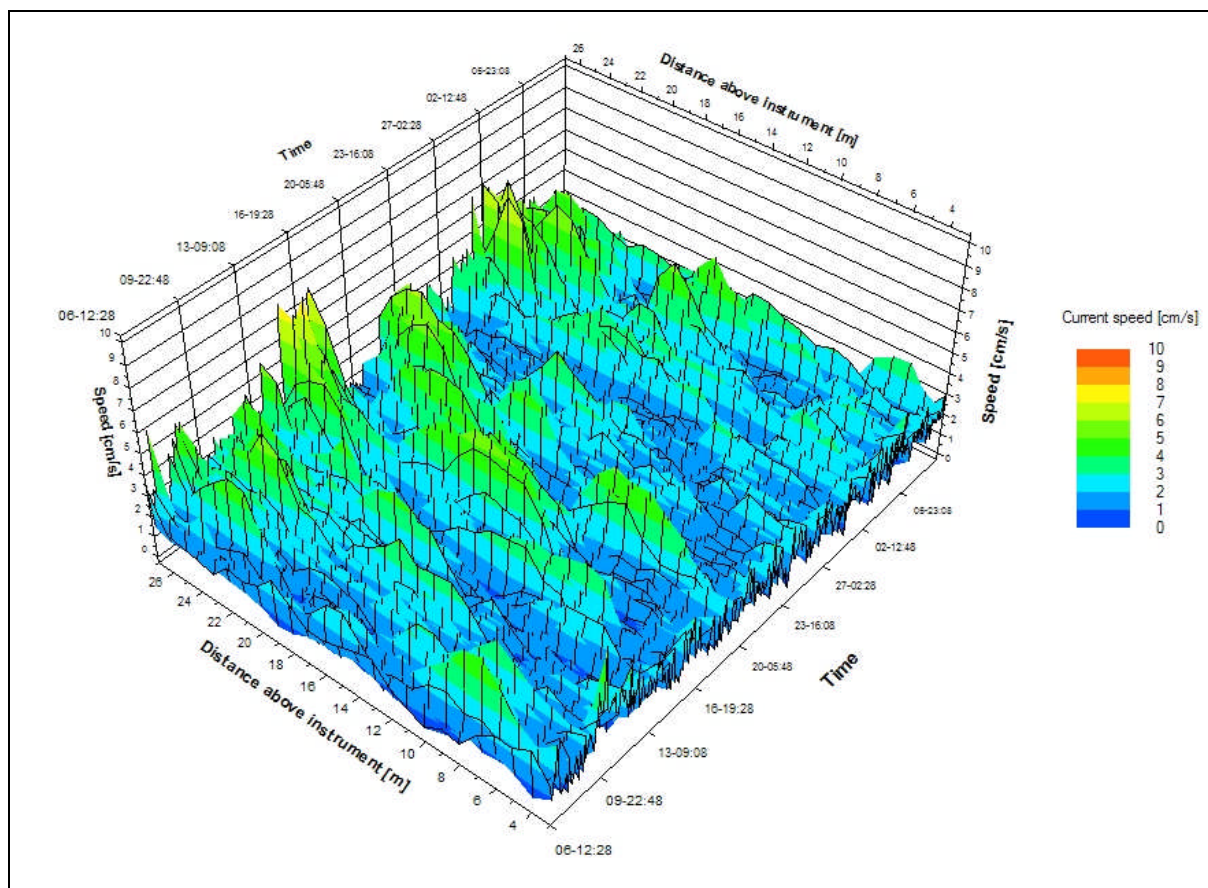
Parameter	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C
Retning	$\pm 4^{\circ}$
Hastighet	0,5 cm/s



Figur 9. Plassering av akustisk strømmåler av type Aanderaa RDCP600. Bunn-dypet var 35 m og måleren var plassert ca. 1 m over bunnen. Den registrerte strømretning og strømhastighet i 2 m tykke vannlag opp til ca. 4 m dyp.

Resultater

Figur 10 viser hastigheten i ca. 7-30 m dyp. Med unntak for noen få enkelverdier var hastigheten mindre enn 6-7 cm/s.

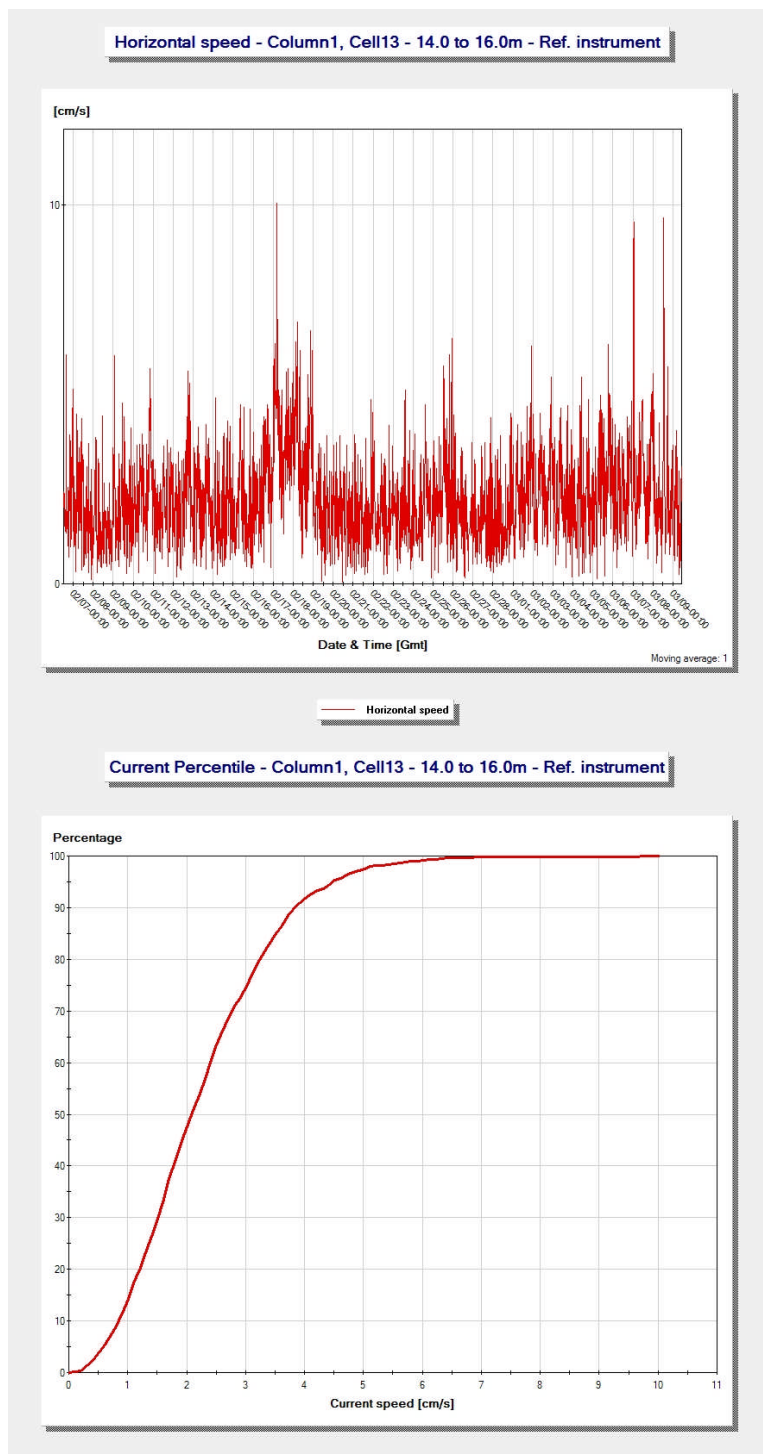


Figur 10. 3-dimensjonalt bilde som viser strømhastigheten fra ca.30 m dyp og opp til ca. 7 m dyp som funksjon av tiden. I alt vesentlig er hastigheten mindre enn 7 cm/s.

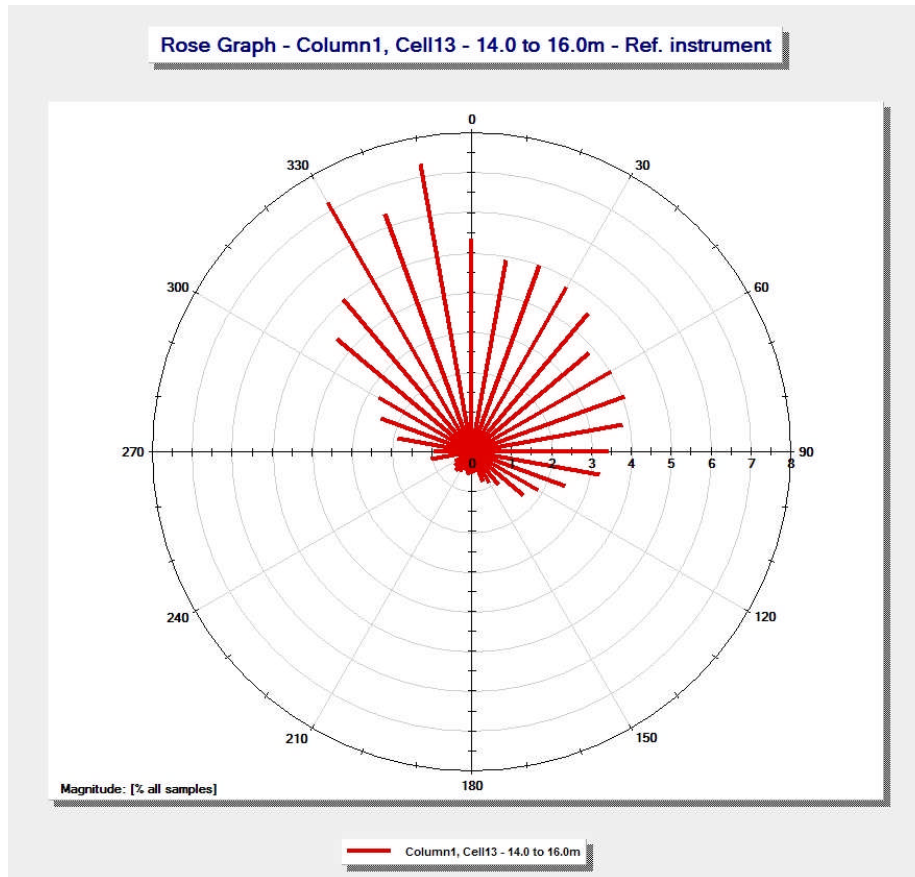
Det er hensiktsmessig å la kjølevannet lagres inn i ca. 15-25 m dyp. I det etterfølgende vil vi se på data fra 15 m og 20 m dyp. Måleren var oppankret i 34 m dyp og 15 m og 20 m tilsvarer en avstand på hhv.19 m og 14 m over måleren.

Figur 11 viser at hastigheten i 18-20 m dyp varierte mye, men ca. 99% av verdiene var under 7 cm/s. Medianen (middeltallet) er ca. 2 cm/s. Retningen var overveiende nordlig og tyder på at vannmassen ofte vil bevege seg mot munningen av Skienselva (**Figur 12**). I andre tilfelle var imidlertid vannbevegelsen østlig, dvs langs land utover fjorden.

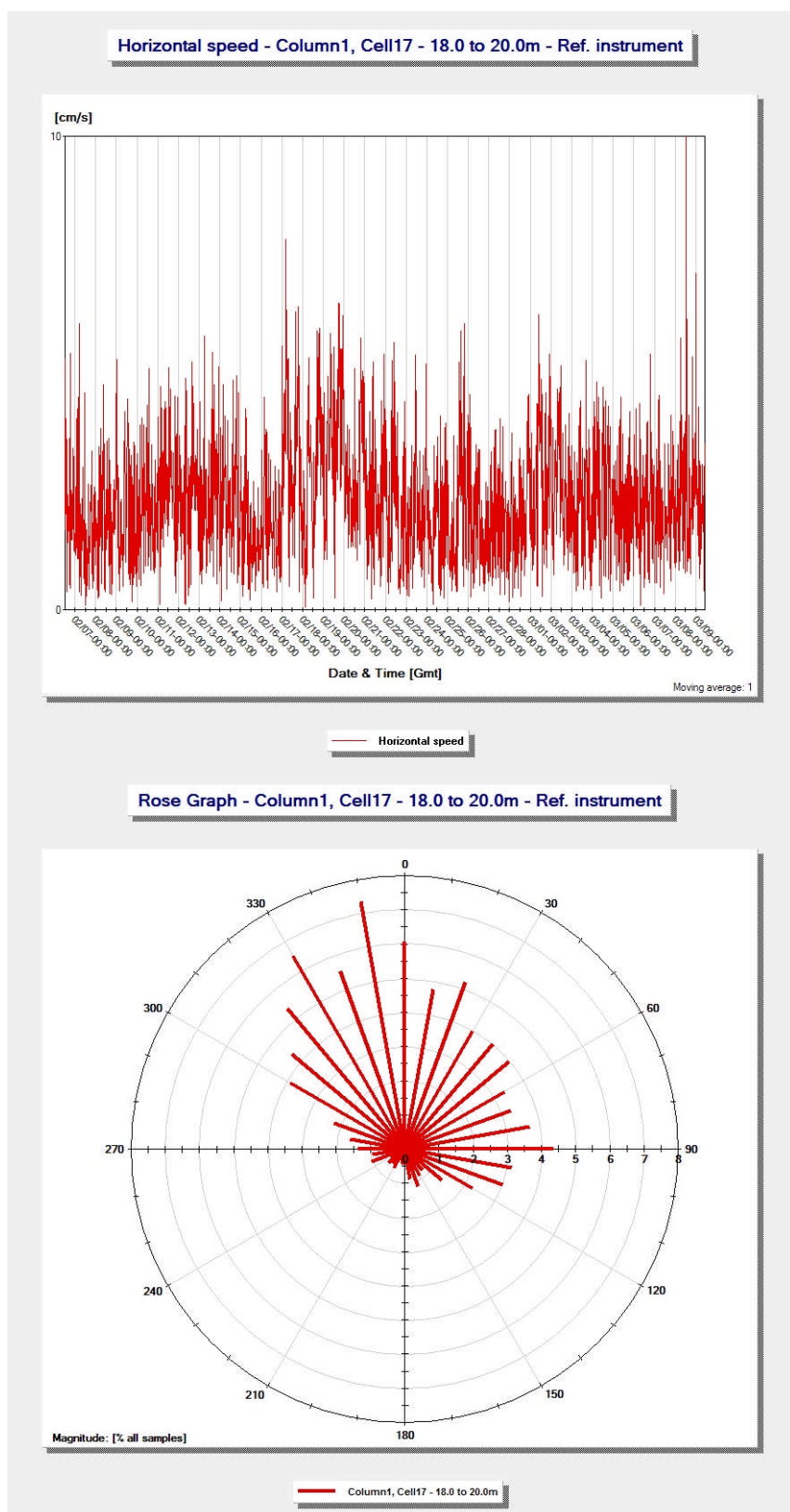
Til sammenligning viser **Figur 13** strømhastighet og strømrretning i 14-16 m dyp. Det er stor likhet med målingene omkring 20 m dyp.



Figur 11. Beskrivelse av strømhastigheten i ca. 18-20 m dyp. Øvre figur viser at den gjennomgår raske og relativt store variasjoner. Nedre figur viser en kumulativ fordeling. Medianen er ca. 2 cm/s og ca. 99 % av verdiene er lavere enn 7 cm/s.



Figur 12. Beskrivelse av strømretningen i ca. 18-20 m dyp. Retningen er hovedsakelig nordlig.

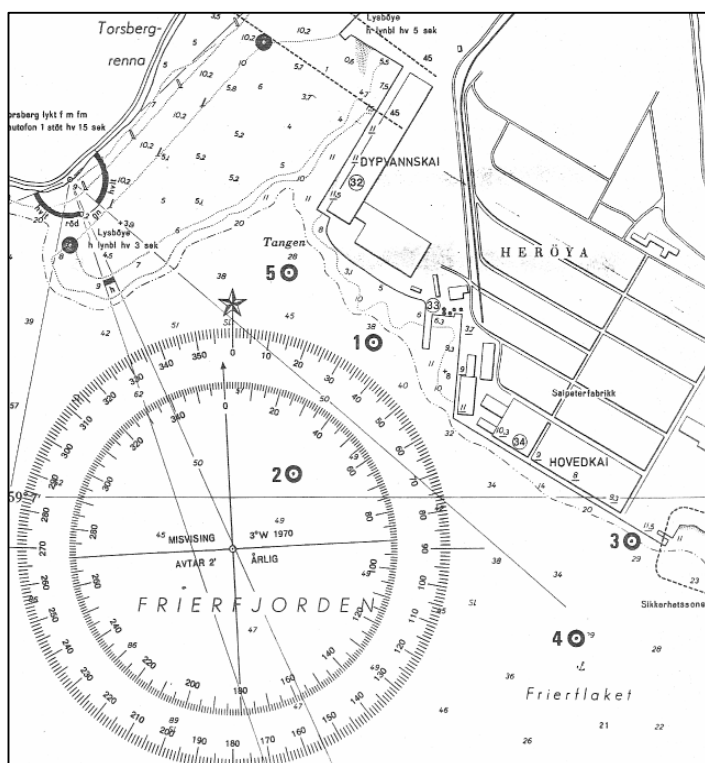


Figur 13. Beskrivelse av strømshastighet og strømretning i ca. 14-16 m dyp. Det er stor likhet med målingene omkring 20 m dyp.

3.2.2 Eldre data

I tillegg har vi vurdert strømforholdene ut fra målinger som ble utført i dette området i 1976 (Liseth og Haslerud, 1976). Strømforholdene (hastighet og retning) i brakkvannslaget ble da undersøkt ved bruk av strømkors og såkalte pendelstrømmålere, og i 10-40 m dyp ble det bare brukt pendelstrømmålere (**Figur 14**).

I brakkvannslaget ligger området i en bakevje i forhold til Skiensselvas utløp, med relativt svake og varierende strømmer (jfr. **Figur 5**). I sjøvannslaget er også strømhastigheten svært varierende (jfr. **Tabell 4**) og medianen i 10 m og 20 m dyp var hhv. 8 cm/s og 7,3 cm/s.



Figur 14. Plassering av målestasjoner utenfor Herøya i 1976 (fra Liseth og Haslerud, 1976). Målingene på stasjon 1 brukes i denne vurderingen.

Tabell 4. Resultat av pendelstrømmålinger på stasjon 1 (jfr. Figur 14) .

