

RAPPORT LNR 4421-2001

Vurdering av begroings-
og miljømessige konse-
kvenser ved bruk av
sjøvann fra Frierfjorden
som kjølevann

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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann	Løpenr. (for bestilling) 4421-2001	Dato 2001.09.04	
	Prosjektnr. Undernr. O-21163	Sider 35	Pris 75,-
Forfatter(e) Kroglund, Tone Molvær, Jarle	Fagområde Utredninger	Distribusjon	
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA	

Oppdragsgiver(e) Noretyl AS, Rafnes (HPPG-PM)	Oppdragsreferanse HTP-PD1654-B33- HR00091-00
--	--

Sammendrag

Rapporten gir en generell beskrivelse av begroingsproblematikk og de hydrofysisk/kjemiske og biologiske forholdene i Frierfjorden. I tillegg gis en vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser ved bruk av vann fra 40 meters dyp i Frierfjorden som kjølevann. Tilgjengelig kunnskap om de biologiske og hydrofysiske forholdene i Frierfjorden sannsynliggjør at det kan bli begroing i deler av anlegget av blant annet blåskjell, rur, sekkyr og hydroider ved et sjøvannsinntak på 40 meters dyp. Det vil derfor være nødvendig med begroingshindrende tiltak, enten kloring eller mekaniske metoder. Risikoen for negative effekter på miljøet av eventuelt økt hydrogensulfid og dioksininnhold i de øvre vannlag (som følge av kjølevannsutslippet) anses som meget små. Et sjøvannsinntaket i 60- 70 m dyp vil redusere begroingen og behovet for tiltak, og man vil kunne få kortere perioder med hydrogensulfid i kjølevannet. Legges inntaksdypet til 85-90 m dyp kan vannutskiftningen i bunnvannet øke så mye at hydrogensulfiden blir borte. Dette bør imidlertid sees i forhold til miljøgiftproblemet i Frierfjorden. Hydrogensulfid hindrer begroing, men kan gi korrosjonsproblemer i ledningsnettet. Valg av inntaksdyp for kjølevann bør derfor sees i sammenheng med anleggets toleranse for kortere eller lengre perioder med hydrogensulfid.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Begroing 2. Kjølevann 3. Frierfjorden 4. Effekter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Marine fouling 2. Cooling water 3. Frierfjord 4. Effects
--	---

Tone Kroglund

Tone Kroglund
Prosjektleder

Kari Nygaard

Kari Nygaard
Forskningsleder

ISBN 82-577-4064-0

Jens Skei

Jens Skei
Forskningssjef

Vurdering av begroings- og miljømessige konsekvenser
ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann

Forord

Den foreliggende rapporten er en utredning av begroingspotensialet i kjølevannssystemer ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann. Arbeidet er gjennomført etter oppdrag fra Noretyl ved Hydro produksjonspartner (HPPG-PM).

Målsetningen med prosjektet har vært å utrede om det er mulig å benytte sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann, fortrinnsvis uten bruk av kjemikalier for å hindre begroing.

Vurderingene er basert på opplysninger fra tidligere undersøkelser fra Frierfjorden, erfaringer fra andre anlegg og opplysninger om begroing generelt gjennom faglitteratur.

Flere personer har bidratt til gjennomføring av dette arbeidet. Tone Kroglund har vært prosjektleder og innhentet opplysninger om de biologiske forholdene i fjorden samt informasjon om begroing i kjølevannssystemer. Jarle Mølvær har vurdert de hydrografiske forholdene og effekter av H₂S-holdig inntaksvann, mens Jon Knutzen har bidratt til vurderinger av effekter av miljøgifter.

Fiskerisjefens båt "Munin" ble hyret for å ta video av mulig sted for inntak av kjølevann, sted for eventuell kai og sted for utslipp av brukt kjølevann. Mannskapet takkes for velvillig hjelp.

Grimstad, 4. september 2001

Tone Kroglund

Innhold

Sammendrag og konklusjoner	5
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn for arbeidet	8
1.2 Formål	8
1.3 Gjennomføring	8
2. Generelt om begroing	9
2.1 Begroingsorganismer	9
2.2 Biologien til utvalgte begroingsorganismer	9
2.3 Begroing i kjølevannssystemer	10
2.4 Mottiltak mot begroing	11
3. Hydrofysiske og hydrokjemiske forhold i Frierfjorden	13
3.1 Topografi og vannmasser	13
3.1.1 Topografi	13
3.1.2 Vannmasser	13
3.1.3 Strømforhold og vannutskiftning i ca. 10-40 m dyp	16
3.1.4 Vannkvalitet i vannmassene omkring inntaksdypet.	18
3.1.5 Miljøkonsekvenser ved utslipp av hydrogensulfidholdig kjølevann	20
3.2 Miljøgifter	22
3.2.1 Innhold av dioksiner i vannmassene	22
3.2.2 Miljøkonsekvenser av utslippet mhp. miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene	24
4. Biologiske forhold i dypområdene i Frierfjorden	25
4.1 Opplysninger fra tidligere undersøkelser	25
4.1.1 Hardbunnsundersøkelse 1998/1999	25
4.1.2 Bløtbunnsfauna og sedimentforhold	30
4.2 Videofilming av området rundt utslippsdypet	30
5. Erfaringer fra anlegg med sjøvannsinntak	31
5.1 Erfaringer fra Kårstø	31
5.2 Erfaringer fra NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand	31
6. Vurderinger	32
6.1 Vurdering av faren for begroing ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann	32
6.2 Fordeler og ulemper ved å øke inntaksdypet.	32
7. Litteratur	34

Sammendrag og konklusjoner

BAKGRUNN

Etylenfabrikken til Norsk Hydro ASA og Borealis ved Rafnes i Frierfjorden (Noretyl AS) vurderer å utvide (doble) kapasiteten, og vurderer å benytte sjøvann som kjølevann istedet for ferskvann som i dag. Sjøvannsinntaket tenkes etablert i 40 meters dyp med utslipp i 15 meters dyp. Bruk av sjøvann som kjølevann kan medføre at marine organismer (algesporer og dyrelarver) følger med inntaksvannet, fester seg og skaper problemer for driften. Noretyl AS ønsket derfor å få vurdert:

- sannsynligheten for begroing i kjølevannssystemet ved bruk av sjøvann fra 40 meter dyp i Frierfjorden som kjølevann, samt muligheter for å unngå bruk av kjemikalier
- muligheten for økt konsentrasjon av hydrogensulfid i de øvre vannlag som følge av kjølevannsutslippet og eventuelle konsekvenser for miljøtilstanden
- faren for økt miljøgiftinnhold i de øvre vannlag som følge av kjølevannsutslippet og eventuelle konsekvenser for miljøet
- fordeler og ulemper ved å øke inntaksdybden

Vurderingene er gjort på bakgrunn av tidligere undersøkelser i området, erfaringer fra andre anlegg og litteraturstudie av begroing i kjølevannssystemer.

BEGROING

Når et fast materiale senkes ned i vann starter begroingsprosessen umiddelbart ved at organiske molekyler fester seg til overflaten. Dette gir grunnlag for etablering av en biofilm (mikrobegroing) av encellede organismer, som igjen gir grunnlag for begroing med større organismer som blåskjell, rur og kalkrørdannende mark, hydroider, mosdyr, svamper og sekkedyr (makrobegroing). Blåskjell (*Mytilus edulis*) representerer den mest problematiske organismen for kjølevannssystemer i våre farvann.

I kjølevannssystemer er gjennomstrømningshastighet den viktigste enkeltfaktoren for begroing. I områder med høy vannhastighet (eks. i kondensatorer) vil hovedproblemet være dannelsen av slim eller biofilm. Effekter av mikrobegroing er økt friksjon i tynne rørdeler, økt korrosjon og redusert effekt av varmeveksling. I områder med lav vanngjennomstrømning (eks. i inntaksområdet, bøyde deler av rør og inspeksjonstunneler) vil begroingen også kunne omfatte større organismer. Effekter av makrobegroing er redusert vanngjennomstrømning, større friksjon pga. ujevn overflate, blokkeringer, økt mikrobegroing, mekanisk skade og erosjon/korrosjon.

Tilsetting av klor til kjølevannet har vært den mest brukte metoden mot begroing i kjølevannssystemer, men det er også utviklet alternative metoder mot begroing som

- varmebehandling
- mekanisk behandling
- økt vannhastighet
- 'non-stick' overflatebelegg
- osmotisk sjokk (periodevis bruk av ferskvann)
- økt inntaksdyp
- kobber/nikkellegeringer

VANNMASSENE I FRIERFJORDEN

Frierfjorden har største dyp på nær 100 meter, og er avgrenset fra Langesundsfjorden utenfor med en terskel på ca. 23 meter. Hovedvannmassene kan deles inn i et brakkvannslag (ca. 0-8m), et mellomlag (ned til terskeldypet eller litt dypere) og bassengvannet. Mellomlaget har fri forbindelse med vannmassene utenfor, mens bassengvannet kun har periodevis vannutskiftninger (typisk oppholdstid på bassengvannet er 1-3 år – men opptil 5 år er observert).

Reduksjoner i tilførsel av næringssalter og organisk stoff har bedret oksygenforholdene i Frierfjorden gjennom 1980- og 1990-tallet. Mens det på 1970-tallet ble registrert hydrogensulfidholdig vann fra bunn og opp til 40 meters dyp, ble det under siste stagnasjonsperiode fra 1996 til 2001 kun registrert hydrogensulfid opp til 70-75 meters dyp. Etter dypvannsutsiftningen vinteren 2001 hadde bunnvannet på 80 meters dyp en oksygenkonsentrasjon på 3-4 ml O₂/l.

Det er i forbindelse med dypvannsfornyelser at hydrogensulfidholdig bunnvann kan bli løftet opp til inntaksdypet (40m) og bli pumpet opp på grunnere vann. Risikoen for dette vurderes som liten, men det er ikke grunnlag for å fastslå med sikkerhet at det ikke kan skje. Risikoen for merkbare, negative konsekvenser for marint liv i Frierfjorden anses som meget små.