MÅLESTASJON		DYBDE							
1		2m		5m		10m		20m	
UKE NR.	DATO	HASTIG- HET	RET- NING	HASTIG- HET	RET- NING	HASTIG- HET	RET- NING	HASTIG- HET	RET- NING
		cm/s		cm/s		cm/s		cm/s	
6	5/2	16,0	25	2,5	70	18,0	335	20,0	25
8	20/2	9,0	200	9,0	220	2,5	130	2,5	10
10	2/3 "	11,0	250	16,0	270	13,0	270	11,0	270
		11,0	110	11,0	140	8,0	340	11,0	180
12	16/3 " "	6,5	230	9,5	250	9,5	65	8,0	320
		9,5	105	9,5	300	3,0	55	3,0	55
		3,0	315	3,0	115	3,0	55	0,0	180
15	6/4 "	16,0	325	10,5	160	8,0	310	8,0	335
				10,5	130	10,5	85	10,5	45
17	22/4	17,0	220	8,0	140	8,0	290	6,5	120
19	5/5	3,0	210	9,0	65	9,0	95	13,0	340
21	19/5	0,0	81	3,0	275	0,0	320	0,0	118
23	4/6	11,5	32	12,0	254	8,0	275	3,0	0
26	22/6	9,5	117	10,5	198	9,5	114	9,0	340
28	7/7	18,5	348	6,5	346	0,0	165	3,0	202
32	5/8	10,5	297	0,0	162	0,0	348	0,0	333

Retning angitt i grader til magnetisk nord.

3.2.3 Konklusjoner

I våre beregninger av spredning og fortykning vil vi bruke hastighetene 2 cm/s og 7 cm/s som typisk spredningshastighet for kjølevannet når det er sluppet tilbake i resipienten.

Både ved målingene i 2006 og i 1976 fant man svært skiftende strømretning, men med en klar overvekt av registreringer der vannet beveget seg i sektoren nordøst-nordvest.

Innlagrings- og fortynningsberegninger

3.2.4 Metodikk og data

Kjølevannet forutsettes hentet fra 40 m dyp i Frierfjorden og slippes tilbake i fjorden etter at det er oppvarmet 15 grader. Sjøvannets egenvekt bestemmes i hovedsak av saltholdigheten - langt mer enn temperaturen. For saltholdighet i intervallet 33-34 behøves for eksempel en temperaturendring på 4-5 grader for å tilsvare endringen i egenvekt når saltholdigheten endres med 1 enhet. Dette fører til at selv etter oppvarming vil kjølevannet ha høyere egenvekt enn brakkvannet i fjorden, og begynne å synke hvis det slippes til brakkvannslaget. Hvis det slippes til mellomlaget kan det i noen tilfeller begynne å stige mot overflata og i noen tilfeller synke – avhengig av hvordan vertikalprofilen for saltholdighet og temperatur (den vertikale egenvektsprofilen) er i øyeblikket.

Hvis vi ser for oss en situasjon da det oppvarmede kjølevannet slippes ut i et dyp hvor det er lettere enn det omgivende sjøvannet, kan dette beskrives som vist i **Figur 15**. Kjølevannet vil begynne å stige opp mot overflata samtidig som det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Hvis sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av kjølevann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar, og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring. Da har ikke lenger blandingsvannmassen noen ”positiv oppdrift”, men har fortsatt vertikal bevegelsesenergi og vil vanligvis stige noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

Når kjølevannet er tyngre enn det omgivende sjøvannet vil ”strålen” være rettet nedover.

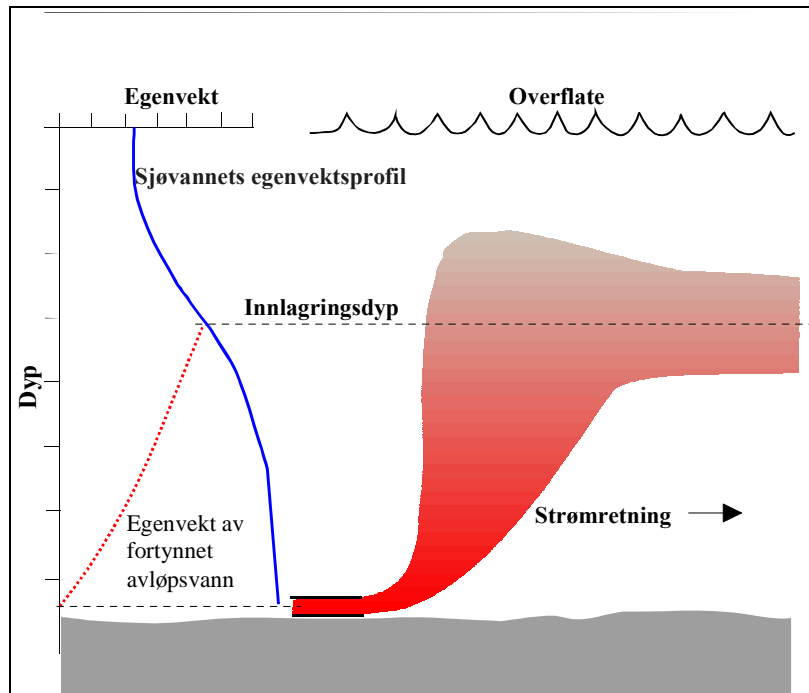
Beregning av innlagring og primærfortynning utføres i to omganger.

1. Først brukes modellen NIVA*JET.MIX utarbeidet av Bjerkeng og Lesjø (1973). Denne beregner fortykning og innlagringsdyp for en stråle kjølevann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. JETMIX beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der det fortynnede utslippsvannets egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Utslippsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det kan stige noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres (se **Figur 15**).

Programmet beregner fortyningen i sentrum av skyen med innlagret avløpsvann, dvs. minste fortykning. Man bør være oppmerksom på at gjennomsnittlig fortykning i innlagringsdypet er større (gjerne 1,5x) enn fortyningen midt i skyen.

For beregningene er benyttet 83 vertikalprofiler av temperatur og saltholdighet målt under de undersøkelsene som NIVA har gjennomført fra tidlig 1970-tallet til ca. 2000 (se **Vedlegg A**). Målingene er gjort midt i Frierfjorden (se målestasjonen i **Figur 1**). I forhold til beregninger som skal gjelde utenfor Herøya kan denne avstanden spille en viss (men liten) rolle i forhold til saltholdighet og temperatur i overflatelaget, men har ingen betydning for våre beregninger som gjelder sjøvannslaget. I tillegg brukes opplysningene om utslippet gitt i **Tabell 2**.

Beregningene er ment som en første vurdering og som grunnlag for å velge ut situasjoner som studeres nærmere.



Figur 15. Prinsippskisse av dyputslipp med innlagring av avløpsvannet

2. For beregning av videre spredning fortynning etter innlagring bruker vi den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrøret, samt strømhastigheten i resipienten. Dette er beskrevet ovenfor.

Beregningene med PLUMES blir utført for 9 utvalgte situasjoner (dyp, middels og høy innlagring). Beregningene gjøres med inntaksvann i 40 m en temperaturøkning på 15 °C. Sammenlignet med JETMIX antas denne modellen å gi noe mer realistiske resultater fordi det tas hensyn til strømprofilen i resipienten, og fordi beregningene følger avløpsvannet helt til innlagringsdybet.

Etter at kjølevannet er innlagret (typisk 0,5-1 minutt etter at det forlater avløpsledningen) vil temperaturen fortsette å avta pga. videre fortynning. Den beregnede fortynningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding som varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten $0,003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$, og lar den være konstant. Ved utslipp til mer åpne resipienter er det vanlig å velge en koeffisient som øker med størrelsen av skyen med fortynnet avløpsvann, og dette gir en betydelig større fortynning enn tilfellet er for en konstant koeffisient.

3.2.5 Resultater

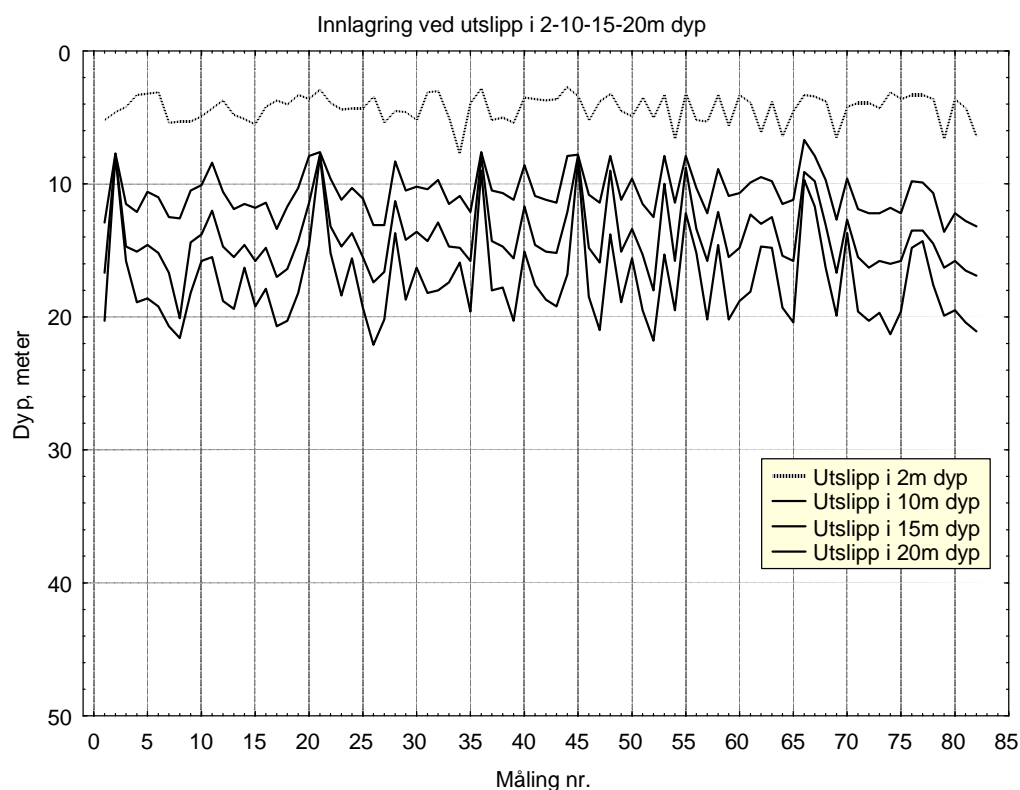
Innlagring av kjølevannet.

Det ble først gjort beregninger av innlagring av kjølevannet ved utslipp av $8 \text{ m}^3/\text{s}$ i 2 m, 10 m, 15 m og 20 m dyp og resultatene er vist i **Figur 16**. Ser vi resultatene i forhold til den vertikale inndelingen av vannmassene (**Figur 4**) vil et utslipp til

- 2 m dyp føre til at kjølevannet forblir i brakkvannslaget og i øvre del av sprangsjiktet. Vi vil tro at dette medfører en risiko for frostrøyk vinterstid. I tillegg vil kjølevann som hentes opp fra 40 m dyp inneholde en betydelig mengde næringsalter og dermed kan utslipp til brakkvannslaget stimulere algeveksten sommerstid. Av disse grunnene ansees utslipp til brakkvannslaget som mindre aktuelt.
- 10 m dyp føre til at kjølevannet innlagres i sprangsjiktet. Også her vil næringsaltene kunne bidra til økt algevekst i sommerhalvåret.
- 15 m og 20 m dyp føre til at kjølevannet innlagres i mellomlaget. Ved utslipp i 15 m dyp vil det oftest innlagre seg i den øvre delen, men utslipp i 20 m dyp føre til at kjølevannet oftest innlagres i midtre og nedre del av mellomlaget.

På denne bakgrunnen anser vi utslipp i 15-20 m dyp som mest aktuelt og legger det til grunn for de videre beregningene med modellen PLUMES. Vi velger ut 9 målinger:

- Profilene 2, 21, 26, 66 er situasjoner da kjølevannet kan stige oppover i vannsøylen
- Profilene 13, 69, 72 er situasjoner da kjølevannet har om lag samme egenvekt som sjøvannet i utslippsdypet: dvs. nøytralt
- Profilene 8, 26, 74 er situasjoner da kjølevannet kan begynne å synke i vannsøylen



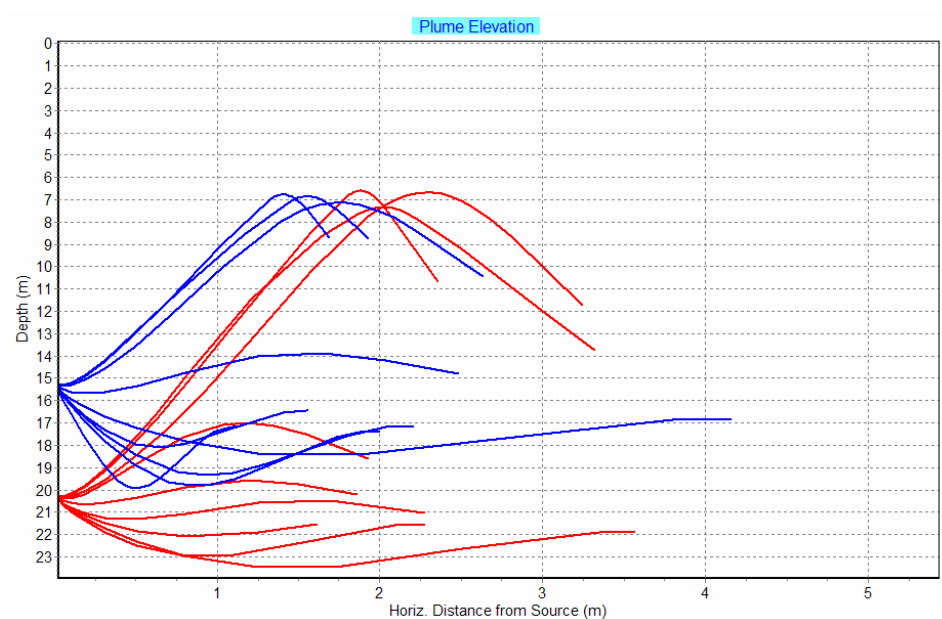
Figur 16. Beregnet innlagring av kjølevannet ved bruk av JETMIX. Inntaksdypet er 40 m og vannmengden er $8 \text{ m}^3/\text{s}$.

For de ni profilene er det gjort beregninger med PLUMES for utslipp av $8 \text{ m}^3/\text{s}$ og $16 \text{ m}^3/\text{s}$ i hhv. 10 m og 20 m dyp, og ved strømhastighetene 2 cm/s og 7 cm/s. I forhold til beregningene med JETMIX får vi her et mer realistisk bilde fordi PLUMES tar hensyn til strømforholdene, og strålen med kjølevann følges lenger enn til likevektspunktet. For strømhastighet 2 cm/s er innlagringen vist i **Figur 17** og **Figur 18**, og ved hastighet 7 cm/s er resultatene vist i **Figur 19** og **Figur 20**.

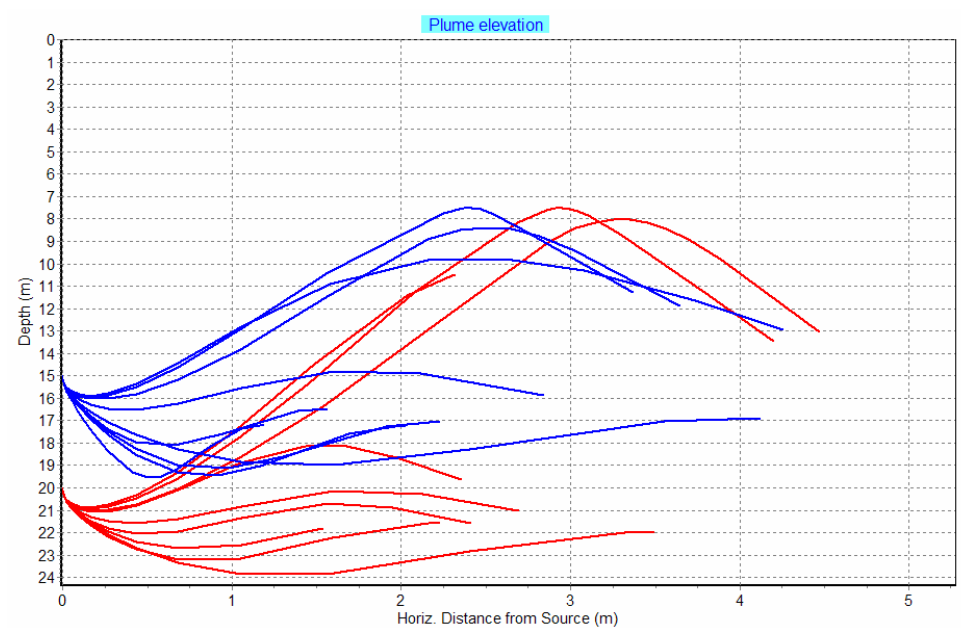
Beregningene viser at når kjølevannet har positiv eller negativ oppdrift i forhold til omgivelsene så vil strålen først stige høyere/synke dypere enn likevektsnivået, for så å bevege seg tilbake mot dette (sees som en slags "bølgebevegelse" i figurene). Videre sees at vannmengden og strømhastigheten betyr forholdsvis lite for innlagringsdypet – dette blir i hovedsak bestemt av utslippsdypet samt den vertikale sjiktningen.

Ved utslipp i 15 m dyp vil kjølevannet for det meste innlagre seg omkring dette dypet. Tar man i betraktning at tykkelsen av skyen med fortennet kjølevann kan være 2 m-3 m betyr dette at kjølevannet oftest innlagres i sjiktet ca. 14 m-16 m dyp (yttergrenser ca. 10 m-18 m).