Bunnvannet i Frierfjorden har noe høyere dioksininnhold enn vannmassene høyere opp i vannsøylen, og ved inntak av kjølevann fra 40 meters dyp og utslipp på ca. 15 meters dyp vil vannmassene rundt utslippsdypet tilføres vann med noe høyere miljøgiftinnhold. Etter innblanding vil økningen være i størrelsesorden 30%. Mest sannsynlig vil en slik økning omkring utslippsdyp ikke ha noen betydning for bunnlevende dyr og fisk ettersom endringen ikke vil gi akutte effekter og bestandenes totaleksponering vil bli tilnærmet uendret.

BIOLOGISKE FORHOLD

Naturgitte forutsetninger (ferskvannstilførsel, egnet substrat), partikkelinnhold i vannmassene og tilførsler av næringssalter, påvirker i sterk grad sammensetningen av de biologiske samfunn i Frierfjorden. Det biologiske mangfoldet reduseres innover i fjordsystemet fra ytterst i Grenlandsfjordene til indre del av Frierfjorden.

Strandsonen i Frierfjorden er preget av sleipt belegg med blågrønnalger og diatomeer, og er tydelig ferskvannspåvirket. Under 4-5 meters dyp er vegetasjonen preget av mer marine arter. Gjennom dykkerundersøkelser på hardbunn er det registrert sekkedyr, sjøanemoner, hydroider, flerbørstemark og armføttinger ned til 24 meters dyp. Videofilming av området viser imidlertid at sekkedyr og hydroider vokser ned til 40-60 meters dyp. De vanligste begroingsorganismene, blåskjell og rur, er registrert ned til henholdsvis 6 og 20 meter i Frierfjorden.

Videofilming av området viste at området ved den planlagte inntakskanalen er preget av mye bløtbunn, eller fjell med tykke sedimentlag over. Det ble ikke observert bart fjell under filmingen. Det var dårlig sikt i vannet under filmingen.

ERFARINGER FRA ANDRE ANLEGG

Ved Kårstø ble kjølevann tidligere tatt fra 35 meters dyp, og sluppet ut i 10 meters dyp. Anlegget hadde problemer med blåskjellbegroing, og det ble benyttet klor som begrensende tiltak. Kontinuerlig klortilsetning med periodevis sjokkdoseringer var effektivt, men periodevis tilsetning av natriumhypokloritt var ikke tilstrekkelig for å hindre begroing. I dag har anlegget kjølevannsinntak fra nærmere 80 meter, og har ikke hatt problemer med blåskjellbegroing. Istedet har anlegget hatt noe begroing med sekkedyr og hydroider.

Ved NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand i Oslofjorden er det problemer med blåskjellbegroing i inntak ned til ca. 20 meters dyp. Dypere enn dette er det begroing med mindre organismer som ikke gir større problemer.

KONKLUSJONER

Ut fra kunnskap om de biologiske og hydrofysiske forholdene i Frierfjorden, er det sannsynlig at det vil kunne bli begroing med blant annet blåskjell, rur, sekkedyr og hydroider ved et sjøvannsinntak på 40 meters dyp. Det biologiske mangfoldet er imidlertid lavere og vekstforholdene dårligere enn f.eks. ved Kårstø, slik at det er grunn til å anta at begroingsproblemene vil være noe mindre i Frierfjorden.

Det vil være nødvendig med begroingshindrende tiltak. Kloring har vært den mest brukte metoden mot begroing, men i den senere tid er det også utviklet flere alternative metoder som er mer miljøvennlige. Disse omfatter mekanisk rensing, varmebehandling, økt vannhastighet og osmotisk sjokk. Metodene krever ofte at man har parallelle uavhengige systemer eller andre tekniske løsninger (gir økte investeringskostnader), eller at man kan stenge anlegget med jevne mellomrom for rengjøring (gir økte driftskostnader).

Risikoen for merkbare negative effekter på miljøet i de øvre vannlag ved at kjølevannet i korte perioder og med lange mellomrom kan inneholde hydrogensulfid, eller bringe med seg dioksiner, anses som meget små.

Ved å øke dybden til sjøvannsinntaket vil man redusere eller helt kunne unngå blåskjellbegrøing. Dermed vil behovet for kloring eller andre begroingshindrende tiltak reduseres. Sett i forhold til problemet med hydrogensulfid behøver ikke et vanninntak dypere enn 40-50 meter å skape problemer. Legges inntaket under det dypet hvor gammelt dypvann kan bli liggende etter en dypvannsfornyelse og over 70 meters dyp, vil man kun få korte perioder med hydrogensulfid under en dypvannsutskiftning. Samtidig unngår man det nivået der et vannlag som inneholder hydrogensulfid kan bli liggende i mange uker. Hvis vanninntaket legges i 70-95 meters dyp vil kjølevannet i starten kunne ha relativt lange perioder med hydrogensulfid. Dette skaper ekstra korrosjonsproblemer, men eliminerer begroingen. Et kjølevannsinntak i det dypet vil imidlertid øke vannutskiftningen i Frierfjordens bunnvann i betydelig grad, og dermed øke tilførselen av oksygen. Dette vil trolig fjerne hydrogensulfiden helt fra Frierfjordens bunnvann, noe som i mange henseende er positivt, men som også kan også medføre økt tilgjengelighet av miljøgifter og bør utredes nærmere. Valg av inntaksdyp for kjølevann bør sees i sammenheng med anleggets toleranse for kortere eller lengre perioder med hydrogensulfid, og valg av type begroingshindrende tiltak.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn for arbeidet

Etylenfabrikken til Norsk Hydro og Borealis ved Rafnes i Frierfjorden vurderer å utvide (doble) kapasiteten, og vurderer muligheten av å benytte sjøvann som kjølevann istedenfor ferskvann som i dag. Kjølevannsbehovet er ca. 10.000 m³/time, og inntaket planlegges å tas fra ca. 40 meters dyp av hensyn til temperaturen. Utslipet blir på ca. 15 meters dyp som i dag, og kjølevannet vil ha en utgangstemperatur på 20-30°C.

Kjølevannssystemer som er basert på sjøvann er utsatt for begroing og korrosjon. Marin begroing starter som en følge av at bl.a. bakterier, algesporer og dyrelarver følger med inntaksvannet. Begroingen fører til nedsatt transportkapasitet og redusert evne til varmeledning i varmevekslere. Hvis deler av begroingen løsner kan det føre til akutte problemer med helt eller delvis tap av kjølevann. Begroingen fører også til økt korrosjon i kjølevannssystemet.

Frierfjorden har periodevis anoksisk bunnvann og høye miljøgiftkonsentrasjoner, og disse forholdene må det tas hensyn til ved vurdering av bruk av sjøvann som kjølevann og plassering av inntaksdyp.

1.2 Formål

Formålet med denne undersøkelsen har vært å:

- vurdere faren for begroing i kjølevannssystemet ved bruk av sjøvann fra 40 meter dyp i Frierfjorden som kjølevann, samt muligheter for å unngå bruk av kjemikalier
- vurdere muligheten for økt konsentrasjon av hydrogensulfid i de øvre vannlag som følge av kjølevannsutslippet og eventuelle konsekvenser for miljøtilstanden
- vurdere faren for økt miljøgiftinnhold i de øvre vannlag som følge av kjølevannsutslippet og eventuelle konsekvenser for miljøet
- vurdere fordeler og ulemper ved å øke inntaksdypen

1.3 Gjennomføring

Undersøkelsen er gjennomført ved innhenting av opplysninger fra tidligere undersøkelser i Frierfjorden, resultater fra konsekvensutredninger av bl.a. gasskraftverk, erfaringer fra andre anlegg med sjøvannsinntak og litteratursøk i internasjonale baser.

Det ble foretatt en litteraturstudie av begroingsproblematikk i kjølevannssystemer for å få et grunnlag for å vurdere mulige effekter av å bruke vann fra Frierfjorden som kjølevann. Det ble lagt hovedvekt på beskrivelser av type begroing og arter og i noe mindre grad beskrivelser av tiltak for å begrense eller hindre begroing. Det ble søkt i NIVAs rapportarkiv og i internasjonale litteraturbaser (ISI, CSA). Stikkord for søkene var ulike kombinasjoner av cooling water/ marine/ biofouling/mytilus. Det ble også foretatt søk av de samme stikkordene gjennom søkemotoren FastSearch på Internett. Det ble lagt vekt på nyere arbeider.

2. Generelt om begroing

2.1 Begroingsorganismer

Marin begroing starter med en gang et ikke-levende materiale senkes ned i vann. På overflaten vil det feste seg ulike organiske molekyler som polysakkarider, proteiner og proteinfoagmenter. Dette er første stadium i begroingen, og danner grunnlag for vekst av bakterier, diatomeer og protozoer (biofilm eller mikrobegroing). Dette gir igjen grunnlag for begroing med større organismer (makrobegroing). 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 mest dominerende begroingsorganismen rapportert fra anlegg rundt Nordsjøen. Blåskjell og andre muslinger blir store, og har 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.

2.2 Biologien til utvalgte begroingsorganismer

(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, og ett blåskjell kan gyte mellom 5-10 millioner egg. De planktoniske larvene bunnsår seg etter noen uker, men bunnslåingen kan utsettes flere uker hvis larven ikke finner egnet substans. 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.

Blåskjellarvene har maksimum vekst ved 16-22°C, og veksten avtar utenfor dette temperaturregimet.

Trekantmark (*Pomatoceros triqueter*) (Polychaeta)

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 nedslåing har kalkrøret en lengde på 800-1200µm.

Også andre arter av Polychaeter med kalkhus kan forekomme som begroingsorganismer.

Sekkedyr (Ascidiaeae)

Det finnes mange arter av sekkedyr (sjøpung) i våre farvann. Sekkedyr har en gelantinøs eller læraktig kappe som omslutter dyret, og 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, både små og store.