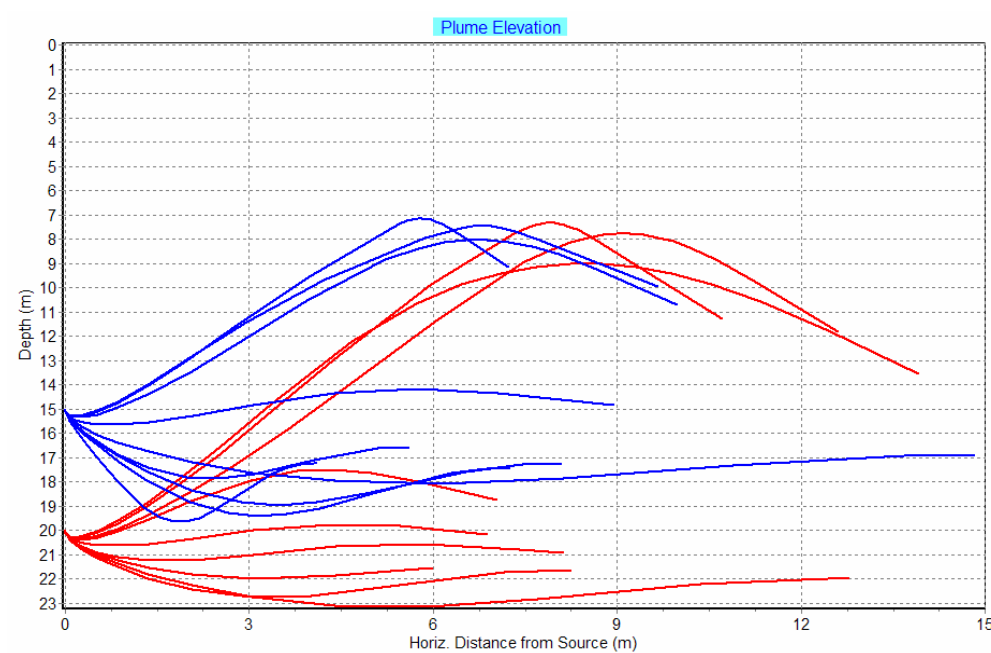
Ved utslipp i 20 m dyp innlagres kjølevannet jevnt over dypere, men ved svak vertikal sjiktning vil det kunne stige opp til nedre del av sprangsjiktet – på samme måte som for et utslipp i 15 m dyp. Sentrum av skyen med fortennet kjølevann vil til vanlig befinne seg i ca. 16-20 m dyp. Tar man i betraktning at tykkelsen av skyen med fortennet kjølevann kan være 2 m-3 m betyr dette at kjølevannet oftest innlagres i sjiktet ca. 15 m-20 m dyp (yttergrenser ca. 10 m-23 m).



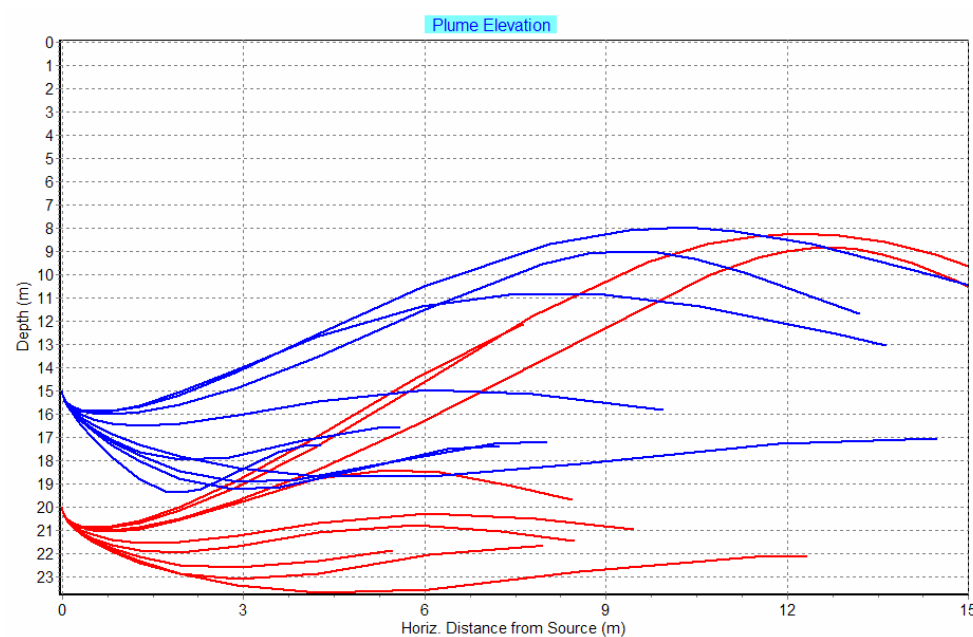
Figur 17. Innlagring ved kjølevannsmengde $8 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturøkning 15 grader. Utslipp i 15 m og 20 m dyp der strømhastigheten er 2 cm/s. Kurvene viser sentrum av "strålen" med fortennet kjølevann ved de 9 valgte situasjonene.



Figur 18. Innlagring ved kjølevannsmengde $16 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturøkning 15 grader. Utslipp i 15 m og 20 m dyp der strømhastigheten er 2 cm/s. Kurvene viser sentrum av "strålen" med fortynnet kjølevann ved de 9 valgte situasjonene.



Figur 19. Innlagring ved kjølevannsmengde $8 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturøkning 15 grader. Utslipp i 15 m og 20 m dyp der strømhastigheten er 7 cm/s. Kurvene viser sentrum av "strålen" med fortynnet kjølevann ved de 9 valgte situasjonene.



Figur 20. Innlagring ved kjølevannsmengde $16 \text{ m}^3/\text{s}$ og temperaturøkning 15 grader. Utslipp i 15 m og 20 m dyp der strømhastigheten er 7 cm/s . Kurvene viser sentrum av "strålene" med fortynnet kjølevann ved de 9 valgte situasjonene.

Fortynning og temperaturøkning

Temperaturen i skyen med fortynnet avløpsvann vil i hovedsak være bestemt av fem faktorer som alle varierer med tiden:

1. Temperaturen i kjølevannet. Denne vil være bestemt av temperaturen i inntaksvannet - som i 40 m dyp i Frierfjorden vil variere i intervallet ca. $5\text{-}9 \text{ }^\circ\text{C}$ – og temperaturøkningen som vi har antatt vil være ca. $15 \text{ }^\circ\text{C}$.
2. Sjøvannets temperatur mellom utslippsdypet og dypet hvor det fortynnete kjølevannet innlagres, oftest i intervallet $3\text{-}18 \text{ }^\circ\text{C}$.
3. Blandingen (primærfortynningen) mellom sjøvann og kjølevann mens dette beveger seg fra utslippsdyp og til innlagingsdypet.
4. Sjøvannets temperatur i innlagingsdypet, der hvor blandingen mellom sjøvann og det fortynnete kjølevannet foregår etter innlagringen, oftest i intervallet $4\text{-}15 \text{ }^\circ\text{C}$.
5. Blandingen (fortynningen) mellom sjøvann og kjølevann etter innlagringen (sekundærfortynningen)

Dette fører til at temperaturen i skyen med fortynnet avløpsvann vil variere over året. Viktigere er det at forskjellen mellom temperaturen i denne skyen og temperaturen i det omgivende sjøvannet kan variere. Sammenligner man med temperaturbeskrivelsen i **Figur 6** vil en se at minst forskjell kan ventes om høsten da temperaturen i dypvannet er lav samtidig som temperaturen i $10\text{-}20 \text{ m}$ dyp er høy. En temperaturøkning på 15 grader betyr da relativt lite. Størst forskjell kan ventes vinterstid. Den ugunstigste situasjonen kan inntreffe vinterstid mens temperaturen i $30\text{-}40 \text{ m}$ er relativt høy samtidig som temperaturen i $10\text{-}20 \text{ m}$ er lav.

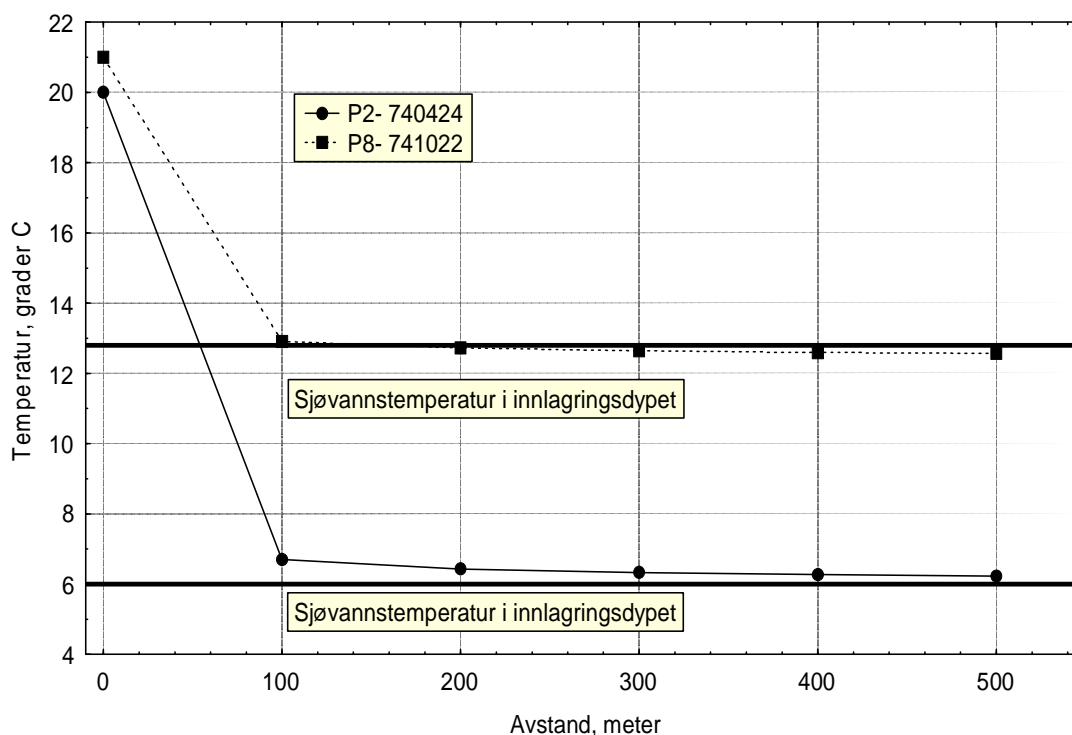
Vi har beregnet temperaturen i skyen med fortynnet kjølevann som funksjon av disse fem faktorene, og for de utvalgte 9 situasjonene der innlagingsdyp ble beregnet i det foregående kapitlet. I Vedlegg B er resultatene gjengitt for

- Utslippsdyp 15 m og 20 m
- Vannmengde $8 \text{ m}^3/\text{s}$ og $16 \text{ m}^3/\text{s}$

– Strømhastighet 2 cm/s og 7 cm/s
I alt 72 kombinasjoner.

Resultatene viser at som gjennomsnitt over skyen med fortynnet kjølevann (bredde økende til 50-100 m og tykkelse 3-5 m) vil temperaturøkningen oftest være mindre enn 1 °C utenfor en avstand på 100 m fra utslippet. I sentrum av skyen vil fortynningen være mindre og temperaturen høyere, og typisk distanse vil være ca. 150 m - 200 m. **Figur 21** viser to typiske eksempler.

Imidlertid vil det iblant inntreffe situasjoner der temperaturøkningen strekker seg betydelig lenger, opp til 300 m -500 m. Dette skjer når avløpsvannet innlagres omkring utslippsdypet (liten fortynning) samtidig som sjøvannstemperaturen der er lav. Utstrekningen er ikke mulig å bedømme nøyaktig uten omfattende studier av strømforhold og blanding i Frierfjorden.



Figur 21. Beregning av gjennomsnittstemperatur i skyen med fortynnet kjølevann for en situasjon med kaldt vann (6 °C) i innlagingsdypet – og med varmt vann (12,8 °C) i innlagingsdypet. Mengden kjølevann er 8 m³/s, utslippsdypet er 20 m og strømhastigheten er 2 cm/s. I en avstand av 100 m er temperaturforskjellen <1 °C.

4. Miljøkonsekvenser av kjølevannsbruken

De utslippskomponentene til sjø som er aktuelle er knyttet til inntak og utslipp av kjølevann. Disse deles i

1. De som genereres i anlegget under bruk av sjøvannet. Dette omfatter bare overtemperatur og eventuelt endring i konsentrasjon av oppløst oksygen.
2. De som følger med inntaksvannet inn fra dypt vann og slippes ut på grunnere vann. Dette omfatter næringssalter (fosfat, nitrat, ammonium, silikat), suspendert stoff, eventuelt miljøgifter. Oksygeninnholdet i inntaksvannet kan også være forskjellig fra det omgivende vann i utslippsområdet.

Nedenfor gies en utredning av aktuelle grenseverdier for disse parametrene og en vurdering av risiko for effekter fra utslippet for hver av dem.

4.1 Overtemperatur

Temperaturøkning kan virke direkte og indirekte inn på marine organismer. Den viktigste indirekte innvirkningen er reduksjon i sjøvannets evne til å holde på oppløst oksygen. Dette er nærmere behandlet i kapittel 4.2. Temperatur har også en innvirkning på biologiske prosesser. Det er en overveldende litteratur på dette for marine alger og dyr og en gjennomgang er meningsløs. De fleste biologiske prosesser vil øke med økende temperatur til et toleransemaksimum, hvorefter 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.

Flere av våre store tang- og tarearter har et øvre toleransenivå som vil kunne overskrides i kjølevannsutslippet. Dette er fordi mange av dem har en kaldtemperert til arktisk utbredelse. De tåler derfor lav temperatur bedre enn høy temperatur. Sukketare, for eksempel, stopper veksten ved ca 20 °C (Lee og Brinkhuis 1986), fingertare forsvinner ved samme grense; butare og blæretang forsvinner der isothermen for august er over 16 °C (Sundene 1962). En del vanlige grønn og rødalger har høyere overlevelsestemperatur (28 – 30 °C). For marine dyr virker temperatur inn på for eksempel næringsopptak, fysiologi, formeringsevne, modningstid, livslengde og toleranse for miljøgifter.

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 sesongfluktuasjon i temperatur og må ut fra det regnes som tolerante for endringer så lenge ikke øvre og nedre toleransegrensene overskrides.

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.

NIVA gjennomførte i 1988 – 1991 et modelløkosystem-eksperiment der transplanterte hard- og bløtbunnssamfunn fra ca 10 m-15 m dyp ved Jomfruland ble utsatt for en konstant overtemperatur på +3 °C oppå den normale temperaturvariasjonen i 2,5 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 også være f.eks. positiv effekt på vekst og 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 i Oslofjorden.

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. Som vist i **Figur 21** vil gjennomsnittlig overtemperatur i utslippsvannet i de fleste situasjoner ha sunket til under 1 °C innen en avstand av ca 100 m fra utslippet, som i praksis er et område innenfor kaiområdene på Herøya (se **Figur 8**). I noen tilfeller synes denne overtemperaturen å kunne strekke seg ut til 200-500 m, men siden dette ikke er typiske situasjoner forventer vi at eksponeringstiden er for kort til at det vil kunne gi påvisbare effekter i en resipient som for øvrig har en sesongvariasjon på minst 5 °C i 20 m dyp. Vi anser derfor risikoen for effekter av temperaturheving utenfor en avstand av 100 m fra utslippet som svært liten.

4.2 Oppløst 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 (tilsvarende 5,4 ml O₂/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.

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 (Gasparini 1983) har vist at selv ved en temperaturheving på flere grader vil tap av oksygen ved full metning være ubetydelig. Fare for utdriving av oksygen ved oppvarming minsker dersom kjølevannet som taes inn ikke er mettet.

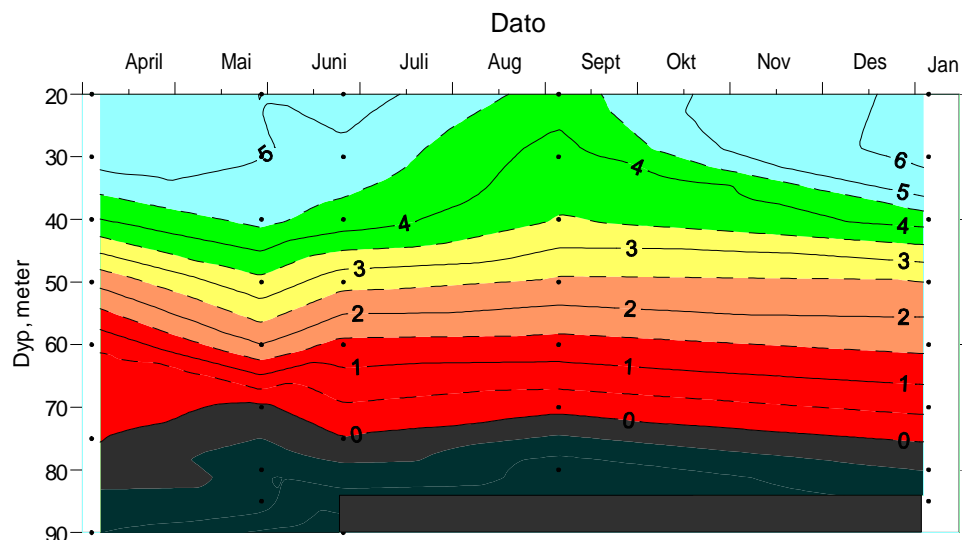
Normale oksygenkonsentrasjoner i 40 m dyp i Frierfjorden er 3,5 – 4,5 mlO₂/l (5 – 6,4 mgO₂/l) og i 20-25 m dyp 4-7 mlO₂/l (5,7 – 9,9 mgO₂/l) (**Figur 22**). Dette betyr at det vannet som pumpes gjennom kjølevannsanlegget allerede i utgangspunktet vil ha et oksygeninnhold som tilfredsstillende den generelle grenseverdien på 5 mgO₂/l, og det er liten risiko for effekter på grunn av oksygenmangel når kjølevannet slippes ut igjen.

Et annet moment er at et vanninntak av størrelse 8-16 m³/s fra Frierfjordens dypvann vil forårsake en økning av vannfornyelsen i dypvannet. Et regneeksempel illustrer dette:

- Vi antar at et inntak i 40 m dyp trekker inn vann mellom 35 m og 45 m dyp. Volumet av dette 10m-laget er 70-80 mill. m³ (jfr. **Figur 3**).
- Et inntak av 8 m³/s av kjølevann betyr inntak av ca. 0,7 mill. m³/døgn. Satt på spissen: det kan fornye hele vannlaget i løpet av ca. 100 døgn. Tilsvarende vil inntak av 16 m³/s gi en oppholdstid på ca. 50 døgn.

Den vanlige oppholdstiden for dette vannlaget er ikke kjent, men ligger sannsynligvis i intervallet 2-6 måneder. Regneeksemplet ovenfor viser dermed at et kjølevannsinntak til gasskraftverket kan gi en vesentlig økning av vannutskiftningen i øvre del av dypvannet, og trolig en avtakende effekt ned i den dypeste delen av fjordens dypvann. Uttaket av kjølevann medfører en tilsvarende ”import” av nytt

vann med mer oksygen og kjølevannsbruken kan derfor føre til bedring av oksygenforholdene i fjorden, noe som er gunstig for miljøet generelt.



Figur 22. Oksygen (mlO₂/l) i Frierfjordens sjøvannslag i tidsrommet april 2000-januar 2001 (fra Molvær 2001). Fargekoden viser til SFTs kriterier for klassifisering av tilstand. Hydrogensulfid er gitt svart farge. Målingene ble gjort på slutten av en 5-års periode med liten vannfornyelse og kan ansees som en "worst case".