2.3 Begroing i kjølevannssystemer

Et kjølevannssystem vil ha områder med både lav og høy gjennomstrømningshastighet på vannet. I områder med høy vannhastighet (eks. i kondensatorer) vil hovedproblemet være dannelsen av slim eller biofilm som reduserer varmevekslingen. I områder med lav vanngjennomstrømning (eks. i inntaksområdet, bøyde deler av rør, og inspeksjonstunneler) vil begroingen kunne nå et høyere utviklingsstrinn og omfatte også større organismer (Brankevich 1990). Rørsystemene i et kjølevannsanlegg kan være ideelle begroingssteder for filtrerende organismer idet vannstrømmen sørger for kontinuerlig mattilgang og fjerning av avfallsstoffer.

Effekter av mikrobegroing (biofilm) er økt friksjon i tynne rørdeler, økt korrosjon og redusert effekt av varmeveksling. Effekter av makrobegroing er redusert vanngjennomstrømning, større friksjon pga. ujevn overflate, økt mikrobegroing, erosjon/korrosjon, blokkeringer og mekanisk skade.

Type begroing, utstrekning og utviklingshastighet i makrobegroingen bestemmes av mange faktorer som geografisk beliggenhet, næringstilgang, temperatur, substrattype, vannbevegelse etc. Gjennomstrømningshastighet i kjølevannssystemet er den viktigste enkeltfaktoren for begroing i kjølevannssystemer. Høy vannhastighet hindrer larver i å feste seg, mens liten eller ingen vannstrøm begrenser tilgangen på oksygen og næring. Vanligvis har områder der makrobegroing opptrer en vannhastighet på mindre enn 1.5 m/sek (Brankevich 1990).

For å oppdage og overvåke graden av begroing kan det benyttes nedsenket, kunstig substrat (plater e.l.) hvor juvenile stadier av større dyr og planter kan bunnslå seg og vokse, og som er enkle og samle inn for identifisering og kvantifisering av begroingen. Metoden benyttes både som en indikasjon på begroing i kjølevannssystemet og for å teste ut ulike materialer, for å innhente data om begroingspotensiale, veksthastigheter og yngelperioder og overvåke endringer i begroingssamfunnet (Brankevich 1990). Opplegget bør gjennomføres gjennom hele året, med innsamling av plater og data med jevne mellomrom. Det kan være store variasjoner i begroingen gjennom året og fra år til år.

For å overvåke mikrobegroing i tynne rør og i andre vanskelig tilgjengelige områder benyttes ofte en sidestrøm og et opplegg som simulerer de fysiske og kjemiske forholdene i kondensatorrørene. Det finnes også systemer for å måle endringer i varmeoverføring, trykkfall eller biokjemisk aktivitet.

2.4 Mottiltak mot begroing

For å hindre begroing benyttes kjemiske, mekaniske eller fysiske metoder, eller en kombinasjon av disse. Nedenfor er det gitt en kort omtale av noen av metodene. En oversikt over ulike metoder og referanser er gitt av bl.a. Naturkraft (1996b) og Chou et al. (1999). Berge og Walday (1999) gir en omtale av bl.a. biocider brukt som begroingshindrende midler på skip, samt alternative metoder.

Bruk av klor

Tilsetning av klor er den mest benyttede metoden både for å hindre makrobegroing og mikrobegroing (biofilm). Metoden er effektiv og velprøvd. Kloreringen kan enten være kontinuerlig i lave konsentrasjoner, kontinuerlig i kombinasjon med periodiske kloreringer med høyere konsentrasjon, eller bare periodisk klorering med relativ høy konsentrasjon. Effekten av klorering er temperaturavhengig og ved lave temperaturer kreves høyere konsentrasjoner for å oppnå ønsket effekt.

Kontinuerlig tilsetning av klor har vært den vanligste metoden i anlegg rundt Nordsjøen. Dette i stor grad fordi blåskjell har evnen til å lukke seg og kan dermed unngå virkningen av periodisk klorering. I konsekvensutredningen for Kårstø og Kollsnes ble nødvendig kloreringsperiode antatt å være fra april til oktober, med et daglig utslipp av klor på vel 50 kg (Naturkraft 1996b).

Ulempen med klorering er at det er en ikke-selektiv metode og utslipp av restklor kan ha negativ innvirkning på organismesamfunn i nærmiljøet. I tillegg er det fare for dannelse av halogenorganiske forbindelser, som er potensielt kreftfremkallende.

Andre kjemiske oksydasjonsmidler

Bruk av andre kjemisk oksydasjonsmidler (eks. ulike brom-forbindelser, hydrogenperoksyd, kaliumpermanganat) har enten vist seg å være mindre effektive eller dyrere i bruk enn klor. En omtale av ulike stoffer er gitt av Chou et al. (1999).

Det settes stadig strengere krav til bruk og utslipp av kjemiske stoffer, og det arbeides stadig med å finne alternative, miljøvennlige metoder for å hindre begroing. Alternative metoder omfatter:

Varmebehandling

Man kan spyle gjennom kjølevannssystemet med oppvarmet kjølevann for å fjerne larver og etablert blåskjellbegroing. Vann med temperaturer over lethal-temperaturen for de aktuelle begroingsorganismene pumpes gjennom kjølevannet ved reversering av strømrretningen eller resirkulering av deler av kjølevannet. Metoden er effektiv og har liten miljømessig effekt. Metoden krever imidlertid at kjølevannssystemet er bygd for dette. Forsøk har vist at 100% dødelighet av små juvenile blåskjell oppnås eksempelvis ved eksponering til 35-40°C ca. en time (Chou et al. 1999, Naturkraft 1999b).

Vannhastighet

Lang inntakskanal (eks. 1200 m) og lav hastighet på vannstrømmen (< 0.5 m/s) vil sørge for at muslinglarver synker og sedimenterer i de første hundre meterne av kanalen.

Motsatt vil økt vannhastighet forhindre larvene å bunnslå seg. En minimumshastighet på 1.5 m/s er nevnt som nødvendig for å hindre settling av larver. I oversiktsrapporten til Chou et al. (1999) beskrives denne metoden som det enkleste og billigste mottiltaket mot blåskjellbegroing.

I enkelte kraftstasjoner i Frankrike blir økt vannhastighet brukt i kombinasjon med kloring som beskyttelse mot makrobegroing. I de deler av kjølevannssystemet hvor det ikke er mulig å opprettholde en tilstrekkelig høy hastighet på vannet, blir kloring av vannet benyttet. For å kontrollere

bakterieslim (mikrobegroing) blir kloring kombinert med mekanisk rensing med svampballer som sendes gjennom rørsystemet (Khalanski 1998).

Mekanisk behandling

Det finnes mange ulike metoder for mekanisk rengjøring av kjølesystemet, f.eks. høytrykksspyling, bruk av børster, plugg eller roboter. Disse metodene krever enten stans i kjølevannet eller at man har dublert deler av anlegget. Flere av metodene egner seg ikke for rør med liten diameter.

Blåskjell og andre marine dyr er avhengig av tilførsel av oksygen, og ved å stenge inntaksledningen i en periode vil de tilstedeværende organismene dø av mangel på oksygen og næring. Ved å ha en alternativ/parallell inntaksledning kan denne metoden benyttes uten stans i anlegget.

Sirkulering av små gummiballer i varmevekslingssystemet kan benyttes for å fjerne mikrobegroing uten stans i kjølevannet (Chou et al. 1999).

Overflatebelegg ('non-stick')

Overflatebehandling av innvendige rør med silikon eller andre stoffer som gir glatt overflate, kan begrense begroingen. Det finnes mange typer overflatebehandlinger, men det har til nå vist seg vanskelig å anvende i praksis fordi de blant annet fester seg dårlig til underlaget.

Osmotisk sjokk

Bruk av ferskvann som kjølevann i perioder for å fjerne eksisterende marin begroing. For blåskjell kreves det flere dager ettersom skjellene kan lukke seg og overleve flere dager. Metoden krever stor tilgang på ferskvann.

Inntaksdyp

Et dypt kjølevannsinntak reduserer forekomsten av planktoniske larver av bunnlevende dyr, spesielt blåskjell som er den største problemorganismen i denne sammenhengen. Erfaringer fra Kårstø viser at et kjølevannsinntak på 35 meters dyp ikke hindret begroing av blåskjell. Ved flytting av inntaksdypet til 78 meters dyp, ser de foreløpig ut til å være kvitt blåskjellbegroing, men har isteden fått begroing av andre organismer som hydroider og sekkedyr.

I utslippssøknaden til kraftvarmeverk i Trondheimsfjorden (Industrikraft) heter det at "...vannet hentes på ca. 100 meters dyp, hvor det har en temperatur på ca. 7°C året rundt. Når det slippes ut er temperaturen ca. 17°C. Ved å ta inn vannet på så stort dyp, er det trolig unødvendig å tilsette begroingshindrende middel (klor)" (www.industrikraft.no/utslippssoknad/kj.levannsl.sning.htm).

Kobber/nikkel-legeringer

Kobber/nikkel-legeringer har begroingshindrende virkning, og er brukt i bla rør og varmevekslere i kjølevannssystemer for å begrense makrobegroing (rur, skjell og invertebrater) (<http://marine.copper.com>). Kobber/nikkel-legeringer blir imidlertid raskt angrepet i sjøvann som inneholder hydrogensulfid, og konsentrasjoner ned i 0,01 mg sulfid pr. liter har vist seg å fremskynde angrep.

Annet

Elektriske pulser, akustiske metoder, UV-lys, elektrokjemiske metoder og naturlige produkter fra organismer med antibegroings-egenskaper inngår også som begroingshindrende tiltak, men ifølge litteraturen er det usikkert hvor effektive de er pr. idag.

(Chou et al. 1999, www.naturvern.no/prioriterte/klima/gass/tillegg.html, Naturkraft 1996b).