4.3 Næringsalter

Uorganiske næringsalter, primært fosfat, nitrat og ammonium stimulerer vekst av makro- og mikroalger i den produktive sonen (forenklet definert som sonen der lysintensiteten er > 1 % av intensiteten ved overflaten). Vertikalfordelingen av næringsaltene er funksjon av omrøring i vannmassene som bringer næringsalter fra dypere vann til overflaten og produksjonen som utarmer næringsaltene i de øvre vannlag når vannet er sjiktet. Det er derfor vanligvis en klar sesongvariasjon i næringsaltene i det produktive laget. 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 oksygenvikt ved bunnen når dødt algemateriale synker ut (eutrofiering). Hvorvidt et næringsrikt vann fra 40 m dyp vil stimulere algeproduksjonen når det slippes ut avhenger av om det innlagres i vannmasser med alger i produksjon eller ikke. Anvendelsen som kjølevann påvirker ikke næringssaltinnholdet.

Ved en undersøkelse av tilstanden i Grenlandsfjordene som NIVA utførte i 1988-89 ble det rutinemessig innsamlet vannprøver fra 40 m dyp i Frierfjorden – blant annet 18 prøver som ble analysert mht. total fosfor og total nitrogen. Gjennomsnittskonsentrasjonen var hhv. 53,5 mgP/m³ og 260 mgN/m³. Som gjennomsnitt vil da en kjølevannstrøm på 8-16 m³/s forflytte ca. 37-74 kgP/døgn og 180-360 kgN/døgn fra 40 m dyp og opp til innlagringsdypet¹. Dette er betydelige mengder næringsalter og kan bidra til økt algevekst i strandsonen og i vannmassen hvis de havner der hvor det er tilstrekkelig lys til å opprettholde primærproduksjonen. Denne næringssalttransporten er et sterkt argument for at kjølevannet bør innlagres i nedre del av mellomlaget: 15-20 m dyp. Dersom innlagring

¹ Til sammenligning utgjør dette samme nitrogenmengde som tilføres kommunalt avløpsvann fra en befolkning på 15-30.000 personer. For fosfor er tilsvarende tall ca. 20-40.000 personer.

dypere enn 10 m oppnåes vil næringssaltene fra utslippet dermed havne under den produktive sonen for planteplankton og fastsittende alger i Frierfjorden, og man vil unngå et eutrofieringsproblem.

4.4 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.

Tilførsel av partikler med vannet fra Skienselva utgjør 6000-7000 tonn/år og vil i stor grad bestemme partikkelinnholdet i Frierfjordens brakkvannslag – og til en viss grad også partikkelholdet i sjøvannslagene. Ved det statlige overvåkingsprogrammet blir konsentrasjonen av totalt suspendert materiale (TSM) ved Klosterfoss målt hver måned og de årlige middelveidene i 4-års perioden 1999-2002 lå i intervallet 0,6-2,2 mg/l (Weideborg et al., 2000, 2001, 2003 og 2004). Typiske konsentrasjoner i Frierfjordens brakkvannslag er ikke kjent, men det er rimelig å anta at de ligger i omtrent samme intervallet som for Skienselva.

Partikkelkonsentrasjonen i Frierfjordens mellomlag og dypvann er ukjent, men en kan anta at den er lavere enn i brakkvannslaget og vanligvis i intervallet 0,2-1 mg/l.

En eventuell effekt av suspendert materiale i kjølevannsutslippet vil kunne forårsakes av at inntaksvannet og derved også utslippsvannet har et annet innhold av suspendert materiale enn det omgivende vann ved utslippet. Den viktigste negative virkemåten er når en økning av suspendert materiale gir redusert lystilgang og nedslamming. Redusert lystilgang reduserer algers nedre voksegrense. Nedslamming vil også kunne skade fastsittende dyr på hardbunn gjennom å stoppe til filtreringsorganene hos dyr som lever av å filtrere næring fra vannet. Det er ingen omforente grenseverdier for effekter av suspendert stoff på marine organismer.

Ut fra de antatte TSM-nivåene i de ulike vannlag i Frierfjorden gitt ovenfor må vi forvente at et kjølevannsutslipp ikke vil forårsake en økning i TSM-nivået i utslippsområdet. Man kan heller forvente en reduksjon, men ut fra at TSM normalt varierer i en resipient med sesong og strømforhold antar vi at det vil være vanskelig i det hele tatt å påvise en endring i konsentrasjonen av suspendert materiale utenom utslippspunktets umiddelbare nærhet. Ved innlagring i mellomlaget er det i alle fall svært liten risiko for at man skal få en økning i TSM som kan forårsake redusert lystilgang og nedslamming.

4.5 Miljøgifter

Miljøforvaltningen av Frierfjorden og fjordsystemet utenfor har sterk fokus på miljøgifter fra tidligere industriutslipp, spesielt dioksiner og andre klororganiske forbindelser. Bruken av sjøvann som kjølevann genererer i seg selv ikke utslipp av miljøgifter. Eneste kilde til miljøgifter i utslippsvannet er det som eventuelt følger med vann og suspendert materiale fra inntaksområdet til utslippsområdet. For Frierfjorden kan dette bety en lokal omplassering av miljøgifter i vannmassene fra 40 m dyp til 15-20 m dyp. En konsekvens som bør vurderes er om denne omplasseringen endrer på miljøgiftutskiftingen mellom Frierfjorden og Breviksfjorden siden vannmassene i de to dybdesonene har ulik oppholdstid.

I forbindelse med prosjekt "Dioksiner i Grenland - DIG" ble det ved en anledning (juli 1999) analysert dioksiner i vannmassene på en stasjon rett utenfor Herøya (Tabell 5). Resultatene viser at det var vel 3 ganger så mye partikulært dioksin på 40 m som på 12 m dyp. Hvis vi forutsetter at disse konsentrasjonene er representative for dagens gjennomsnittnivåer av dioksiner i vannmassene vil

kjølevannsbruken føre til en fluks av dioksiner fra 40 m dyp til 15-20 m dyp på 0,5 g/år målt som sumTE (toksisitetsekvivalenter) av dioksiner (sumPCDF/PCDD).

Siden vi må anta at vannutskiftningen for Frierfjorden er raskere for mellomlaget (2-4 uker, **Tabell 1**) enn for det laget som kjølevannet taes inn fra (2-6 mnd, kapittel 4.5), kan dette føre til en øket transport av dioksiner ut til Breviksfjorden utenfor. Det er vanskelig å anslå på en pålitelig måte hvor stor økningen i uttransport blir, spesielt siden vanntransporten i utslippsområdet i store deler av tiden er rettet nordover mot Skienselva og formodentlig går i en bakevje, noe som vil føre til at en andel av partiklene sedimenterer før de eventuelt blir transportert ut av Frierfjorden. Et meget konservativt estimat er at økningen i transport ut tilsvarer tilskuddet fra kjølevannstransporten til mellomlaget, dvs. 0,5 g/år sumTE. På basis av DIG-prosjektet (Næs et al. 2004) er netto medianverdi av transport av sumTE ut av Frierfjorden i 2006 beregnet til ca 3 g/år (5-95 percentil: 0,7 – 9,1 g/år) (Saloranta upublisert). Vårt estimat av bidraget fra kjølevannsbruken er så vidt høyt som 17% av medianverdien, men dette er som sagt bare hvis vi regner at alt som mobiliseres blir transportert ut, noe som ikke er sannsynlig.

Tabell 5. Dioksiner (pg/m^3 av sumTE av PCDF/PCDD) ved Herøya 1/7-1999 (fra Knutzen et al 2000).

Stasjon - dyp	partikulært	løst
St 2-8, 12 m	279	25,4
St 2-9, 40 m	957	34,2

4.6 Konsekvenser for Frierfjordens hydrofysikk

Som beskrevet i kap. 4.2 er det sannsynlig at et inntak av 8-16 m^3/s i Frierfjordens dypvann vil medføre en betydelig økning av vannutskiftningen i det laget som vannet hentes fra. Det er sannsynlig at det nye vannet i alt vesentlig tilføres fra 20-25 m dyp Breviksfjorden – Langesundsfjorden, og bidrar til en gradvis forbedring av vannkvaliteten med hensyn til oksygenforhold i Frierfjordens dypvann.

I hvilken grad dette vil medføre økt fornyelse av dypvannet i for eksempel 50-95 m dyp er uvisst, men det er rimelig å anta at der vil være en viss positiv effekt som avtar mot dypet.

Hvilken betydning utslipp av kjølevann til fjordens mellomlag kan få er uvisst. Utvilsomt blir det en helt lokal påvirkning av sirkulasjon og oppholdstid, men sannsynligvis vil utslippet ha meget liten betydning for sirkulasjon og vannutskiftning i Frierfjordens mellomlag som helhet. Hovedgrunnen for en slik antakelse er det store volumet av dette vannlaget, og at det allerede har en stor vannfornyelse.

Skal virkningene i mellomlag og dypvann kvantifiseres, kreves mer inngående studier med bruk av matematisk modell.

5. Miljøkonsekvenser av utslipp fra CO₂-rensing

I følge opplysninger mottatt av Skagerak Energi As (B. Bergersen pers. medd.) vil det ikke forekomme regulære utslipp til sjø fra CO₂-rensingen. Ved uhellsutslipp vil alt som slippes ut samles opp i avgrensingsgrøfter for håndtering og intet vil gå til sjø. Det er derfor ikke aktuelt å vurdere utslipp til sjø fra rensenanlegget for CO₂.

6. Begroing i sjøvannsinntak

6.1 Eksisterende kunnskap om utbredelse av begroingsorganismer

Begroing i kjølevannsrør er et vanlig problem i sjøvann. Denne begroing er uønsket fordi

- 1) begroing med større organismer som skjell, svamper, hydroider og lignende reduserer gjennomstrømning i rør,
- 2) begroing med bakterier, encellede organismer danner et "slimlag" som reduserer effekten av varmetransport via varmevekslere.

Marin begroing starter med en gang et ikke-levende materiale senkes ned i vann. Begroingen følger et mønster hvor man først får etablering av bakterier som blant annet utskiller polysakkarider, proteiner og proteinfragmenter som "limer" bakterier til overflater. Dette er første stadium i begroingen, og danner grunnlag for vekst av bakterier, diatomeer og protozoer (biofilm eller mikrobegroing). Andre organismer vil så etablere seg i dette slimlaget, særlig filtrerende organismer (makrobegroing). Høy gjennomstrømning gir gode vilkår for slike organismer ved at nytt vann hele tiden transporteres forbi der de sitter. Veksten hos de organismene som etablerer seg vil være avhengig av mengden av føde i vannstrømmen i form av oppløst og partikulært organisk materiale.

Mange bunnlevende dyr har planktoniske larver som kan komme inn i kjølevannssystemet og bunnslå seg (Brankevich 1990, Khalanski 1998, Gross 1997, Qian et al. 1999, Chou et al. 1999, www.gmf.gu.se/Mastec, www.biology.bham.ac.uk/external/biofoulnet).

Viktige begroingsorganismer er:

- blåskjell
- rur og rørdannende mark
- hydroider
- mosdyr
- svamper
- sekkedyr
- bakterier, diatomeer og protozoer

Blåskjell (*Mytilus edulis*) representerer den mest problematiske makrobegroingen, og har vært den dominerende begroingsorganismen rapportert fra anlegg rundt Nordsjøen. Blåskjell og andre muslinger blir store og har kraftige skall. De har dessuten evnen til å lukke seg og dermed unngå virkninger av f.eks. periodevis klorering. Løsner blåskjellene vil de bli trukket inn i kjølevannssystemet og kan i verste fall blokkere vanngjennomstrømning.

6.2 Biologien til utvalgte makrobegroingsorganismer

(Opplysningene er hentet fra Bakke et al. 1992, Moen og Svensen 1999, Chou et al. 1999, og gjelder forhold i norske farvann) :

Blåskjell (*Mytilus edulis*)

Blåskjell er en vanlig forekommende art i fjæra, men kan også forekomme (særlig larvene) på dyp ned til 30-40 meter. Arten har vid geografisk utbredelse, og tåler store variasjoner i temperatur og saltholdighet. Blåskjell gyter om våren/sommeren, og ett blåskjell kan gyte mellom 5-10 millioner egg. De planktoniske larvene bunnslår etter noen uker, men bunnslåingen kan utsettes flere uker hvis larven ikke finner egnet substrat. Larvestadiet kan dermed vare mellom 3 uker og 3 måneder. Ved

bunnslåing er larvene 0.26 - 1.5 mm. Blåskjell vokser 3-4 cm i løpet av første året, og blir kjønnsmoden etter 1-2 år. Blåskjell fester seg til underlaget med byssustråder som både er sterke og tåler ytre påvirkninger. Blåskjell tåler godt uttørring over kortere perioder. Blåskjelllarvene har maksimum vekst ved 16-22°C.

Trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) (Polychaeta- børstemark)

Trekantmark finnes fra nederst i fjæra og dypere og har en vid geografisk utbredelse. Den liker seg best i beskyttede områder med lite strøm. Dyrene er særkjønnet og larvene er planktoniske fra 3 uker til 2 måneder. Gyting foregår hovedsakelig i sommermånedene. Trekantmark bygger lange rørformede kalkhus, 5-12 cm lange. Ved bunnslåing har kalkrøret en lengde på 0.8-1 mm. Normalt er røret festet til substratet i hele sin lengde, men under spesielle forhold kan marken vokse i høyden og danne biogene rev. Dette er blant annet observert i strømrrike områder ved terskelen til Iddefjorden (Berge et al. 1997). Også andre arter av børstemark med kalkhus kan forekomme som begroingsorganismer.

Sekkedyr (Ascidiaceae)

Det finnes mange arter av sekkedyr (sjøpung) i våre farvann. Sekkedyr har en gelatinøs eller læraktig kappe som omslutter dyret, og de vokser som solitære eller i koloni. Larvene er planktoniske. Enkelte arter kan bli 10-20 cm lange og normal levetid er 1-2 år. De fleste sekkedyrene dør etter gyting om sommeren.

Rur (*Balanus* spp.) (Cirripedia)

Rur er vanlig på hardt underlag i den øvre del av fjæra, men finnes også ned til flere hundre meters dyp (*B. balanus*). Tåler godt uttørring. Lengden/diameteren er ca. 10-15 mm på den vanligste fjærearten, og normal levetid er 2 år. Rur danner kalkskall som er godt festet til underlaget. Larvene er planktoniske.

Hydroider (Hydroida)

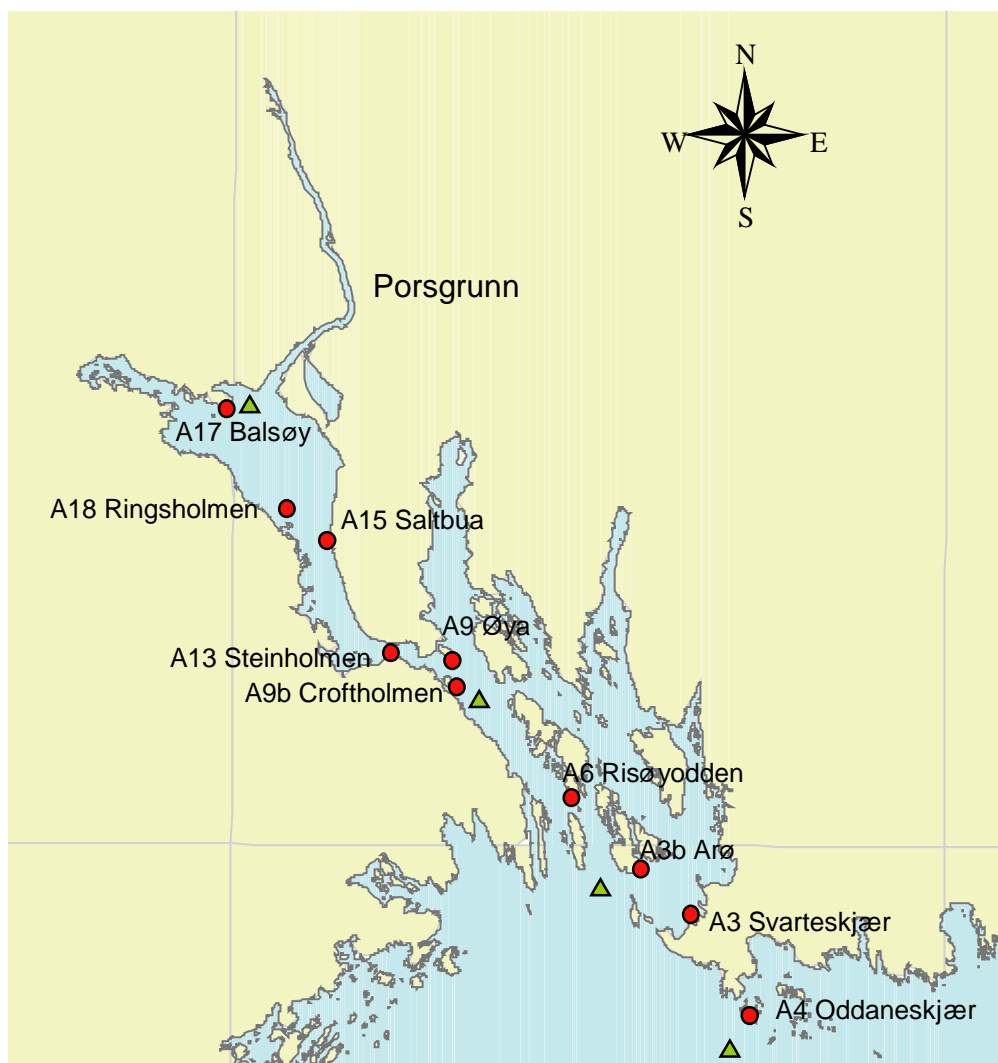
Hydroider er en gruppe organismer som er karakterisert ved å ha et kolonidannende, fastsittende polypstadium, som hos mange arter veksler med et frittsvømmende medusestadium. Hydroider finnes fra tidevannssonen til ca. 100 meters dyp. Det finnes en lang rekke arter, fra noen få millimeter til drøye 10 centimeter høye.

Det ble gjennomført en undersøkelse av de biologiske forholdene på hardbunn i Grenlandsfjordene i 1998 og 1999 (Waldy et al. 2001). Denne omfattet registreringer i strandsonen, dykkeregistreringer, videofilming av dykketransektet, stereofotografering på ulike dyp i sjøsonen og rammeregistrering i strandsonen. Tilsammen ble 6 dykkestasjoner undersøkt, hvorav tre stasjoner i Frierfjorden (A17 Balsøy, A13 Steinholmen og A15 Saltbua). I tillegg ble det gjort registreringer i strandsonen på A18 Ringsholmen. Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 23**. Det er også gjennomført årlig fotografering av hardbunnlokaliteter i sjøsonen på Saltbua og på Risøyodden siden 1976.