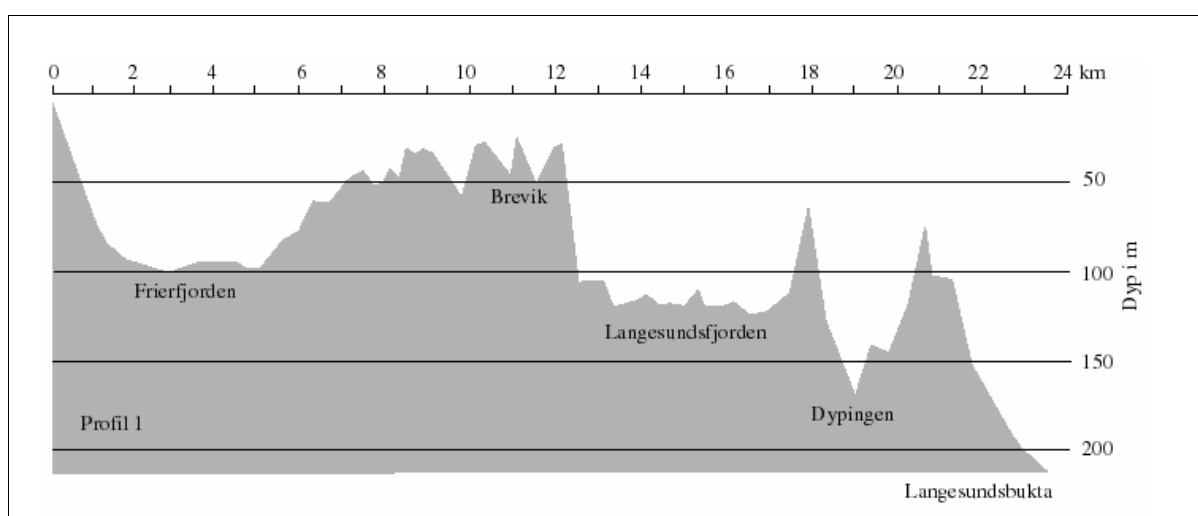
Det jobbes stadig med nye teknikker og produkter for å kontrollere begroing i både kjølevannssystemer og på skip.

3. Hydrofysiske og hydrokjemiske forhold i Frierfjorden

3.1 Topografi og vannmasser

3.1.1 Topografi

Grenlandsfjordene preges av innsnevring med terskler med dype bassenger innenfor. Frierfjorden har sin terskel i Brevikstrømmen, der minste dyp er ca. 23 m. Selve Frierfjorden har største dyp på nær 100 m (**Figur 1**).



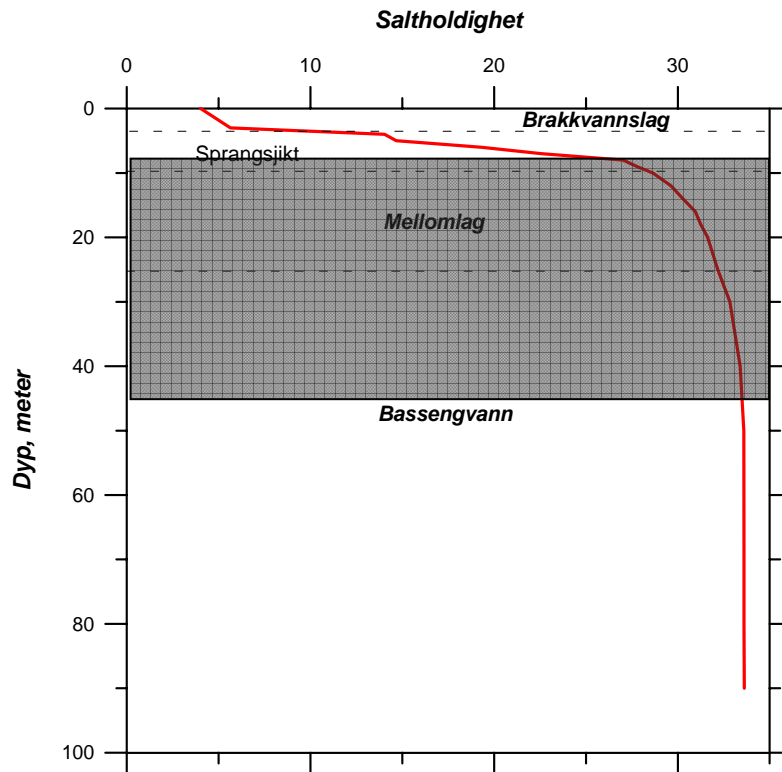
Figur 1. Langsgående dybdeprofil over strekningen Frierfjorden – Langesundsfjorden – Langesundsbukta.

3.1.2 Vannmasser

Den store ferskvannstilførselen fra Skienselva og tersklene gjør det naturlig å skjelve mellom tre hovedvannmasser (**Figur 2**):

- brakkvannslaget (nedsatt saltholdighet)
- mellomlaget som strekker seg ned til omkring terskeldypet eller litt dypere (sjøvann - åpen utskiftning), og
- bassengvannet (sjøvann - stagnerende vann)

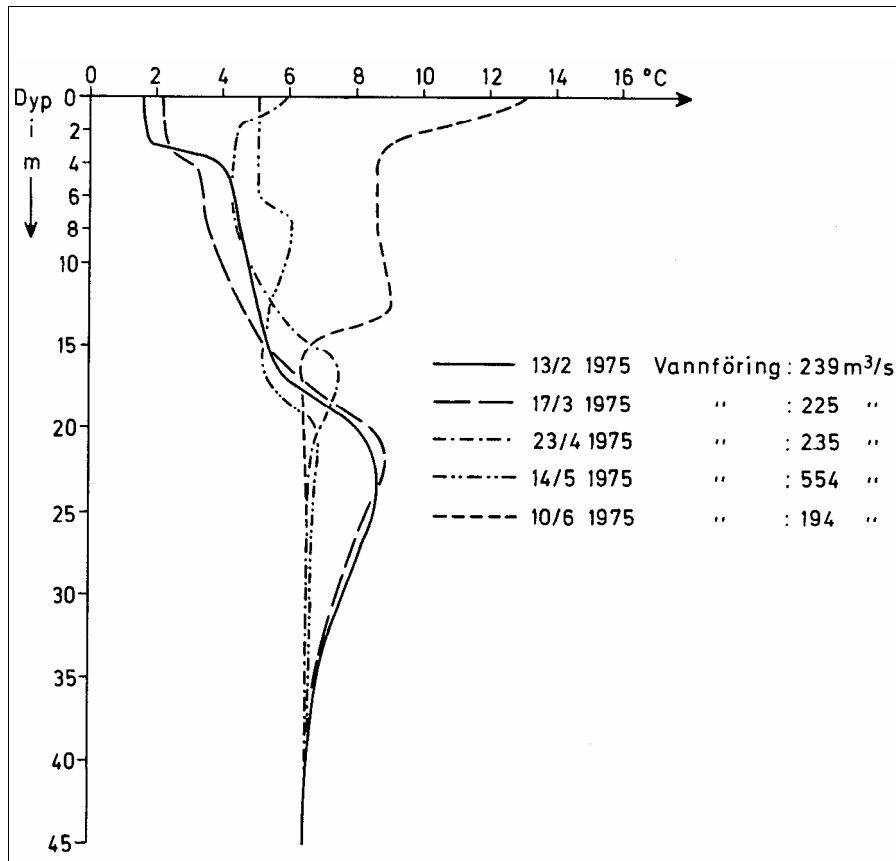
Overgangen fra brakkvann til sjøvann er markert ved en sterk økning i saltholdighet, og omtales ofte som et sprangsjikt. Tykkelsen av brakkvannslaget varierer mellom 2 m og 8 m, avhengig av ferskvannstilførsel og vindforhold.



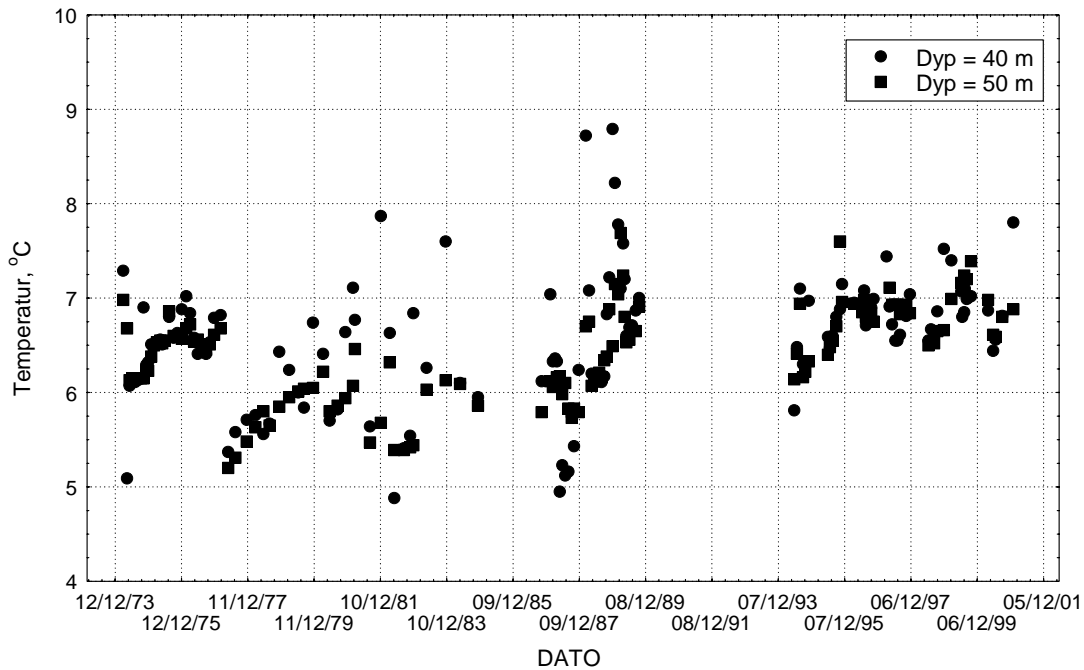
Figur 2. Generell vertikal inndeling av Frierfjordens vannmasser. Vannmassen mellom ca. 8 m og 45 m dyp er framhevet med grå farge.

Til sammenligning vises 5 vertikale temperaturprofiler målt utenfor Rafnes i tidsrommet februar-juni 1975 (**Figur 3**) og målinger av temperatur i 40 m og 50 m dyp midt i Frierfjorden i tidsrommet 1974-2000 (**Figur 4**).

I det etterfølgende vil vi konsentrere diskusjonen om vannmassen mellom ca. 10 m og 40-45 m dyp, dvs. den vannmassen som kjølevann kan bli hentet fra og deretter sluppet ut i.



Figur 3. Frierfjorden utenfor Rafnes. Vertikal temperaturfordeling (°C) i februar-juni 1975 (Molvær et al., 1975).



Figur 4. Frierfjorden. Målinger av temperatur i 40 m og 50 m dyp. Data fra NIVA.

3.1.3 Strømforhold og vannutskiftning i ca. 10-40 m dyp

Ettersom tersklene mot Langesundsbukta ligger dypere enn terskelen ved Brevik, vil mellomlaget i Frierfjorden ha fri forbindelse med kystvannet i Langesundsbukta. Vannutskiftningen i denne vannmassen styres av tidevann, mer langperiodiske tetthetsvariasjoner i kystvannet, den estuarine kompensasjonsstrømmen og lokal vind. Som en del av den såkalte Bambleundersøkelsen ble strømforholdene utenfor Rafnesanleggene undersøkt i 1975 (Molvær et al. 1975). Man påviste bl.a. det "klassiske" strømmønsteret med utgående strøm i brakkvannslaget og inngående strøm i det underliggende sjøvannslaget (**Figur 5**).

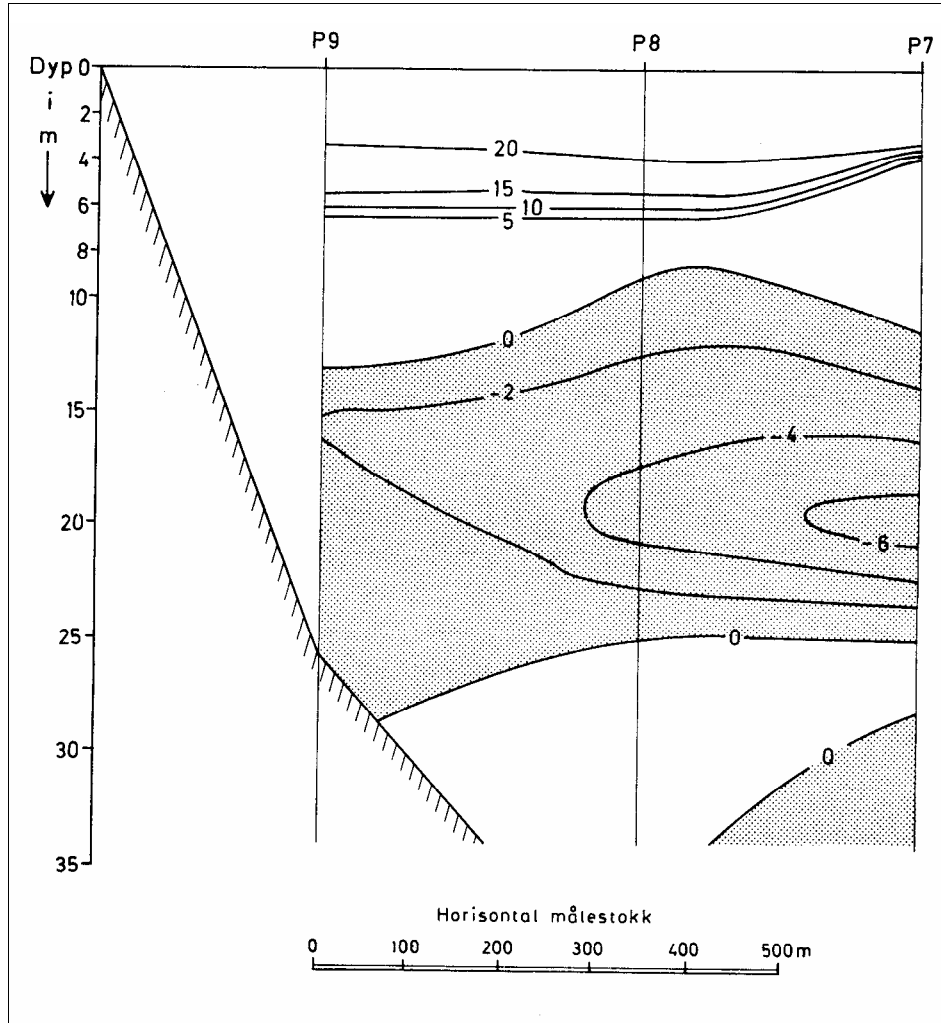
På grunn av terskelen ved Brevik har ikke bassengvannet i Frierfjorden fri forbindelse med kystvannet, og vannutskiftningen er derfor gjennomgående liten. To forhold er viktigst for fornyelsen av bassengvannet:

- Den vertikale diffusjonen medfører en blanding av lettere vann ned i bassengvannet - som dermed etterhvert får en lavere egenvekt.
- Egenvekten i kystvannet/Langesundsbukta viser store variasjoner over året, og under vedvarende situasjoner med høy egenvekt over ca. 50 m dyp vil dette vannet trenge inn i fjordområdet, strømme inn over tersklene og delvis og iblant fornye bassengvannet i Langesundsfjorden og i Frierfjorden. Slike innstrømninger skjer trolig relativt hyppig ned til 40-50 m dyp, og langt sjeldnere i 70-100 m dyp. Store vannutskiftninger skjer vanligvis i tidsrommet mars-mai, men ikke hvert år. **Tabell 1** viser typiske oppholdstider for vannmassene i Frierfjorden. En kan merke seg at lengste oppholdstid for bassengvannet er registrert til 5 år (mars 1996-mars 2001).

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

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

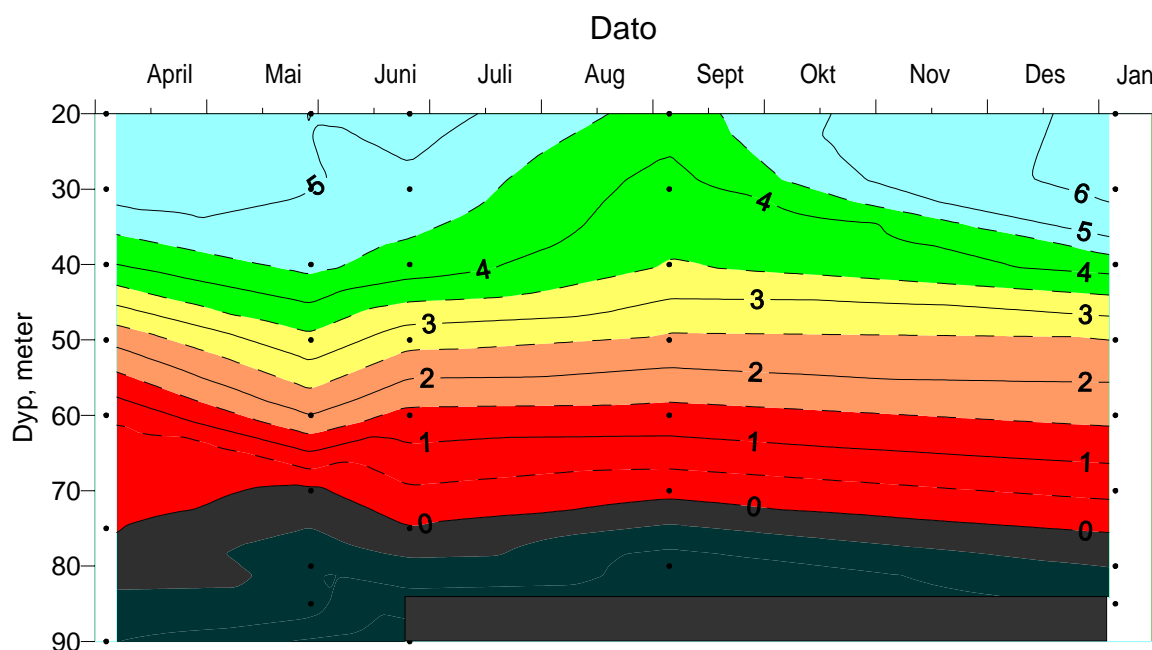
*) Oppholdstiden i den utgående brakkvannsstrømmen er mye mindre - typisk 6-10 timer.



Figur 5. Strømforhold (cm/s) utenfor Tråk den 15.5. 1975, beskrevet ved målinger på 3 stasjoner (P9, P8 og P7) lagt langs en linje ut fra land. Skravert område angir dyp med strøm rettet inn fjorden. Vannføringen i Skienselva var ca. $550 \text{ m}^3/\text{s}$ og målingene ble gjort under synkende vannstand (tidevann).