Waldy et al. (2001) registrerte en nedgang i det biologiske mangfoldet fra ytterst i Grenlandsfjordsystemet til indre del av Frierfjorden. Nedgangen skyldtes delvis naturlige forhold som redusert areal av egnet substrat, økt ferskvannspåvirkning og partikkelinnhold i vannmassene. De dypeste registreringene i Frierfjorden ble gjort ved 24 meters dyp ved stasjonen Saltbua. Både sekkedyr, sjøanemoner, hydroider, flerbørstemark og armføttinger, men ikke blåskjell, vokste ned til dette dypet.

De vanligste begroingsorganismene, blåskjell og rur, ble registrert ned til henholdsvis 6 og 20 meter i Frierfjorden. I ytre del av Grenlandsfjordene ble det gjort ett enkeltfunn av blåskjell på 10 meters dyp, og rur ble registrert ned til 24 meter.

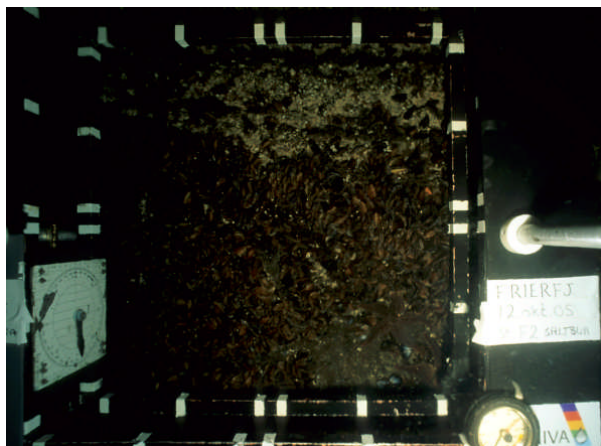
Walday et al. (2001) viste at plante- og dyrelivet i Frierfjorden har hatt en klar forbedring av miljøtilstanden siden 1980-tallet. Bedringen settes i sammenheng med de reduserte tilførsler av forurensende stoffer til fjordsystemet.



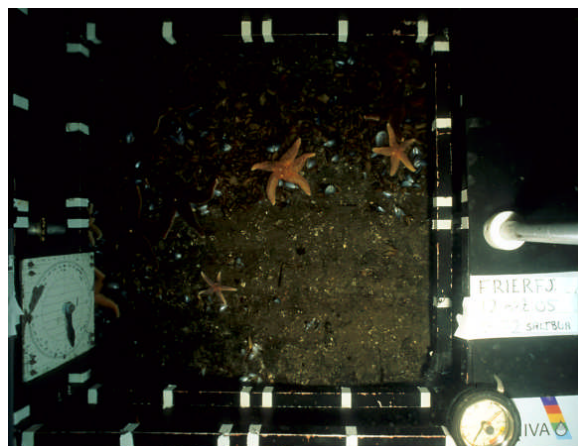
Figur 23. Grenlandsfjordene. Stasjonsplassering for hardbunnsundersøkelser i 1998-1999 (●) samt posisjoner for salt og temperaturprofiler (▲) (Walday et al. 2001). Stasjon A4 prøvetas årlig av NIVA under det nasjonale kystovervåkingsprogrammet. Stasjon A6 og A15 har vært fotografert årlig siden 1970-årene.

Ved stereofotograferingen av stasjonene på Saltbua i oktober 2005 ble det registrert et smalt belte av blåskjell på ca. 3m dyp (**Figur 24**). Skjellene var under sterkt beitepress fra sjøstjerner som beveget seg oppover i beltet. Det ble ikke funnet blåskjell under 3m dyp. Påfuglmark, sekkedyr og sjøroser var dominerende dyr dypere ned på fjellveggen. Tettheten av dyr var mindre på 30 enn på 15 meters dyp.

A 15 Saltbua oktober 2005



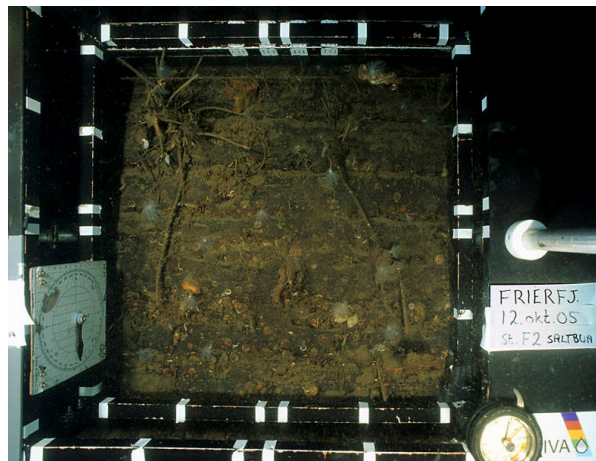
Øvre grense for blåskjellvekst i oktober 2005 var ca. 2,5m.



Nedre grense for blåskjellvekst i oktober 2005 var ca. 3m. På bildet ser man sjøstjerner som beiter på skjellene.



Saltbua i oktober 2005, 15m dyp. Dominerende organismer er sekkedyr (*Ciona intestinalis*, *Ascidia virginea*), påfuglmark (*Sabella pavonina*), sjøroser (*Prothanthea simplex*) og armfotinger (*Crania anomala*).



Saltbua i oktober 2005, 30m dyp. Dominerende organismer er påfuglmark (*Sabella pavonina*), sjøroser (*Prothanthea simplex*) og armfotinger (*Crania anomala*).

Figur 24. Fotografier fra noen av de faste stasjonene på Saltbua. Bildene er tatt 12. oktober 2005. Arealet er 0,5 x 0,5m.

Stasjon A 17 Balsøy er det området som ligger nærmest Herøya og hvor det tidligere er gjennomført biologiske registreringer på hardbunn. I **Figur 25** er det gitt en beskrivelse av de biologiske samfunn ned til 15m dyp. I dette området av fjorden var tettheten av hardbunnsorganismer lavere enn på for eksempel Saltbua.

A 17 Balsøy 1998-1999



0m Spredte rurforekomster (*B. improvisus*), ca. 50% døde. Rur ble funnet ned til 8m dyp. Et funn av en manglebørstemark (*Nereis* sp.). Vårfluerør overalt på stein i strandkanten. Delvis bart fjell med flekker av blågrønnalger og bentiske diatoméer. Fra en halv meter og ned til 5-6m dyp vokste grønndusk (*Cladophora* cf. *sericea*), avbleket og brunlig av diatoméer sammen med kjededannende bentiske diatoméer.



6m Fra 6 til 8m dyp dominerte den trådformede rødalgen *Scagelothamnion pusillum* (bilde) sammen med kjededannende bentiske diatoméer, brunslit og flekker av blågrønnalgen *Spirulina*. Det var høy grad av nedslamming og sedimentering. På fjell ble det observert spredte forekomster av sekkedyrene *Corella parallellogramma*, *Dendrodoa grossularia* og *Ascidiella* cf. *scabra*, vanlig korstroll (*Asterias rubens*), påfuglmark (*Sabella pavanina*) samt hydroiden *Laomedea longissima*.



9m På rundt 9m dyp sluttet hardbunnssubstratet og gikk over i bløt mudderbunn. På mudderbunnen ble det observert *Cerianthus lloydii* (sylinderanemone), enkelte korstroll, brune flekker av diatoméer og enkelte røde tuster av *Scagelothamnion pusillum*.



15m Dykkeundersøkelsen ble avsluttet på 15m dyp. Bløtbunn var av lys gråbrun farge med sylinderanemoner og løstliggende rødalgetuster (løsrevet nedfall fra ovenforliggende samfunn). Bunnen virket frisk.

Figur 25. Beskrivelse av organismsamfunnet ved stasjon A 17 Balsøy i Frierfjorden 1998-1999 (Walday et al. 2001).

6.3 ROV-befaring høsten 2005

Det ble gjennomført filming med ROV av bunnen ved planlagt inntaksområde den 2. november 2005. Planen var å undersøke bunnforholdene for å avdekke hvilke organismer en kan forvente vil gro på hardbunn i denne delen av fjorden. En uke tidligere, den 26. oktober, ble også bunnforholdene i de strømsterke områdene i Breviksundet undersøkt vha. ROV. En ønsket med dette å få et bilde av hvilke organismer en kan forvente vil gro på hardt substrat i strømrike områder av fjorden, tilsvarende miljøet like ved et stort vanninntak.

Breviksundet

Båten lå til kai. Posisjon: N 59° 03,022' Ø 09° 41,593'. ROVen ble kjørt fra båten.

0-15m	fjell, for det meste bratt. Dominert av blåskjell og sjønellik (<i>Metridium senile</i>).
15-24m	Slakt hellende bløtbunn med småstein og mye rester av blåskjell.
24-30m	bratt fjell, begroing lik stasjon A 17 Saltbua (<i>Sabella pavonina</i> , <i>Alcyoninum digitatum</i> , <i>Serpulidae</i> , <i>Crania anomala</i> , <i>Prothanthea simplex</i>).
30-40m	Flat bløtbunn med mangebørstemark (cf <i>Polydora ciliata</i>), huler av krepsdyr, sjøpenn.

Vi vet at grunnområdene i Brevikssundet har store forekomster av blåskjell mellom ca. 2 og 5m dyp, - det samles årlig inn blåskjell for miljøgiftanalyser ved Strømtangen. Tidligere ble skjell samlet inn fra Steinsholmen, men forekomstene har blitt så små at vi har måttet flytte innsamlingen ut til Strømtangen. ROV-befaringen viste store mengder skall fra blåskjell på de flate bunnområdene rundt 20m dyp (Figur 26). Disse skallrestene stammer fra levende bestander på grunnere hardbunn. På fjellveggene mellom 10 og 15m dyp kunne det ikke registreres blåskjell og det antas at skallrestene har sitt opphav i de forekomster som er registrert mellom 2 og 5m dyp. Dypere enn 30m fant vi for det meste bløtbunn, med innslag av stein og fjellknauser. På bunnen vokste blant annet mangebørstemark (cf *Polydora ciliata*), krepsdyr (*Corophium* sp.) og sjøpenn (*Virgularia mirabilis*). Hull i bunnen kan være spor av større krepsdyr, slik som *Calocaris* eller *Nephrops*. Her ble det heller ikke funnet blåskjell.



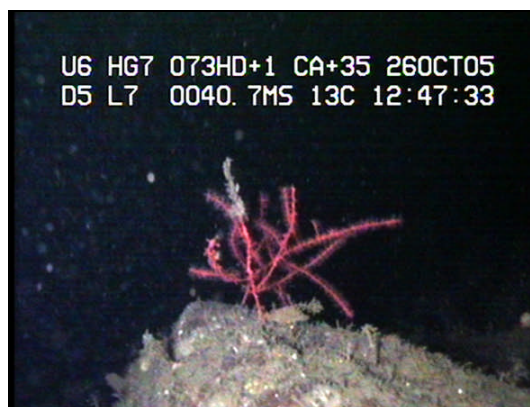
10-15m – bratt fjellbunn, Sjønellik, kalkalger, sekkedyr. I dette området var det også en del fisk; mest bergnebb og småsei.



15-20m – område med bløtbunn, grus, mye muslingskall på bunnen.



30-40m - bløtbunn, På steinen på bildet vokser sekkedyr (*Ascidia virginea* og *Ciona intestinalis*), påfuglmark (*Sabella pavonina*) og hydroider. Buskene på leirbunnen er antageligvis rør tilhørende det lille krepsdyret *Corophium* sp.



Rød hornkorall på en stein på 40,7 m dyp. Forekomsten indikerer at dette er et strømrøkt område.

Figur 26. Undervannsfoto fra bunnområdene i Breviksundet 26. oktober 2005. Fra ROV DV-opptak.

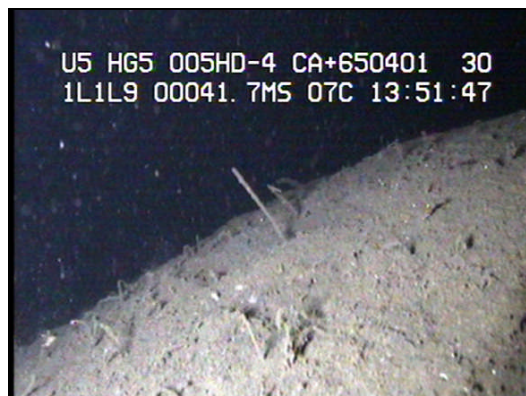
Herøya

Båten drev sakte i området og ROVen ble kjørt fra båten.

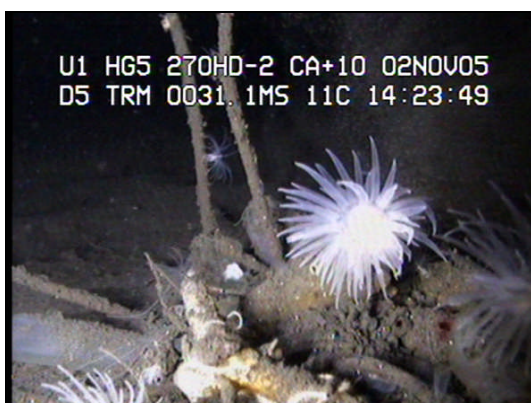
Registrerte et stort relativt flatt område med bløtbunn fra drøyt 50 og opp mot 10 meters dyp. Områder med en del kråkeboller (cf. *Psammechinus miliaris*) på leirbunn fantes på rundt 50m dyp. Sjøfjær (*Pennatula phosphorea*) på rundt 30 meter. Ganske mange 'store' hull i bunnen, antageligvis laget av krepsdyr. Inn mot Herøya, fra ca. 10 meter og grunnere, var det fylt ut med steinmasser. Det var lite groe på steinene og tydelig kraftig ferskvannspåvirket i de øvre meter. Det ble ikke registrert blåskjell i det undersøkte området. På det lille som var av hardt substrat dypere enn 10 meter var sekkedyr, påfuglmark og sjøroser dominerende organismer.



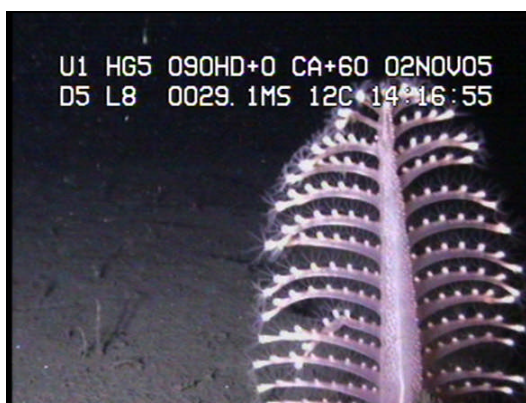
50m – bløtbunn. Levende bunnflate med blant annet rør fra manglebørstemark.



40m – bløtbunn. På bunnen er det rør fra manglebørstemark.



Sjøroser (*Protanthea simplex*), et sekkedyr (*Ciona intestinalis*) og kalkrørsmark vokser på et stykke ukjent hard substrat liggende på bløtbunnen på drøyt 30m dyp.



Nærbilde av sjøfjær (*Pennatula phosphorea*) på bløtbunn på ca. 30m dyp.



20m – tett groe av sekkedyr (*Ciona intestinalis*), påfuglmark (*Sabella pavonina*) og en del sjøroser (*Protanthea simplex*) og hydroider på kabel el. likn.



10m - Begroing av sekkedyr, kalkrørsmark og sjøroser på steinfyllingen inne ved Herøya

Figur 27. Undervannsfoto fra bunnområdene utenfor Herøya. Fra ROV DV-opptak.

6.4 Bløtbunnsfauna og sedimentforhold

Våren 1998 ble bløtbunnsedimenter fra 17 stasjoner i Frierfjorden innsamlet og undersøkt (Rygg 2000). Sedimentene ble tatt med grabb på dyp fra 20 til 93 meter. Formålet med undersøkelsen var å

kartlegge utbredelsen av livløs bunn i dypbassenget og undersøke faunaens tilstand på forskjellige dyp for å se hvordan oksygenforholdene i fjorden har påvirket tilstanden.

Resultatene fra mai 1998 viste at bløtbunnsfauna manglet på dyp større enn 50-60 meter, samme dyp som ved undersøkelserne i 1987 og 1994. Oppover mot grunnere vann var det en gradvis økende artsrikhet. Artsrikheten var høyest på de grunneste stasjonene, men fremdeles lavt sammenlignet med en normal fjordfauna. Faunaen var fattig på både arter og individer i områdene mellom 20 og 50 meter. Ved prøvetakingen i mai 1998 hadde det vært meget dårlige oksygenforhold ($< 1.5 \text{ ml O}_2/\text{l}$) i dypvannet siden sommeren 1997. De dårlige oksygenforholdene gjennom det forutgående året var trolig årsaken til mangelen på dyr i dypbassenget i mai 1998 (Rygg 2000).

6.5 Erfaringer av makrobegroing fra Kårstø

Kårstø-anlegget er mottaks- og behandlingsanlegg for rikgass og ustabilisert kondensat fra Nordsjøen. De første årene var kjølevannsmengden ca. $27.000 \text{ m}^3/\text{time}$ (Naturkraft 1996). Kjølevannet ble tatt fra 35 meters dyp via en ca. 300 meter lang tunnel, og sluppet ut på 10 meters dyp med en overtemperatur på 10°C . For å hindre begroing ble klor produsert ved anlegget ved elektrolyse av sjøvann, og det ble benyttet kontinuerlig klortilsetning med periodiske sjokkdoseringer. Denne metoden var effektiv for å hindre begroing i kjølevannssystemet, men førte til forholdsvis mye korrosjon (Naturkraft 1996). Senere ble det benyttet 15% natriumhypokloritt-løsning som ble tilsatt i inntakstunnellen to ganger pr. døgn. Dette var ikke tilstrekkelig for å hindre begroingen, og anlegget hadde problemer med begroing med blåskjell og tildels rur og trekantmark.

I dag er kjølevannsmengden økt til ca. $40.000 \text{ m}^3/\text{time}$ og det er installert en ny inntakstunnel for kjølevann med inntaksdyp på 78 meters dyp. Anlegget ser foreløpig ut til å være kvitt blåskjellbegroing, men har i stedet fått begroing med andre organismer som hydroider og sekkedyr. Denne begroingen er imidlertid mindre problematisk enn blåskjellbegroing og lettere å fjerne. Isteden for å bruke klor som begroingshindrende middel benyttes mekaniske metoder for å fjerne begroingen. Begroingen og organismer som kommer inn i varmeveksleren fjernes ved høytrykksspyling. Det er stort sett dublering av elementene i anlegget slik at vannstrømmen kan omdirigeres mens rensing pågår (T. Kleppe, Statoil Kårstø, pers.medd.).