3.1.4 Vannkvalitet i vannmassene omkring inntaksdypet.

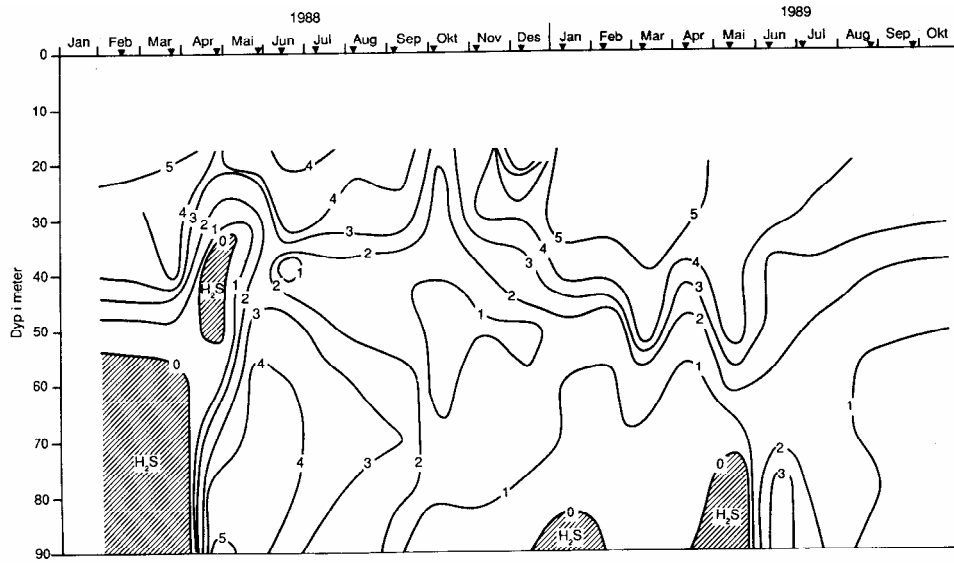
Da overvåkingen av oksygenforholdene i Frierfjorden begynte i mars 1974 ble det registrert hydrogensulfid fra bunn og opp til 40 m dyp. Dette var like før en stor vannfornyelse og dermed helt på slutten av en periode med stagnert dypvann. Gjennom 1980- og 1990-tallet har fjordens tilførsler av organisk stoff og næringssalter blitt vesentlig redusert, noe som har ført til lavere oksygenforbruk og bedre oksygenforhold. I tidsrommet våren 1996-våren 2001 hadde dypvannet i Frierfjorden sin hittil lengste stagnasjonsperiode og mot slutten av denne ble hydrogensulfid registrert opp til 70 m dyp (**Figur 6**).



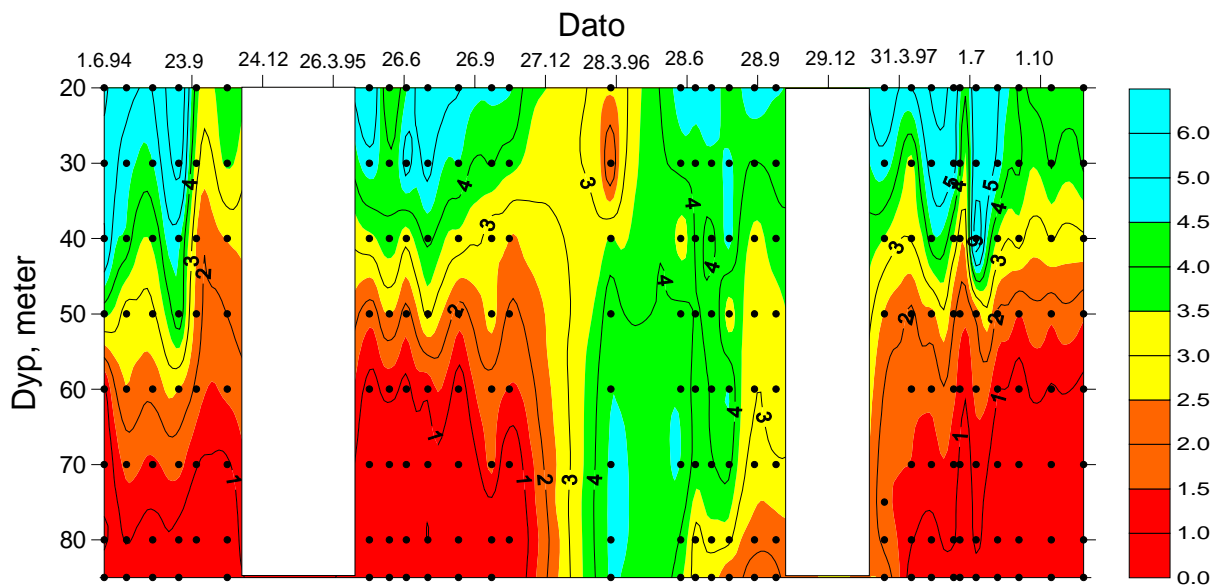
Figur 6. Frierfjorden. Oksygen i dypvannet fra april 2000 til januar 2001. Fargekoden viser til SFTs kriterier for klassifisering av tilstand (Tabell 2). Hydrogensulfid er gitt svart farge. (Molvær 2001).

Når man følger tilstanden i 40-50 m dyp i Frierfjorden mht. forekomst av hydrogensulfid sees ikke hydrogensulfid siden våren 1988 (**Figur 7**). Den gang skjedde det som følge av en stor dypvannsfornyelse, da hydrogensulfidholdig dypvann ble presset opp og en rest ble liggende i 30-50 m dyp i omkring 1 måneds tid (**Figur 7**). Vinteren 1996 skjedde en tilsvarende dypvannsfornyelse og deretter ble en oksygenfattig vannmasse (ikke hydrogensulfid!) registrert omkring 30 m dyp (**Figur 8**). Vi vet imidlertid ikke om denne vannmassen på et tidligere tidspunkt kan ha inneholdt noe hydrogensulfid.

Vinteren 2001 skjedde en dypvannsfornyelse som avsluttet en 5 års stagnasjonsperiode, med hydrogensulfid i Frierfjordens dypvann i siste halvdel av det tidsrommet (se **Figur 6** for år 2000). Overvåking av oksygenforholdene i Frierfjorden inngår imidlertid ikke lenger i det statlige overvåkingsprogrammet og dermed finnes ikke data som beskriver situasjonen umiddelbart etter utskiftningen, men målinger som NIVA den 9. mars utførte for egne midler midt i fjorden viste ikke spor av hydrogensulfid mellom 30 m dyp og bunn (**Tabell 3**).



Figur 7. Oksygenkonsentrasjon i Frierfjordens dypvann i tidsrommet februar 1988-september 1989. Hydrogensulfid er vist med skravur. (Molvær og Stigebrandt 1991)



Figur 8. Oksygenmålinger i Frierfjordens bassengvann i 1994-97. Fargekoden viser til SFTs miljøkvalitetskriterier. (Molvær 1999). Merk dypvannsutskiftningen i mars 1996.

Tabell 2. SFTs kriterier for tilstandsklassifisering for oksygen i dypvann (Molvær et al., 1997).

Parameter	Tilstandsklasse				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Oksvoen	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5

Tabell 3. Oksygenkonsentrasjoner målt midt i Frierfjorden den 9.3 2001 (NIVA upubliserte data).

Dyp (meter)	Konsentrasjon (ml O ₂ /l)
30	2.98
40	4.42
50	3.64
60	4.93
80	3.26

Det er altså under slike dypvannsfornyelser at det kan være en risiko for hydrogensulfid i 30-50 m dyp i Frierfjorden. Risikoen er sannsynligvis langt mindre nå enn den var i 1988-96, fordi

- hydrogensulfid opptrer sjeldnere i Frierfjorden enn tidligere
- mengden hydrogensulfid vil være vesentlig mindre enn på slutten av 80-tallet (lavere konsentrasjoner og mindre vannvolum)
- vannmassen som inneholder hydrogensulfid vil ligge betydelig dypere (lenger unna vanninntaket) enn tidligere.

Dataene gir imidlertid ikke grunnlag for å fastslå med absolutt sikkerhet at hydrogensulfid – med lange mellomrom og i korte perioder - ikke lenger kan opptre i 30-50 m dyp.

3.1.5 Miljøkonsekvenser ved utslipp av hydrogensulfidholdig kjølevann

Miljøkonsekvensene ved utslipp av hydrogensulfidholdig kjølevann vil være knyttet til giftvirkninger av hydrogensulfid eller av lave oksygenkonsentrasjoner. Oksygenforholdene i Frierfjorden er relativt godt beskrevet ved målinger, og vinteren 2001 - på slutten av den hittil lengste stagnasjonsperioden som er observert - var konsentrasjonen av hydrogensulfid i Frierfjordens bunnvann ca. 1 ml/l.

Kjølevannet vil bli sluppet ut i ca. 15 m dyp gjennom en diffusor. Avhengig av

- avløpsvannets egenvekt (i utgangspunktet lik sjøvannets egenvekt i inntaksdypet, men blir noe redusert pga. oppvarmingen),
- den vertikale tetthetsprofilen omkring utslippsdypet og
- graden av blanding mellom avløpsvann og omkringliggende sjøvann

kan det fortynnede avløpsvannet stige noe opp eller synke noe ned i forhold til utslippsdypet.

Blandingen (fortynningen) mellom avløpsvann og omkringliggende sjøvann kan i stor grad bestemmes ved dimensjonering av diffusoren. For utslipp av ferskvann gjennom diffusor er fortyninger på 50-100x vanlig, mens ved utslipp av sjøvann må man i utgangspunktet regne med langt mindre fortykning. I det følgende antas 10x i sentrum av skyen med fortynt kjølevann, som betyr at 1 m³ kjølevann umiddelbart (i løpet av sekunder) blandes med 10 m³ sjøvann.

Hvis bunnvannet inneholder 1 ml H₂S/l når en dypvannsfornyelse inntreffer, vil innblanding av oksygenrikt sjøvann redusere denne konsentrasjonen før bunnvannet er ”løftet” opp til 40 m dyp. Men

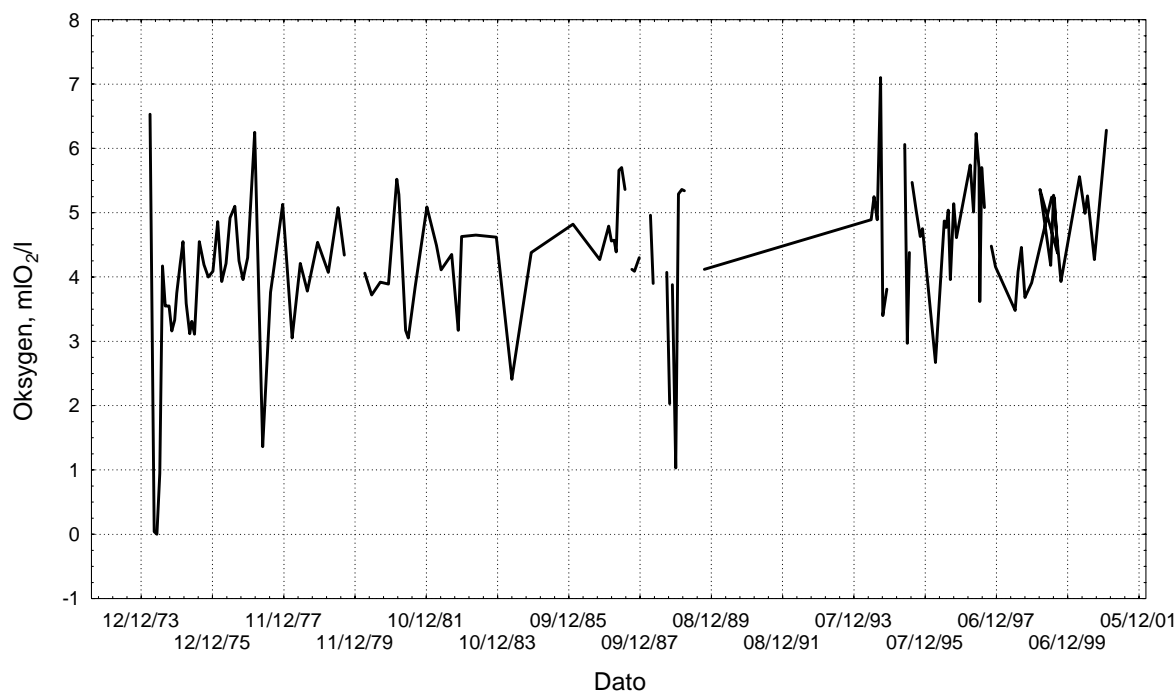
som en "worst case" antar vi at konsentrasjonen i inntaksvannet kan bli 1 ml H₂S/l. Avhengig av den vertikale sjiktningen kan det fortynnede kjølevannet antas å innlagre seg i intervallet ca. 12-20 m (se punktene ovenfor). Her vil vannmassen i 20 m dyp vanligvis være mest sårbar mht. oksygenforbruk fordi oksygenkonsentrasjonen og vannutskiftningen der vil være lavere enn i 12 m dyp. Fra det statlige overvåkingsprogrammet har vi data som viser oksygenkonsentrasjonen i 20 m dyp midt i Frierfjorden (**Figur 9**). De siste 6-8 år er konsentrasjonen oftest målt til 4-5 ml O₂/l, men med enkeltsituasjoner ned til 2.8-3 ml O₂/l.

En beregning kan da illustrere hvilken innvirkning på oksygenforholdene utslippet kan få når kjølevannet inneholder 1 ml H₂S/l, som tilsvarer et oksygenunderskudd på ca. 2 ml O₂/l. Det betyr at for 1 m³ avløpsvann må tilføres 2 l oksygen før oksygenkonsentrasjonen er 0, og ytterligere 3 l behøves før oksygenkonsentrasjonen er 3 l O₂/m³ (eller 3 ml O₂/l). I alt må det tilføres 5 l O₂/m³. Lavt regnet har vi antatt at fortynningen i sentrum av skyen med fortynnet kjølevann blir 10x og at oksygenkonsentrasjonen i dette sjøvannet er 3 l O₂/m³, som betyr at dette fortynningsvannet inneholder 30 l oksygen. I sentrum av den nye blandingsvannmassen vil da konsentrasjonen være omkring 2.5 ml O₂/l, dvs. en nedgang på 0.5 ml O₂/l i forhold til omgivelsene. Dette kan da gjelde for en vannmasse med vertikal tykkelse på 1-2 m og trolig med en horisontal utstrekning på 200-400 m.

Ser man dette scenarioet i lys av at

- situasjoner med risiko for hydrogensulfid i kjølevannet kan inntreffe med flere års (2-5) mellomrom, med varighet på noen uker
- ved utslipp i 15 m dyp vil eventuell hydrogensulfid forsvinne i løpet av minutter/sekunder pga. stor blanding med oksygenholdig sjøvann
- til vanlig vil sjøvannet inneholde mer oksygen enn 3 ml O₂/l (jfr. **Figur 9**) og oksygenkonsentrasjonen i skyen av fortynnet kjølevann bli tilsvarende høyere. I en slik sky med fortynnet kjølevann vil delen med relativt lav oksygenkonsentrasjon ha liten tykkelse og et relativt lite volum.
- ved nåværende oksygenforhold i Frierfjorden vil en slik "worst case" sjelden eller aldri inntreffe. vil vi anse risikoen for merkbare, negative konsekvenser for marint liv i Frierfjorden som meget små.

Vurderingene bygger på en del forutsetninger om fortynning og innlagringsdyp for kjølevannet. Forutsetningene er basert på erfaringer med tilsvarende utslipp, men kan om ønskelig underbygges av konkrete beregninger, forutsatt at det finnes en rimelig god beskrivelse av diffusoren – eller enighet om hvordan den bør se ut.



Figur 9. Oksygenkonsentrasjoner i 20 m dyp i Frierfjorden for tidsrommet 1974-2000. Data fra det statlige overvåkingsprogrammet for Grenlandsfjordene.

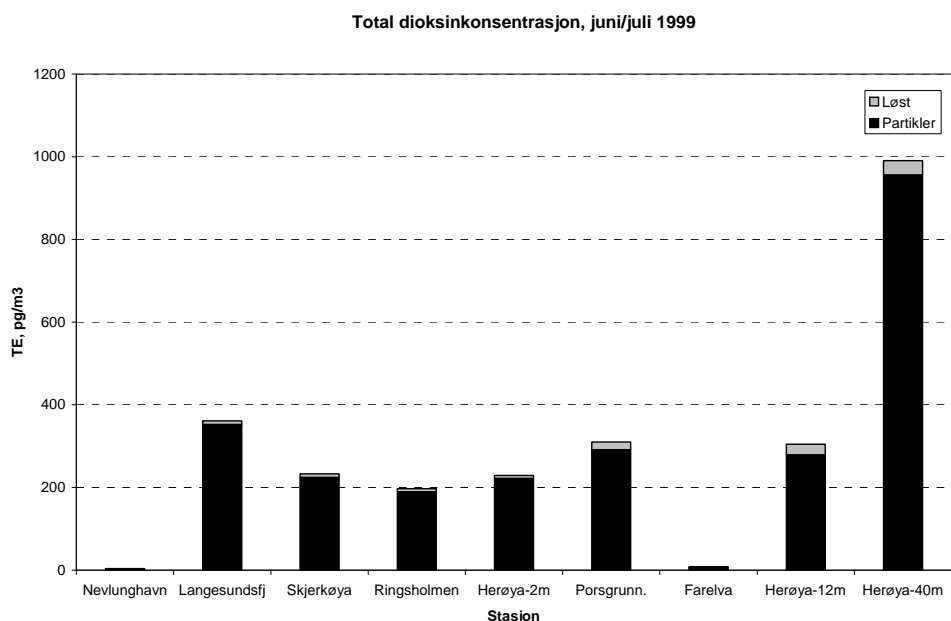
3.2 Miljøgifter

3.2.1 Innhold av dioksiner i vannmassene

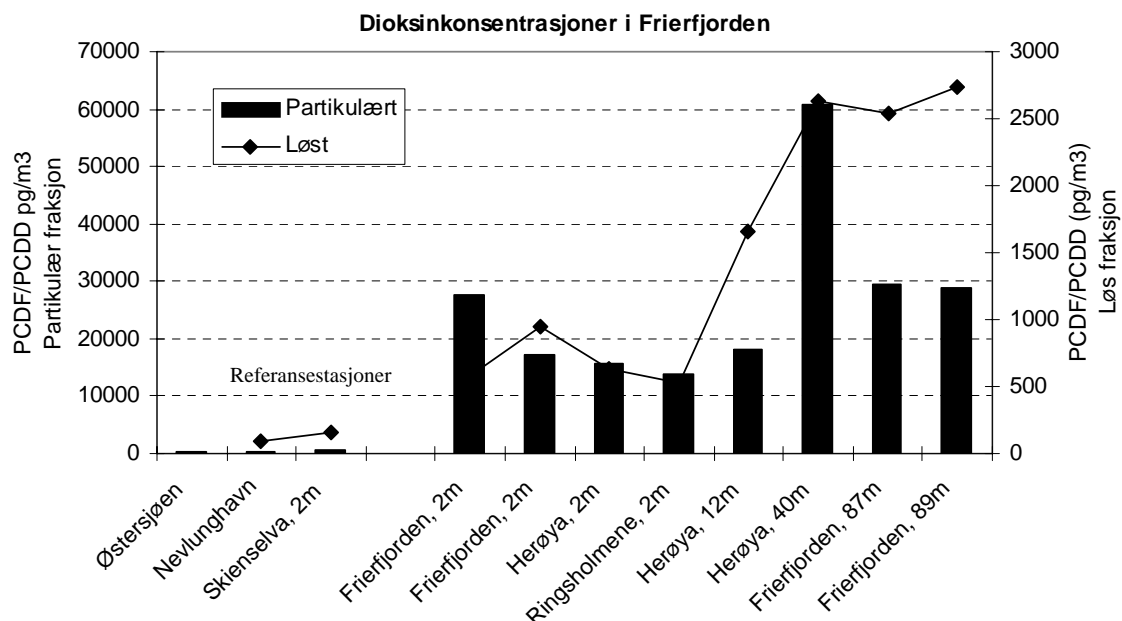
De fleste undersøkelsene av miljøgifter i Frierfjorden omfatter målinger i sedimenter og biota (organismer), og det er svært få målinger fra selve vannmassene. Det er kun foretatt en orienterende analyse av dioksiner i vann i 1998-1999 (Knutzen et al. 2000), som det refereres til her.