6.6 Erfaringer av makrobegroing fra NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand

Ved NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand i Oslofjorden benyttes flere sjøvannsledninger hvor det pumpes opp vann fra dyp mellom 0-60 meters dyp. Det er problemer med blåskjellbegroing i inntak ned til ca. 20 meters dyp. Blåskjell-larvene opptrer gjerne i mai-juni og innen 30-40 dager fester de seg. Utover vinteren vokser de såpass at det skaper problemer. For å fjerne skjellene benyttes høytrykksspyling og stenging av inntaksvannet i perioder inntil skjellene dør. I inntaksrør som ligger dypere enn 20 meter (40 og 60 meter) er det mindre alger som dominerer begroingen, og det skaper ikke samme problemer som ved blåskjellbegroing (O. Pettersen, NIVA, pers. medd.).

På et sjøvannsinntak på ca 20 m dyp er det observert meget tett forekomst av sekkedyrarten *Ciona intestinalis* som blir vel 20 cm lang. Denne arten er også vanlig i Frierfjorden (cf Figur 27 foto nederst til venstre). Begroingen finnes på selve inntaksdelen av ledningen der det er kombinasjon av hardt substrat (PVC) og sterk strøm. Arten finnes ikke på stein i nærheten, bare på inntaket. Den vokser heller ikke inne i røret innenfor inntaket, bare på utsiden. Dette og andre observasjoner på naturlig substrat tyder på at larvene bare slår seg ned på steder der det er litt lys. Grunnen til at den ikke finnes inne i inntaksrørene kan også være at strømmen der er for sterk til at larvene kan slå seg ned (en tilsvarende strømhastighet i et kjølevannsinntak på $16 \text{ m}^3/\text{s}$ krever en rørdiameter på ca 4 meter).

Over en periode på tre år fra høsten 1988 til høsten 1991 ble det pumpet opp sjøvann fra 13 meters dyp i ytre Oslofjord og tilført forsøksbassenger med etablerte hardbunns- og bløtbunnsamfunn etter oppvarming og/eller tilsetning av næringsalter. Prosjektets mål var å få kunnskap om effekter av kjølevann på marine samfunn (Bakke et al. 1992). I tillegg ble det også satt ut plater for å fange opp rekrutter til begroing (sporer og larver). I løpet av 17 måneder ble det registrert nedslag av 13 forskjellige alger og dyr. Begroingsorganismene omfattet benthiske diatomeer, blågrønnalger, en grønnalge (*Derbesia marina*) og kimplanter av tare, trekantmark (*Pomatoceros triqueter*), svamper, posthornmark (*Spirorbis* sp.), rur (*Balanus* sp.), mangebørstemark i leirror, sadelskjell (*Anomidae*) og juvenile uidentifiserbare dyr, sannsynligvis rur eller posthornmark (Bakke et al. 1992).

6.7 Samlet vurdering av risiko for makrobegroing

I en tidligere vurdering av begroingspotensialet ved mulig kjølevannsinntak på 40 m dyp i Frierfjorden (Kroglund og Molvær 2001) ble det konkludert med at det kunne bli begroing i deler av anlegget av blant annet blåskjell, rur, sekkedyr og hydroider. Dette var et relativt konservativt anslag, mye på basis av erfaringene ved Kårstø (se ovenfor). Ut fra det som er presentert ovenfor konkluderer vi også at man må påregne begroing rundt inntaket av rur, sekkedyr og hydroider, til dels stimulert av den økede strømhastigheten, men vi anser det som mindre sannsynlig at blåskjell vil etablere seg i slik grad at det kan gi konsekvenser for driften. Vi kan ikke utelukke at enkeltindivider vil slå seg ned, men noe vekst av betydning er lite sannsynlig. Blåskjellarvene søker mot overflaten når de har nådd det stadiet der de slår seg ned på bunnen og stimuleres til å slå seg ned av lys og sterk turbulens. Observasjonene i området viser at muslinger kan forekomme sporadisk ned til ca 10 m. Generelt sett er det liten forekomsten av blåskjell i Frierfjorden også på grunt vann. Også annen hardbunnsfauna forekom stort sett med lavere tetthet på dypt enn på grunt vann. Mangeårig erfaring fra NIVAs forskningsstasjon Solbergstrand i Drøbaksundet, der blåskjell er en meget vanlig art i overflatelaget, viser at blåskjellbegroing er problematisk ned til 20 m dyp, men ikke i sjøvannsinntakene på 40 og 60 m dyp.

Relativt tett begroing av sekkedyr, spesielt *C. intestinalis* på opp til 20 cm høyde, må til tider påregnes på selve inntaksarrangementet. Selv om utbredelsen synes å være størst i 10–20 m sonen er det ingen grunn til at den ikke skulle kunne etablere seg dypere også. Erfaringen fra Solbergstrand viser at disse dyrene ikke etablerer seg innover i sjøvannsledningene der, men når de løsner kan de bli sugd innover. Den mest vanlige arten *C. intestinalis* har en ganske løs og geleaktig kropp og vil antakelig bli slitt i stykker når den løsner, men vi vet ikke om store mengder av dem kan skape problemer i varmevekslere etc. Her bør driftserfaringene fra Kårstø kunne anvendes (dublering av sårbare deler av anlegget, rensing med høytrykksspyling).

Begroing av rur og hydroider anser vi for å gi liten driftsmessig risiko. Individene er for små til å gi en begrensning i vannstrømmen av betydning, og det er lite sannsynlig at det vil dannes tette forekomster. Vi har ikke informasjon som antyder at rur og hydroider har skapt vesentlige driftsmessige problemer i sjøvannsinntak.

Samlet viser dette at risikoen for begroing av rur, hydroider og spesielt sekkedyr på konstruksjonene i selve inntaket er stor dersom dette legges på ca 40 m dyp, men at begroing av betydning innover i inntaksrørledning og i kjølevannsystemet for øvrig er liten. Faren for begroing av blåskjell ansees å være liten på dette dypet i Frierfjorden, selv om en ikke kan utelukke at enkeltindivider vil slå seg ned.

6.8 Anbefalte tiltak for å unngå makrobegroing

På bakgrunn av tidligere erfaringer og våre observasjoner anbefales en plassering av inntaket på rundt 40 meters dyp. Den potensielt største problemorganismen, blåskjell, er ikke blitt observert på dette dypet, og generelt var begroing av andre hardbunnsorganismer mindre på 40 enn på for eksempel 20

meters dyp. Tett begroing på selve inntaket av spesielt sekkedyr kan likevel påregnes, og kan ikke unngås ved for eksempel å legge inntaket enda dypere. Sekkedyr kan gi påvekst på ca 20 – 25 cm tykkelse. Enkelte andre påvekstorganismer som hydroider, rur og rørbyggende børstemark vil også kunne etablere seg på inntaksarrangementet, men neppe i særlig tetthet. Disse organismene bygger heller ikke i høyden i slik grad at man kan forvente at de gir driftsmessige problemer. Dessuten er 40 meter ikke dypere enn at en relativt kostnadseffektivt kan la dykkere rense selve inntaket manuelt ved behov. Slik rensing må nok påregnes fra tid til annen.

Siden det forventes at begroingen stort sett vil etableres på selve inntaket, og neppe i særlig grad innover i kjølevannsledningen ser vi ikke nytte av å tilsette begroingshindrende midler i selve kjølevannsstrømmen. Fjerning av mikrobegroing (biofilm) i varmevekslere for å hindre korrosjon og redusert effekt bør kunne gjennomføres med høytrykkspyling. Det bør derfor vurderes tekniske løsninger med utstyr som lett lare seg demontere og rengjøre, eventuelt også investering i overkapasitet slik at systemet kan vedlikeholdes uten å redusere produksjonen.

6.9 Mikrobegroing

Selv med et vanninntak så dypt som 40 m og dypere vil man ikke unngå mikrobegroing i rør, varmevekslere, etc. For å bekjempe denne type begroing må man benytte biocider som har en generell toksisitet for alle typer organismer. Samtidig bør ikke biocidet være persistent eller ha kroniske effekter ved subletale konsentrasjoner. Na-hypokloritt har vist seg å være rimelig godt egnet til dette formålet, men sensitiviteten for effekter varierer for ulike organismegrupper. For eksempel er enkelte muslingarter og noen krepsdyr relativt lite sensitive, mens alger og fisk er meget sensitive. Na-hypokloritt har meget bred anvendelse. Det brukes i stor utstrekning i desinfeksjon av råvann, badevann og kloakk. Mange allment tilgjengelige rengjøringsmidler/desinfeksjonsmidler inneholder Na-hypokloritt. Industrielt har det vært benyttet i stor skala for bleking av papir og tøyfiber.

Det kan derfor være aktuelt å tilsette klor i kjølevannsanlegget for å hindre begroing på varmevekslerne. I en utredning som Skagerrak Energi har fått utført anbefales i så fall en klordosering med varighet 15 minutter som gjentas hver 8 time. Anbefalt klorkonsentrasjon i kjølevannet kan da være 0,1- 0,2 mg/l, men med mulighet for å gå så høyt som 5 mg/l.

Praktisk bruk av klorering

Ved valg av behandlingsmetode bør man ta i betraktning hvilket behov man har for ”rene” rør og biologien til de organismene som man kan forvente vil kolonisere kjølevannsrørene. Av tabell 1 ovenfor går det klart frem at muslingarter er svært vanskelig å bli kvitt når de først er etablert. En studie av Rajagopal et al., (2002) viser at ved en hypokloritt konsentrasjon på 3 mg Cl₂/l tok det fra 10 til 25 dager å drepe individer med fullt utviklet skall av henholdvis zebraskjell, blåskjell og en slektning av blåskjell: *Mytilopsis leucophaeata*. Selv ved 5 mg Cl₂/l tok det >10 dager å drepe *Mytilopsis leucophaeata*. Muslinger er mest sensitive i sin tidlige vekstfase og klorering bør derfor intensiveres i perioder nå larvene fester seg til bunnen. Mikrobegroing (biofilm) forekommer på alle dyp. Erfaring fra NIVAs forskningsstasjon Solbergstrand ved Drøbak viser at selv om makrobegroing bare er et problem ned til ca 20 m har alle intaksdypene (1 m, 20 m og 60 m) mikrobegroing i form av slimbelegg. Dette medfører ikke redusert gjennomstrømning, men kan gi pulser av partikler og øket turbiditet ved stopp og start av pumpene.

Grenseverdi for økologiske effekter av klor

Vi har på basis av litteraturdata utarbeidet en grense for effekter (PNEC – potensiell ikke-effekt konsentrasjon) av aktivt klor i utslippsresipienten. I **Tabell 6** er en del data representert med hovedvekt på marine arter. Av tabellen kan man se at det ikke synes å være noe forskjell i toksisitet enten klor er etablert elektrokjemisk eller tilsatt som Na-hypokloritt. Man vil derfor kunne operere med felles PNEC for begge behandlingsmåter. De mest sensitive organismegruppene synes å være

planktoniske alger og fisk som begge har kronisk NOEC (No Observed Effect Concentration) rundt 0,01 -0,02 mg Cl₂/l. Siden dette er kroniske data så blir applikasjonsfaktoren i henhold til EU TGD (EU 2003) lik 10. PNEC blir derfor 0,001 mg Cl₂/l. EU (2003) opererer også med egen PNEC for kortidsutslipp. Den baserer seg på akutt endepunkt med applikasjonsfaktor på 100, men dette gir for Na-hypokloritt en PNEC på 0,0004 mg Cl₂/l. PNEC=0,001 mg Cl₂/l vil derfor her gjelde både for kortidsutslipp (utslipp med varighet <24 timer) og kontinuerlige utslipp. Na-hypokloritt er meget reaktivt og reagerer derfor med organiske molekyler (for eksempel enkle humusforbindelser) slik at det dannes halogenerte organiske forbindelser. Disse er lite akutt toksiske (se **Tabell 7**), men noen av dem er mistenkt for å være kreftfremkallende. Dette aspektet ved klorering har det ikke vært mulig å dekke innefor prosjektet.

Tabell 6. Oversikt over toksistet av Na-hypokloritt og elektrokjemisk dannede oksidanter overfor noen organismegrupper, hovedsakelig marine. Verdier er hentet fra databasene US EPA Ecotox, og Nordisk stoffdatabase for Na-hypokloritt. Verdier fra elektrokjemisk dannede oksidanter er fra ikke-publiserede NIVA rapporter.

	Na-hypokloritt		Elektrokjemisk dannede oksidanter	
	LC50/EC50 Mg Cl ₂ /l	NOEC Mg Cl ₂ /l	LC50/EC50 Mg Cl ₂ /l	NOEC Mg Cl ₂ /l
Alger				
<i>Dunaliella salina</i>	0,4	0,1	0,4	0,1
<i>Skeletonema costatum</i>	0,095		0,04	0,035
Protozoa		0,02		
KREPSDYR				
<i>Acartia tonsa</i>	0,8	0,3	>0,64	0,36
<i>Daphnia magna</i>	2,1-0,04	0,05		
<i>Nitocra spinifera</i>	42			
MUSLINGER				
Blåskjell	>3			
<i>Dreissena polymorpha</i> (zebra-musling)	2,2			
<i>Mytilopsis leucophaeata</i>	>5			
SJØPINNSVIN				
<i>Echinometra mathaei</i>	0,2-1,0			
FISK				
Regnbueørret	0,2	0,02		
Laks	0,15			
Piggvar			0,15	0,08
Sild	0,6-0,06			
<i>Meridia peninsulae</i>		0,01		

Tabell 7. Økotoksikologiske egenskaper til kjente halogenerte biprodukter som oppstår ved sjøvannsbehandling med Na-hyperkloritt.

Stoff	Fisk LC50 mg/l	Invertebrat EC50 mg/l	Alge EC50 mg/l	Bionedbrytning	Log Kow	Referanse:
Chloroform 67-66-3	10	23	216	Ingen i MITI, høy fordampning	1.97	NSDB
Bromoform 75-25-2	7.1	7.2	2	Ingen i MITI, høy fordampning	2.4	NSDB
Bromodichloromethane 75-27-4	282	294	180	Halveringstid: Dager/uker	1.9	QSAR
Dibromchloro methane 124-48-1	295	310	190	Halveringstid: Dager/uker	2.1	QSAR
Acetic acid ,trichloro 76-03-9	10 or 277	10	220	Inherent	1.9	NSDB
Acetic acid chloro 79-11-8	100	0.025	77	Inherent	0.4	NSDB
Acetic acid, dichloro 79-43-6	(23500 QSAR)	10 (22700 QSAR)	1300 (13000 QSAR)	Halveringstid: Dager/uker	0.9	NSDB
Acetonitrile, trichloro 545-06-2	1.35 see NSDB acetonitril e chloro	600	358	Halveringstid: Uker	1.21	QSAR
Acetonitrile, dichloro 3018-12-0	3300	3100	1780	Halveringstid: Dager/uker	0.29	QSAR
Acetonitrile, dibromo 3252-43-5	(0.5 NSDB) 4035	3900	2200	Halveringstid: Dager/uker	0.47	QSAR
Propanone, dichloro 534-07-6	4000	3800	2100	Halveringstid: Dager/uker	0.92	QSAR
Phenol, chloro 25167-80-0	15.1 (4.8 16.7 3.8 NSDB)	5.9	46.9	Halveringstid: Dager/uker	2.16	QSAR
Phenol, dichloro 25167-81-1 many forms	7.7	4.1	15.8	Halveringstid: Dager/uker	2.9-3.4	QSAR
Phenoltrichloro 25167-82-2	3.7	2.7	5.1	Variabel avhengig av Cl bindingsete	3.45	QSAR
Cyanogen, chloro 506-77-4	1 (7000 QSAR)	0.029 (7100 QSAR)	3900 QSAR	Halveringstid: Dager/uker (QSAR)	0.64	NSDB
Cyanogen bromo 506-68-3	0.24-0.47 (11000 QSAR)	10000 (QSAR)	5600 (QSAR)	Halveringstid: Dager/uker (QSAR)	-0.29	NSDB

*MITI, Ministry of International Trade Industry (Japan)

***NSDB is the Nordic Substance Data Base established through founding by the Nordic countries

Nedbrytningshastighet for aktivt klor

Halveringstiden for nedbrytning av aktivt klor i vann er anslått til maksimum 24 timer for en startkonsentrasjon på 10 mgCl₂/l (Landrum et al 2003). Siden konsentrasjonen i utslippsvannet er under 5 mg/l og halveringstiden øker med konsentrasjon, er 24 timer et konservativt anslag for de forhold vi har i kjølevannutslippet.

Konsentrasjonen av klor i mellomlaget etter utslipp til fjorden

Vi har regnet med kjølevannsmengder på 8-16 m³/s. Ved en støtklorering på 15 minutter betyr dette utslipp av 7200-14400 m³ som innlagret fordeler seg over bredde på 20-50 m med en tykkelse på 3-5 m (avhengig av den vertikale sjiktningen i fjorden). Foran er regnet med typiske strømhastigheter på 2 cm/s og 7 cm/s, som betyr at den horisontale utstrekningen av skyen med fortynnet kjølevann da blir 20-60 m. Denne vannmassen fortynnes videre og dette fører til at konsentrasjonen av klor avtar. Ovenfor er oppgitt at utslippskonsentrasjonen kan være 0.1-0,2 mg/l, mens PNEC er lik 0,001 mg/l. Halveringstiden på ca. 24 timer er brukt i de etterfølgende beregningene der kloritkonsentrasjonen avtar både som følge av fortynning og nedbryting

Ved samme metodikk som for temperatur har vi beregnet fortynningen ved utslipp av hhv. 8 m³/s og 16 m³/s i 20 m dyp, ved strømhastigheten 2 cm/s som er den typiske strømhastigheten i dette dypet. Beregningene ble kjørt ut til 8000 m avstand, som for denne hastigheten tilsvarer ca 13 timer. Vi vil påpeke at det er usannsynlig at vannmassen vil bevege seg rettlinjert over et så langt tidsrom, men heller endre retning eller inngå i virvler. I motsetning til beregningene av overtemperatur fra et kontinuerlig utslipp gjelder dette kortvarige utslipp som etterlater en relativt liten vannmengde som inneholder aktivt klor. Den videre fortynningen av en slik avgrenset vannmasse kan sannsynligvis best beskrives ved en økende turbulent blanding. Resultatene for begge metodene er vist i **Figur 28**. Beregningene viser at man bør regne med at det kreves en distanse på 0,5-1 km eller typisk 6-7 timer før klorkonsentrasjonen kommer ned til PNEC-verdien,. Dette tyder på at konsentrasjonen av kloritten i kjølevannet fra en 15-minutters dosering alt vesentlig vil være lavere enn 0,001 ppm når den neste doseringen starter.

Tabell 8. Beregnet avstand fra utslippet til der hvor konsentrasjonen av Na-hypokloritt i det fortynnete kjølevannet er mindre enn 0,001 ppm – som gjennomsnitt for skyens vertikale tverrsnitt. Beregningene er utført både med økende blanding og konstant blanding

Vannmengde	Konsentrasjon av Na-hyperkloritt i kjølevannet	Økende blanding: Avstand fra utslippet til konsentrasjonen 0,001 ppm oppnås	Konstant blanding: Avstand fra utslippet til konsentrasjonen 0,001 ppm oppnås
8 m ³ /s	0,1 ppm	300-400 m	1400 m
	0,2 ppm	500-600 m	2700 m
	5 ppm	5000 m	>8000 m
16 m ³ /s	0,1 ppm	300-400 m	1200-1300 m
	0,2 ppm	500-600 m	2400 m
	5 ppm	6000 m	>8000 m

Et annet forhold å ta hensyn til er størrelsen av den vannmassen som påvirkes, sett i forhold til volumet i fjorden i det aktuelle innlagringsdypet. Innlagring og fortynning skjer i mellomlaget (**Figur 4**) og antas 4 m som typisk tykkelse av skyen med fortynnet kjølevann vil det kunne fordele seg i en vannmasse med volum i størrelsesorden 50-70 millioner m³ (se **Figur 3**). Oppholdstiden for dette vannlaget kan være 3-4 uker og i dette tidsrommet foregår 60-90 doseringer av klor. Som beskrevet ovenfor kan konsentrasjonen av kloritt være redusert til PNEC-verdien etter omkring 8 timer.

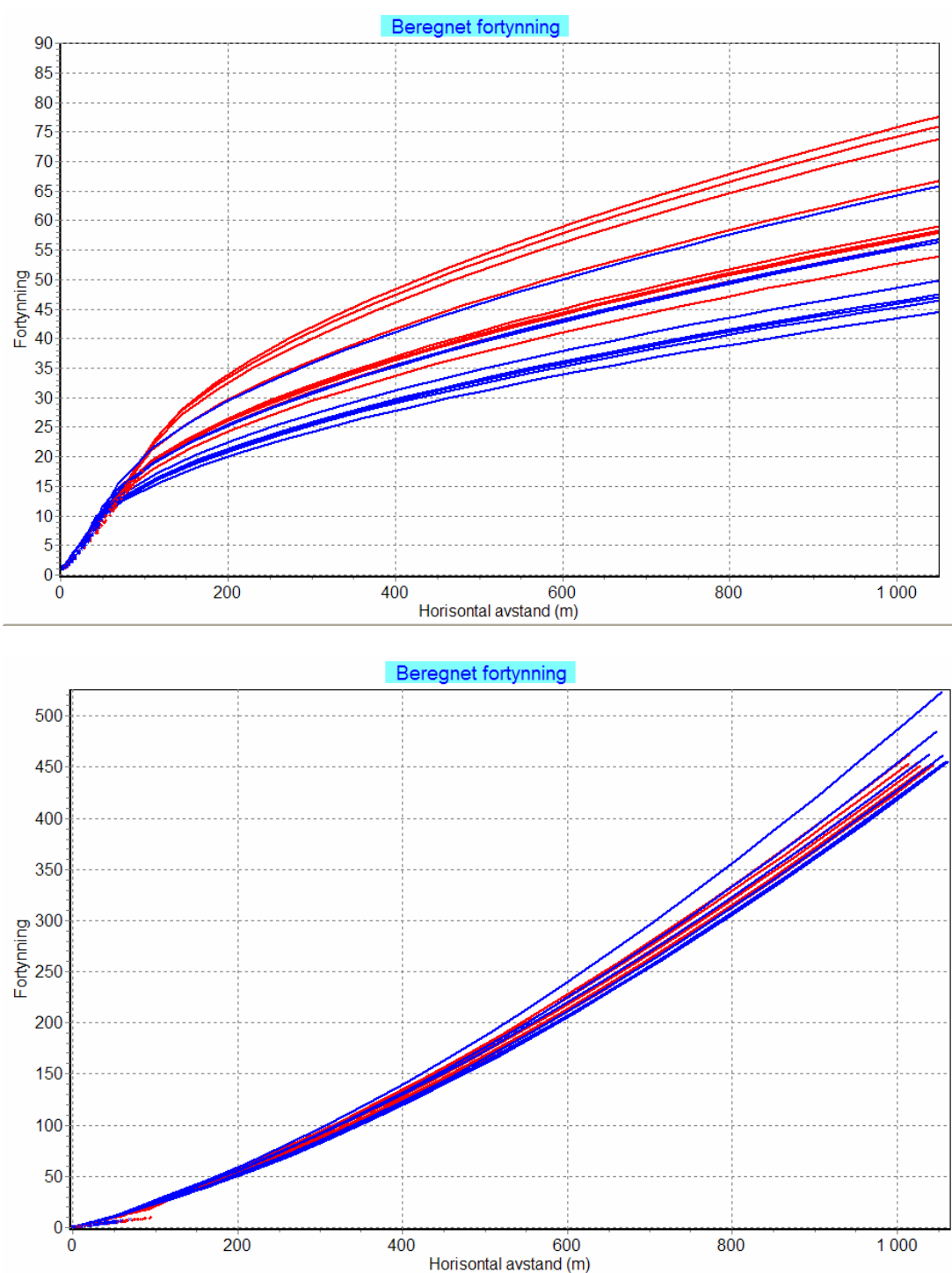
Denne enkle overslagsberegningen tyder dermed på at klorering som gir utslippskonsentrasjoner på 0,1 – 0,2 mgCl₂/l kan føre til at man innen en avstand på 0,5-1 km fra utslippet kan få et vannlag på 3-5 m tykkelse i Frierfjordens mellomlag, med tidvis klorkonsentrasjon over PNEC-verdien. Dette er fortsatt begrenset til området rundt kaiene på Herøya og ved munningen av Skienselva. Vi

understreker igjen at dette er et konservativt bilde både fordi nedbytningshastigheten av aktivt klor sannsynligvis er høyere (halveringstid mindre enn 24 timer) og påvirkningstiden er relativt kort. PNEC for akutt påvirkning normalt bør være høyere enn den anvendte PNEC som gjelder for kronisk eksponering til klor. Vi mener derfor at risikoen for effekter av et slikt utslipp på økosystemet i Frierfjorden er lav og akseptabel.

Dersom støtutslippsrutinen fører til en utslippkonsentrasjon av restklor på så høyt som 5 mgCl₂/l i en periode hver 8 time er bildet et annet. Selv ved kombinert fortynning og nedbrytning vil disse pakkene av vann ha klornivå over PNEC i opptil 5-6 døgn. Faren for at dette vannet også kan inngå i fortynningsvannet for påfølgende støtutslipp tilsier at konsentrasjoner over PNEC kan få lengre varighet. Det er imidlertid ikke mulig å beregne omfanget av slik innblanding med tilfresstillende presisjon. Det må derfor taes forbehold om at denne kloreringsrutinen kan gi uønskede restklormengder i resipienten. Vi har imidlertid forstått at denne støtkloreringen primært er beregnet på å fjerne makrobegroing, som vi tidligere har konkluderte med at det ikke er stor risiko for.

Alternativer til klorering

Man bør også vurdere teknikker som ikke baserer seg på bruk av kjemikalier. Varmebehandling (reversert kjølevannsstrøm) er et eksempel, da de fleste marine organismer dør etter få minutter ved temperaturer over 45 °C. Fysiske metoder som å børste rørene innvendig med såkalte "pigs" som drives av rørstrømmen har også vært benyttet, men vi vet ikke om dette er en praktisk metode for varmevekslere. Ulike metallegeringer har også vist seg å hindre påvekst. To av de mest brukte materialer i så måte er 90%Cu-10%Ni og 70%Cu-30%Ni. Slike legeringer gir også redusert korrosjon. Omfanget av litteratur på området er meget stort og en mer omfattende vurdering av denne litteraturen har det ikke vært plass til i prosjektet.



Figur 28. Beregnet fortynning som gjennomsnitt for skyen med fortynnet kjølevann ved utslipp i 20 m dyp og ved strømhastighet 2 cm/s. Utslipp av 8 m³/s (blå strek) og 16 m³/s (rød strek). Øverst: konstant turbulent blanding over hele distansen. Nederst: økende turbulent blanding over hele distansen.

7. Evaluering av inntaksdypet for kjølevann

De foregående kapitler er i stor grad basert på et inntaksdyp for kjølevannet på 40 meter. Sprednings- og innlagrings-modelleringen har benyttet data for tetthetsforhold i dette dypet og selv om det ikke forventes begroing av betydning fra blåskjell før man legger inntaket grunnere enn ca 20 m er det tilstanden på 40 m som er beskrevet og evaluert. En av grunnene til dette valget av dyp er bunntopografien utenfor Herøya. Det er praktisk sett er lite å vinne med å legge inntaket grunnere fordi man meget raskt kommer ned på en flate på ca 35-40 m dyp. Dersom man likevel skulle velge å legge inntaket grunnere, f.eks på 20-30 m dyp vil det ha flere konsekvenser:

- Temperaturen på inntaksvannet vil variere langt mer enn i 40 m dyp, med høyeste verdier sommer-høst.
- Faren for resirkulering av kjølevann øker og kan bare motvirkes ved å legge utslippet nær overflata. I forhold til for eksempel frostrøyk kan dette være uheldig.

Det er lite sannsynlig et 20 m inntak i dag vil føre til annerledes type begroing på inntaket enn på 40 m dyp. Som nevnt er det lite som tyder på at blåskjell slår seg ned i særlig grad dypere enn ca 10 m i dag. Dersom vannkvaliteten på sikt forbedres i Frierfjorden bl.a. som følge av kjølevannet, kan kanskje denne situasjonen endres. Hvis hardbunnsforholdene blir som i Brevikundet i dag vil det likevel bare være sporadisk vekst av blåskjell dypere enn ca 10 m (se kap. 6.3), men innslaget av andre arter med større kroppsvolum og fastere vev som dødningehånd (*Alcyonium digitatum*), sjøanemoner (*Metridium*, *Prothanthea*) og større rørbyggende børstemark (*Sabella pavonina*) vil være betydelig og derfor også faren for tilstopping av rørsystemer. Vi kan imidlertid ikke si om slike samfunn vil utvikle seg i Frierfjorden over tid. En fordel med et inntak på 20-30 m dyp er at tilgang for dykkere for inspeksjon og rengjøring vil være noe enklere enn på 40 m, men så lenge man må kalkulere med at arbeidstiden også på 20-30 m vil bli så lang at dekompresjon kreves, er ikke den praktiske forskjellen så stor.

Velger man å gå ut til 50 m dyp for kjølevannsinntaket vil kvaliteten på inntaksvannet (i forhold til oksygen og næringssalter) bli noe dårligere. Begroingen på 50 m kan forventes å bestå av de samme artene som på 40 m. Intensiteten av begroingen vil sannsynligvis ikke bli større verken i biomasse eller veksthastighet - muligens noe mindre ut fra at det generelt synes være avtagende vekst av fastsittende organismer med dyp. Man vinner således ikke mye i form av driftssikkerhet for begroing ved å gå dypere enn 40 m. Samtidig vil dykker-operert inspeksjon og rengjøring utgjøre en noe større risiko enn på 40 m. Man bør også være oppmerksom på at ved dykkeoperasjoner dypere enn 50 m krever regelverket at man bruker dykkerklokke. Dette vil altså gi en betydelig mer komplisert og kostbar operasjon enn dykking til 50 m og grunnere.

8. Andre mulige utslipp til sjø

Vi har ikke mottatt informasjon om situasjoner under anlegg eller drift der det er forventet at regulære eller akutte utslipp til sjø vil forekomme. Avløpsvann fra spyling, rengjøring av oljesøl og fra annen rengjøring vil bli samlet opp i lagertanker for videre håndtering og vil ikke bli sluppet til sjø. Det er derfor ikke aktuelt å vurdere virkninger av slike utslipp.

9. Behov for overvåking

Et gasskraftverk er en nyhet i Norge og utbyggingen omfattes med stor allmen interesse og usikkerhet mht til miljøvirkninger. Dette forsterkes ved at utbyggingen foregår i en region som har en lang historie med industriens negative virkninger på fjordmiljøet. Det anbefales derfor at man etablerer et overvåkingsprogram for sjøresipienten som kan generere pålitelig informasjon om den reelle miljøpåvirkningen, uansett om man mener denne vil være liten eller ikke. I denne sammenhengen vil data som støtter konklusjoner om at det ikke er en miljøpåvirkning, og som kan være med på å dempe en allmen bekymring for en ny type industri være like viktige som data som eventuelt viser en påvirkning.

Utredningen indikerer at utslippene til sjø fra gasskraftverket vil innebære liten risiko for miljøeffekter (med forbehold om støtklorering som kan gi høy restklorkonsentrasjon i kjølevannsutslippet). Kjølevannsbuiken representerer imidlertid en ganske betydelig transport av vannmasser fra dypere deler av Frierfjordbassenget opp til mellomlag/sprangsjikt, sett i forhold til dagens vannutskifting i fjorden (se kap 4.6). Vannet som pumpes ut av dypvannet må erstattes av nytt vann, noe som gradvis kan endre fjordens hydrografi og oksygenforhold. Dette kan på sikt ha positiv virkning på vannkvaliteten i dypvannet, og gjennom det også på vannkvaliteten i selve kjølevannet (oksygenforhold). Vi ser det som viktig at man overvåker utviklingen av disse forhold fordi det kan gi et positivt bilde av kjølevannsbuiken. Overvåkingen kan knyttes til overvåkingsprogrammet for fjordområdet og omfatte målinger av oksygen, temperatur og saltholdighet og etter hvert også bunnfauna.

Samtidig regner vi med at det er et behov for informasjon om det oppvarmede sjøvannet og eventuell klorering vil ha effekter på lokal fastsittende flora og fauna. Lettfattelige og relevante data om dette kan fåes ved å overvåke flora og fauna på fast avmerkede hardbunnsflater nær utslippet ved f.eks årlige video- og fotoregistreringer

Det fremgår av kapittel 4.5 at transporten av kjølevann fra dypere til intermediære lag av Frierfjorden innebærer en risiko for at man transporterer dioksinforurensede partikler inn i et vannlag som har større utveksling med vannet i fjordsystemet utenfor enn det dypvannet har. Overslaget i kapittel 4.5 er svært usikkert, men indikerer at dette kan øke transporten av dioksiner ut av Frierfjorden med rundt 17 %. Det er imidlertid flere usikre forutsetninger for dette tallet og den beste måten å få data som belyser om det blir en økning og om den er av betydning, er å overvåke om utvekslingen endrer seg når kjølevannsanlegget taes i bruk. Dette kan gjøres ved bruk av passive prøvetakere for organiske miljøgifter (SPMDer). Overvåking med passive prøvetakere på Breviktorskelen ble satt i gang i november 2005 i regi av Norsk Hydro. Den skal foreløpig gå i ett år med mulighet for forlengelse et halvt år til og bør gi data om dagens utveksling av dioksiner. En fortsettelse av dette programmet bør gjøres når kjølevannsanlegget kommer i gang. En enda mer direkte kobling til effekten av kjølevannet på dioksintransporten kan gjøres ved bruk av rigger med passive prøvetakere i kortere perioder direkte ved inntaket og utslippet av kjølevannet.

Det foregår i dag et langsiktig program for overvåking av miljøgifter (primært dioksiner) i organismer i hele Grenlandsområdet. Programmet har gått siden ca 1975 for enkelte arter og er kontraktsfestet til og med 2007. Programmet er ikke rettet mot noen bestemte bedrifter i Grenland, men fokuserer på spiselighet av fisk og skalldyr generelt og på den langsiktige miljøforbedringen fra Frierfjorden til Jomfuland. Programmet finansieres av SFT og industrien i området og det vil være naturlig at kraftverket også går inn og bidrar til å styrke programmet økonomisk.

10. Konklusjoner og anbefalinger

Et kjølevannsinntak på 8 m³/sek – 16 m³/sek medfører en betydelig vannutskiftning i det laget kjølevannet hentes fra (35 m – 45 m dyp). Vannet som erstatter kjølevannet i ca 40 m dyp vil i alt vesentlig tilføres fra 20 m -25 m dyp i Breviksfjorden - Langesundsfjorden og vil på sikt bidra til en forbedring av vannkvaliteten i Frierfjordens dypvann. En nærmere beskrivelse av hastighet og mønster i forbedringen krever mer inngående studier og modellering enn det som har vært mulig i dette prosjektet.

Innlagrings og forfynningsberegninger ved bruk av to ulike numeriske modeller og med prosjekterte kjølevannsmengder på 8 m³/sek og 16 m³/sek tatt inn fra 40 m dyp utenfor Herøya viser at et utslipp i 2 m dyp fører til at kjølevannet forblir i brakkevannslaget og øvre del av sprangsjiktet. Dette vil stimulere algevekst sommerstid med resulterende eutrofiering og antakelig også risiko for dannelse av frostrøyk vinterstid. Av disse grunner anbefales ikke at kjølevannsutslippet legges på dette dypet. Ved utslipp i 10 m dyp vil kjølevannets innhold av næringssalter fortsatt kunne gi øket algevekst i sommerhalvåret. Utslipp i 15 m og 20 m dyp vil som oftest gi innlagring i hhv 14 m -16 m og 15 m - 20 m dyp som er for dypt til å stimulere algevekst, og disse dyp anbefales.

Overtemperatur på 15 °C i utslippet vil gi størst temperaturforskjell i forhold til resipienten på vinterstid, og minst på høsten. For det meste vil gjennomsnittstemperaturen i det forfynnede utslippsvannet være mindre enn 1 °C over omgivelsene innen skyen har nådd en avstand av 100 m fra utslippet. I enkelte tilfeller vil denne overtemperaturen nåes i en avstand av 300 m – 500 m. Risikoen for økologiske effekter av overtemperaturen vil derfor være svært liten utenfor en avstand av 100 m.

Oksygenforholdene i inntaksvannet og mulige endringer som følge av oppvarmingen av kjølevannet viser at selve utslippet vil ha et oksygeninnhold som ligger like under en alment akseptert grense for miljøeffekter på 5 mgO₂/liter. Dette tilsier at det er liten risiko for miljøeffekter på grunn av redusert oksygen ved selve utslippet, og ingen risiko etter primærfortynningen som tar 0,5 – 1 minutt.

Transporten av næringssalter med kjølevannsstrømmen utgjør i gjennomsnitt 37-74 kgP/døgn og 180-360 kgN/døgn. Ved utslipp i 15 m og 20 m dyp vil næringssaltene innlagres under dypet for algeproduksjon og derfor ikke ha noen økologisk virkning.

Vertikalfordelingen av suspenderte partikler i vannmassene tilsier at transporten av suspendert stoff med kjølevannet ikke vil forårsake noen økning i suspendert stoff i innlagringsområdet. Det forventes å være svært vanskelig å kunne måle noen endring utenfor utslippets umiddelbare nærhet, og det er liten risiko for negative miljøeffekter i form av redusert lysgjennomtrenging eller nedslamming av bunnområdene.

Transporten av suspendert materiale vil også føre med seg en forflytning av anslagsvis 0,5 g/år av partikkelbundne dioksiner fra 40 m dyp til 15 m-20 m dyp. Disse dioksinene havner i en vannmasse med lavere oppholdstid i fjorden enn den de kom fra, og som verstetilfelle vil dette føre til en tilsvarende økning av dioksintransporten fra Frierfjorden til Breviksfjorden. Denne transporten tilsvarer i så fall ca 17 % av median nettofluks av dioksiner ut av Frierfjorden i 2006 slik den er beregnet ved SEDFLEX-modellen.

Kjølevannsutttaket vil medføre en betydelig økning av vannutskiftningen i det laget som vannet hentes fra. Det er sannsynlig at det nye vannet i alt vesentlig tilføres fra 20-25 m dyp Breviksfjorden – Langesundsfjorden, og bidrar til en forbedring av vannkvaliteten med hensyn til oksygenforhold i Frierfjordens dypvann.

Tidligere registreringer av vertikalutbredelsen av hardbunnsorganismer i Frierfjorden, ROV/video-registreringer gjort som ledd i konsekvensvurderingen, samt erfaring med makrobegroing i sjøvannsinntak andre steder (Kårstø og NIVAs forskningsstasjon ved Drøbak) tilsier at man ikke bør plassere kjølevannsinntaket grunnere enn 40 m dersom makrobegroing av driftsmessig betydning skal unngås. Vi anser at blåskjell ikke vil etablere seg av betydning på eller i inntaket på dette dyp. Begroing med rur, sekkedyr og hydroider må påregnes, og kan neppe unngås selv om man la inntaket dypere. Sekkedyr vil utgjøre den største biomassen, og kan gi en tett vekst i en høyde av 20 – 25 cm på selve inntaksarrangementet. Erfaring fra andre steder tilsier at vekst av sekkedyr inne i kjølevannsystemet er lite sannsynlig, men løse revne, døde dyr kan bli suget innover. Begroing av rur og hydroider ansees gi liten driftsmessig risiko.

Anbefalte tiltak for å motvirke begroing fra dyr vil først og fremst være periodevis rengjøring. Siden begroingen fra dyr neppe vil etablere seg inne i kjølevannsystemet er det liten nytte i å bruke begroingshindrende kjemikalier. Inntaksarrangementet bør uten for store problemer kunne kontrolleres med undervannsvideo og rengjøres av dykkere etter behov (eksempelvis årlig på slutten av vekstsesongen for sekkedyr). Fjerning av mikrobegroing i varmevekslere for å hindre korrosjon og redusert effekt bør kunne gjennomføres med høytrykkspyling. Tekniske løsninger med forenklet demontering bør velges og systemet bør ha overkapasitet slik at det kan vedlikeholdes uten å redusere produksjonen. Dersom klorering brukes til fjerning av mikrobegroing ansees en praksis som gir restklorkonsentrasjon på 0,1 – 0,2 mgCl₂/l for å gi liten risiko for miljøeffekter, og at disse i alle tilfeller vil være begrenset til områdene langs kaiene på Herøya og ved munningen av Skienselva. Støtklorering som gir restklorkonsentrasjon på 5 mgCl₂/l er antatt å kunne gi uønskede klormengder i resipienten og bør unngås.

Et sjøvannsinntak på ca 20-30 m i stedet for 40 m som er hovedalternativ i utredningen vil gi større risiko for resirkulering av kjølevannet. Dette kan motvirkes ved å plassere utslippet i brakkvannslaget, eller i sprangsjiktet mellom brakkvannslag og sjøvannslag. Det er lite sannsynlig at et 20 m inntak i dag vil føre til annerledes type begroing på inntaket enn på 40 m dyp, men dersom vannkvaliteten på sikt forbedres kan kanskje forholdene bli som i Brevikundet i dag. Det vil bare være sporadisk vekst av blåskjell dypere enn ca 10 m, men innslaget av andre arter med større kroppsvolum og fastere vev kan bli større og derfor også faren for tilstopping av rørsystemer. En fordel med et inntak på 20-30 m dyp er at dykkeinspeksjon og rengjøring vil være noe enklere enn på 40 m, men dykketiden, iallfall for rengjøring, vil i begge tilfeller antakelig kreve dekompresjonsdykk.

Velger man å gå ut til 50 m dyp for kjølevannsinntaket vil kvaliteten på inntaksvannet vil temperaturen bli mer stabil, men vannkvaliteten (mht oksygeninnhold og næringssalter) vil sannsynligvis gå noe ned. Begroingen på 50 m kan forventes å være omtrent som på 40 m i biomasse og veksthastighet, eller muligens noe mindre. Man vinner antakelig lite i form av driftssikkerhet. Dykkeroperert inspeksjon og rengjøring utgjør en noe større risiko enn på 40 m, men det er først når man skal dypere enn 50 m at regelverket krever dykkeklokke, noe som øker vanskelighetsgrad og kostnader betydelig.

Det er ikke forventet andre utslipp til sjø fra kraftverket. Vann fra spylinger og annen rengjøring vil bli samlet opp i tanker for håndtering og vil ikke gå til sjø. Det er heller ikke forventet at anlegg og drift av renseanlegg for fjerning av CO₂ vil kunne medføre utslipp til sjø.

Siden gasskraftverk er en nyhet i Norge og utbyggingen foregår i en region med lang forurensningshistorie, anbefales at man etablerer et overvåkingsprogram for sjøresipienten som kan generere pålitelig informasjon om den reelle miljøpåvirkningen. Her vil data som støtter konklusjoner om manglende miljøpåvirkning være like viktige som data som eventuelt viser en påvirkning. En langsiktig overvåking av flora og fauna på hardbunn i nærområdet for kjølevannsutslippet bør settes i gang. Kjølevannsbuene representerer også en såpass stor fluks av vannmasser ut av det dypere bassengvannet i Frierfjorden at det kan være behov for å overvåke om dette på sikt endrer fjordens

hydrografi og eventuelt bedrer oksygenforholdene i dypvannet. Det anbefales også overvåking som kan belyse om kjølevannet eventuelt øker utvekslingen av dioksiner mellom Frierfjorden og Brevisfjorden. Det er dessuten naturlig at kraftverket er med på å finansiere den pågående langsiktige overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr på linje med øvrig lokal industri.

11. Litteratur

- Bakke, T., J.A. Berge, B. Braathen, F. Moy, H. Oen, A. Pedersen og M. Walday 1992. Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. NIVA Rapport 2743.
- 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., Bjerkgeng, B., Magnusson, J., Rygg, B., Stigebrandt, A. (Ancylus) & M. Walday, 1997. Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdyping av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden. NIVA-rapport 3695. 134s.
- Berge, J.A. og M. Walday 1999. Alternatives to the use of TBT as an antifouling agent on the hull of ships with special reference to methods not involving leaching of toxic compounds to the water. NIVA Rapport 4003.
- Bjerkgeng, B. og Lesjø, Å., 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. PRA. 5.7. NIVA-rapport O-126/73. Oslo.
- Brankevich, G.J. 1990. Biofouling and corrosion in coastal power plant cooling water systems. *Marine Technology Society Journal*, vol. 24 (3), s. 18-28.
- Chou, C.L., B. Zwicker, J.F. Porter and G.R. Pelletier 1999. Potential biofouling strategies against blue mussel (*Mytilus edulis*) infestation in a cooling water system. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* no 2283, 96 pp.
- EU 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II. European Commission EUR 20418 EN2, Italy. 234 pp.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and 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.
- Gross, A.C., 1997. Long Term Experience with Non-Fouling Coatings and other Means to Control Macrofouling. Long Island Lighting Company. In: *Zebra Mussels and Aquatic Nuisance Species*, Ann Arbor Press, Inc: Chelsea, MI, 1997. Chapter 21, pp.329-342."
- Khalanski, M. 1998. Biofouling and Antifouling Methods Used on Cooling Circuits of Coastal Power Stations in France. *Abstract from the Eighth International Zebra Mussel and Other Nuisance Species Conference, Sacramento California March 16-19, 1998.*
- Knutzen, J., Molvær, J. og Næs, K., 2000. Foreløpig notat om resultater fra undersøkelser av dioksiner i vann fra Skienselva og Frierfjorden med tilgrensende områder 1998-1999. NIVA Notat Prosjekt O-803121. 10 s.
- Kroglund T. & J. Molvær, 2001. Vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann. NIVA rapport nr 4421/2001. 35 s.
- Landrum, P.F. Sano, L. Mapili, M.A. Garcia, E. Krueger, A.M. and Moll, R.A. (2003) Degradation of chemical biocides with application to ballast water treatment. UNITED STATES DEPARTMENT OF COMMERCE. www.glerl.noaa.gov.

- Lee, J.A. og Brinkhuis, B.H., 1986. Reproductive phenology of *Laminaria saccharina* (L.) Lamour. (Phaeophyta) at the southern limit of its distribution in the Northwest Atlantic Ocean. *J. Phycol.*, 22, 276-285.
- Liseth, P. og Haslerud, B., 1976. Utslipp av avløpsvann fra MgCl₂-lutanlegg og SO₂-gassvaskeanlegg på Herøya. I/S Miljøplan. 38 sider + vedlegg.
- Moen, F.E. og E. Svensen 1999. Dyreliv i havet. Håndbok i norsk marin fauna. KOM forlag 1999. 544s.
- Molvær, J., 2001. Overvåking av Grenlandsfjordene 2000. Oksygenforhold og vannutskiftning. Overvåkingsrapport nr. 823/01. TA-nr. 1803/2001. NIVA-rapport nr. 4374-2001. 23 sider+vedlegg.
- Naturkraft 1996. Konsekvensutredning. Gasskraftverk på alternative byggsteder: Kårstø, Kollsnes, Tjeldbergodden. *Naturkraft, Februar 1996. 97s.*
- Næs, K., Persson, J., Saloranta, T., Andersen, T., Berge, J.A., Hylland, K., Ruus, A., Tobiesen, A., Bergstad, O.A. og Knutsen, J.A., 2004. Dioksiner i Grenlandsfjordene – DIG. Oppsummering av forskningsprosjektet. NIVA rapport nr 4876-2004. 94 s.
- Qian, P.-Y., D. Rittschof, B. Sreedhar and F.S. Chia 1999. Macrofouling in unidirectional flow: miniature pipes as experimental models for studying the effects of hydrodynamics on invertebrate larval settlement. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 191, pp. 141-151.
- Rygg B., 1995. Undersøkelser av bløtbunnsfauna i Grenlandsfjordene 1994. SFT overvåkingsrapport nr. 619/95. TA 1252/1995. NIVA Rapport 3320.
- Rygg B., 2000. Overvåking av Grenlandfjorden. Bløtbunnsfauna i Frierfjorden i mai 1998. SFT overvåkingsrapport nr. 791/00. TA 1707/2000. NIVA Rapport 4204.
- Sundene, O., 1962. The implications of transplant and culture experiments on the growth and distribution of *Alaria esculenta*. *Nytt magasin for botanikk*, 9.
- Walday, M., F. Moy og N. Green 2001. Overvåking i Grenlandsfjordene. Organismesamfunn på hardbunn 1998-1999. SFT overvåkingsrapport nr. 826/01. TA 1809/2001. NIVA Rapport 4361.
- Weideborg, M., Vik, E.A., og Lyngstad, E., 2003. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2002. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1998/2004. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Stang, P. og Lyngstad, E., 2002. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2001. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1914/2003. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Stang, P. og Storhaug, R., 2001b. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2000. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1852/2001. Oslo.
- Weideborg, M., Vik, E.A., Thoresen, H., Stang, P., Kelley, A. og Nedland, K.T., 2001a. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 1999. OSPAR Commission. A: Principles, results and discussions. SFT report TA-1793/2001. Oslo.

Vedlegg A. Oversikt over profiler brukt i kjøring med JETMIX

PROFILE	STATION	REGTIME	NO. OF DEPTHS	
1	BC1	740312	12	8
2	BC1	740424	12	8
3	BC1	740521	12	7
4	BC1	740620	12	7
5	BC1	740718	12	7
6	BC1	740815	12	7
7	BC1	740924	12	7
8	BC1	741022	12	7
9	BC1	741120	12	7
10	BC1	741210	12	7
11	BC1	750114	12	7
12	BC1	750213	12	7
13	BC1	750317	12	7
14	BC1	750423	12	7
15	BC1	750514	12	7
16	BC1	750610	12	7
17	BC1	750730	12	7
18	BC1	750916	12	8
19	BC1	751029	12	8
20	BC1	751216	12	8
21	BC1	760203	12	8
22	BC1	760316	12	7
23	BC1	760428	12	8
24	BC1	760609	12	8
25	BC1	760728	12	7
26	BC1	760908	12	8
27	BC1	761020	12	8
28	BC1	761207	12	8
29	BC1	770216	12	8
30	BC1	770509	12	8
31	BC1	770728	12	8
32	BC1	771130	12	8
33	BC1	780307	12	8
34	BC1	780530	12	8
35	BC1	780809	12	8
36	BC1	781122	12	8
37	BC1	790313	12	8
38	BC1	790620	12	8
39	BC1	790822	12	8
40	BC1	791128	12	8
41	BC1	800320	12	8
42	BC1	800529	12	8
43	BC1	800826	12	8
44	BC1	801118	12	8
45	BC1	810212	12	8
46	BC1	810304	12	8
48	BC1	810818	12	8
49	BC1	811215	12	8
50	BC1	820324	12	8
51	BC1	820511	12	8
52	BC1	820826	12	8
53	BC1	821102	12	8
54	BC1	821207	12	8
55	BC1	830502	12	8
56	BC1	831128	12	8
57	BC1	840504	12	8
58	BC1	841119	12	8
59	BC1	861021	12	8
60	BC1	871012	12	7
61	BC1	871201	12	7
63	BC1	880324	12	15
64	BC1	880422	12	14
65	BC1	880423	12	16
66	BC1	880504	12	16
67	BC1	880510	12	16
68	BC1	880526	12	18
69	BC1	880601	12	16
70	BC1	880615	12	15

71	BC1	880620	12	16
72	BC1	880623	12	16
73	BC1	880629	12	16
74	BC1	880704	12	16
75	BC1	880707	12	16
76	BC1	880714	12	17
77	BC1	880719	12	16
78	BC1	880721	12	16
79	BC1	880801	12	16
80	BC1	880804	12	16
81	BC1	880810	12	15
82	BC1	880824	12	16
83	BC1	881007	12	17

Vedlegg B. Beregninger med PLUMES

Utslipp 15 m og hastighet 2 cm/s				
Vannmengde m ³ /s	Profil nr.	Innlagringsdyp m	Temperatur i innlagr.dyp °C	Avstand fra utslipp til Ti+1 °C, m
8	2	8,5	6	≤150
	8	17	12,9	≤100
	13	17	6	≤150
	21	8,5	8,6	≤100
	26	15	12	≤50
	66	10,5	7,3	≤150
	69	18	5,5	≤250
	72	18	10,8	≤50
	74	18	12	≤100
	16	2	11	6
8		17,5	12,9	≤100
13		17	5,5	≤100
21		13	8	≤100
26		16	11,3	≤100
66		12	7,4	≤100
69		18	5,5	≤200
72		18	10,8	≤100
	74	17,5	11,8	≤100

Utslipp 20 m og hastighet 2 cm/s				
Vannmengde m ³ /s	Profil nr.	Innlagringsdyp m	Temperatur i innlagr.dyp °C	Avstand fra utslipp til Ti+1 °C, m
8	2	11	6	≤100
	8	21	12,8	≤50
	13	20	7,8	≤150
	21	14	8	≤100
	26	18,5	10,8	≤100
	66	11,5	7,4	≤100
	69	21,5	6,6	≤150
	72	22	9	≤100
	74	22,5	11,7	≤100
	16	2	13,5	6
8		21,5	12	≤150
13		21	7,7	≤100
21		13	8	≤100
26		19,5	10,7	≤100
66		12,5	7,4	≤100
69		22	6,7	≤150
72		22	9	≤100
	74	22,5	11,7	≤100

Utslipp 15 m og hastighet 7 cm/s				
Vannmengde m ³ /s	Profil nr.	Innlagringsdyp m	Temperatur i innlagr.dyp °C	Avstand fra utslipp til Ti+1 °C, m
8	2	9	6	≤200
	8	17	12,9	≤100
	13	20	7,8	≤150
	21	10	8,6	≤50
	26	15	12	≤50
	66	11	7,4	≤150
	69	18	5,5	≤500
	72	18	10,8	≤50
	74	18	12	≤100
	16	2	11	6
8		17,5	12,9	≤100
13		17	6	≤200
21		13	8	≤100
26		15,5	11,5	≤100
66		12	7,4	≤100
69		18	5,5	≤350
72		18	10,8	≤100
74		17,5	12	≤100

Utslipp 20 m og hastighet 7 cm/s				
Vannmengde m ³ /s	Profil nr.	Innlagringsdyp m	Temperatur i innlagr.dyp °C	Avstand fra utslipp til Ti+1 °C m
8	2	11	6	≤100
	8	21	12,8	≤50
	13	20	7,8	≤150
	21	13,5	8	≤100
	26	19	10,8	≤50
	66	12	7,4	≤50
	69	21,5	6,6	≤300
	72	22	9	≤50
	74	22,5	11,7	≤50
	16	2	13	6
8		21,5	12	≤100
13		21	7,7	≤100
21		14	8	≤100
26		20	10,6	≤100
66		12,5	7,4	≤100
69		22	6,7	≤200
72		22	9	≤100
74		22,5	11,7	≤100