Analysene fra 1998-1999 viste at overflatevann i Frierfjorden og nederst i Skienselva hadde sterkt forhøyet dioksininnhold (PCDF/PCDD). Overkonsentrasjonene var i størrelsesorden 50-100 ganger. Tilsvarende overkonsentrasjoner ble funnet for polyklorete naftalener (PCN), mens overkonsentrasjonene av non-orto PCB var moderat (2-3 ganger). Mesteparten av dioksinene var knyttet til partikler (over 90%). Referansestasjonene ved Skien i Skienselva og ved Nevlunghavn hadde lave verdier (Knutzen et al. 2000). **Figur 10** viser dioksininnholdet i Skienselva (Farelva og Porsgrunn), Frierfjorden, ytre Breviksfjorden (Langesund) og Nevlunghavn (referansest.) i juni /juli 1999, målt i toksisitetsekvivalenter (TE).

Figur 11 viser dioksininnholdet som sum av PCDF/PCDD i Frierfjorden i desember 1998 og juni-juli 1999, samt på tre referansestasjoner. De foreliggende dataene viser at konsentrasjonene av dioksiner i dypvannet var 2-4 ganger høyere enn i overflatevann for den partikulære fraksjonen og opptil 5 ganger høyere for den løste fraksjonen av PCDF/PCDD.



Figur 10. Dioksininnhold i vann fra Skienselva (Farelva og Porsgrunn), Frierfjorden, ytre Breviksfjorden (Langesund) og Nevlunghavn (referansest.) i juni /juli 1999, angitt som $\mu\text{g TE}/\text{m}^3$ og fordelt på partikkelbundet (Filter) og "løst" fraksjon (PUF). Figuren er hentet fra Knutzen et al. 2000.



Figur 11. Dioksinkonsentrasjon i vann fra Frierfjorden og fra referanselokalitetene Østersjøen, Skienselva og Nevlunghavn i desember 1998 og juni /juli 1999, angitt som $\mu\text{g PCDF/PCDD}/\text{m}^3$ og fordelt på partikkelbundet og "løst" fraksjon.

3.2.2 Miljøkonsekvenser av utslippet mhp. miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene

Ved inntak av kjølevann fra 40 meters dyp og utslipp på ca. 15 meters dyp vil vannmassene rundt utslippsdypet, og dermed deler av den produktive sonen, tilføres vann med høyere miljøgiftinnhold. Miljøgiftkonsentrasjonen i dypvannet er 2-4 ganger høyere enn overflatevann, men ved bruk av diffusor kan man regne med at det vil være en fortykning på 10x i sentrum av skyen av fortyknet kjølevann.

Med utgangspunkt i de målte miljøgiftkonsentrasjonene (løsfraaksjonen) ovenfor kan man beregne økningen i dioksininnhold utslippet kan få. 1 m³ kjølevann med konsentrasjon på 2700 pg PCDF/PCDD pr m³ blandes med 10 m³ hvor konsentrasjonen er 600 pg pr m³. Den nye konsentrasjonen blir 790 pg pr. m³, ca. 30% mer enn utgangskonsentrasjonen. I forhold til bakgrunnskonsentrasjonen på 92 pg/ m³ ved Nevlunghavn har overkonsentrasjonen økt fra 6.5x til 8x.

Det må påpekes at antall målinger av dioksiner i vannmassene er få, og konsentrasjonen kan variere over tid, både i overflaten og på dypere vann. Ved utslipp av kjølevann vil konsentrasjonen av dioksiner øke i utslippsdypet, men økningen er moderat, og det er usikkert hva slags miljømessige konsekvenser dette representerer. Det er ikke utarbeidet tilstandsklasser for dioksiner i vann.

Mest sannsynlig vil en slik økning omkring utslippsdyp ikke ha noen betydning. Forhold som tilsier denne konklusjonen er:

- En endring innen det aktuelle eksponeringsnivå vil ikke gi akutte effekter.
- Det er ikke kjent bestander av dyr som bare eller i det vesentlige er utbredt omkring utslippsdypet. Fastsittende arter vil også finnes dypere i Frierfjordens mellomlag og fisk vil vandre mellom ulike dyp. Bestandenes totaleksponering vil derfor bli tilnærmet uendret.
- Herav følger at transport gjennom næringskjeder bare vil bli marginalt berørt (neppe sporbart og uten praktiske konsekvenser).
- Overflatelaget vil ikke få forhøyet dioksininnhold.

4. Biologiske forhold i dypområdene i Frierfjorden

4.1 Opplysninger fra tidligere undersøkelser

4.1.1 Hardbunnsundersøkelse 1998/1999

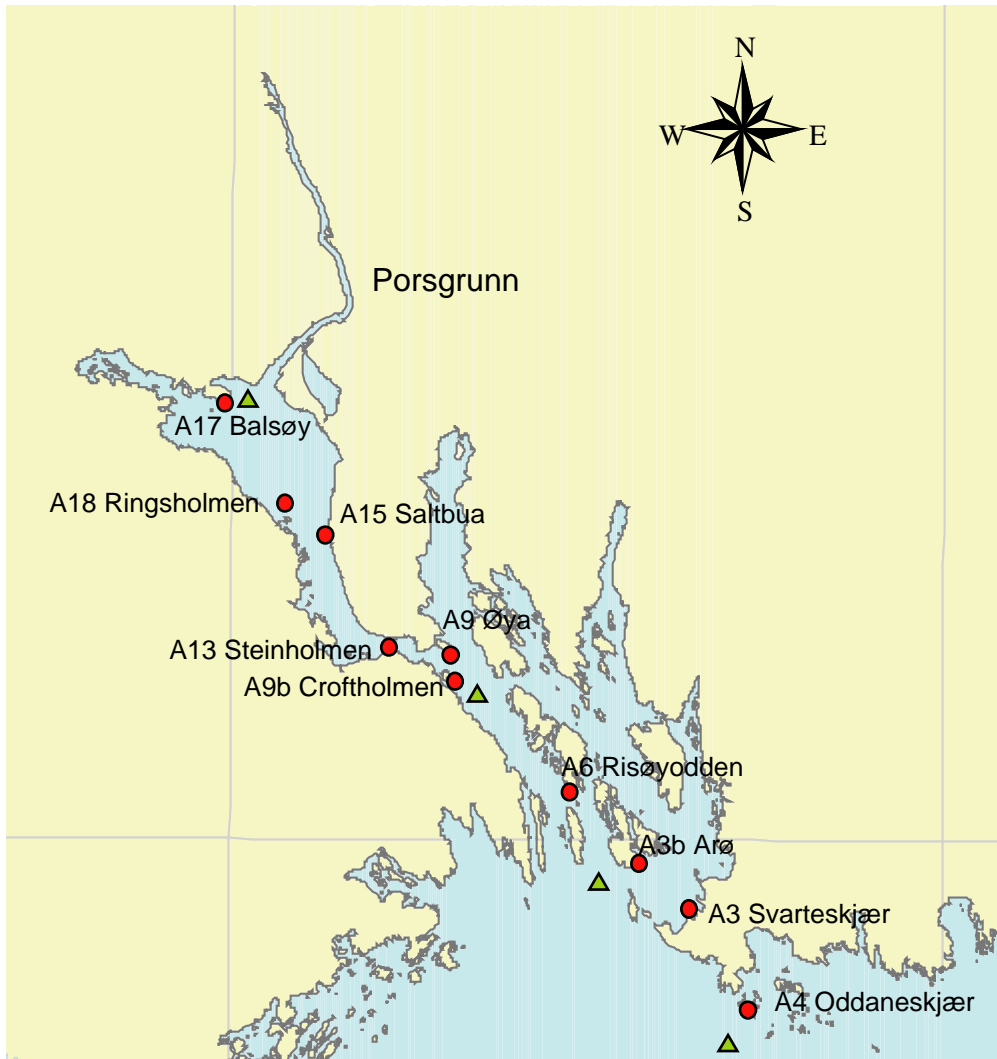
Det foreligger en nyere undersøkelse av organismesamfunn på hardbunn i Grenlandsfjordene som gir et godt grunnlag for å beskrive organismesamfunnet i fjorden. Undersøkelsen ble gjennomført i 1998 og 1999 og omfattet registreringer i strandsonen, dykkeregistreringer ned til nedre voksegrense for opprette alger, videofilming av dykketransektet, stereofotografering og rammeregistrering. Tilsammen 6 dykkestasjoner ble undersøkt, hvorav tre stasjoner i Frierfjorden (A17 Balsøy, A13 Steinholmen og A15 Saltbua). I tillegg ble det gjort registreringer i strandsonen på A18 Ringsholmen (Walday et al. 2001). Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 12**.

En sammenfattende beskrivelse og bilder av hardbunnsamfunnet på de tre dykkestasjonene i Frierfjorden er gitt i **Figur 13**, **Figur 14** og **Figur 15**.

Det ble registrert 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. Tilførsler av næringssalter og suspendert materiale preget også tilstanden på stasjonene. Dette viste seg i forhøyde forekomster av påvekstalger på tang og nedslamming av bunnområdene. De dypeste registreringene i Frierfjorden ble gjort ved 24 meters dyp ved stasjonen Saltbua. Både sekkedyr, sjøanemoner, hydroider, flerbørstemark og armføttinger vokste ned til dette dypet (Walday et al. 2001).

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.

Undersøkelsen viste videre 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 12. Grenlandsfjordene. Stasjonsplassering for hardbunnsundersøkelser i 1998-1999 (λ) samt posisjoner for salt og temperaturprofiler (σ) (Walday et al. 2001). Stasjon A4 prøvetas årlig av NIVA under det nasjonale kystovervåkingsprogrammet.

A 13 Steinholmen

	0m Strandsonen var dominert av et sleipt blågrønn-algebelegg. Rundt vannlinjen og dypere (>2 m) dominerte kjededannende bentiske diatoméer sammen med perlesli og grønn-dusken var generelt avbleket hvit og brunlig av påvekst-diatoméer. I fjæra var rur (<i>B. improvisus</i>) vanlig, men mange av skallene var tomme. Rør fra vårflyer i vannkanten. Virket som et strømrikt område.
	4m I sprangsjiktet (mellom dypere saltvann og ferskere overflatevann) var bunnen dekket av blåskjell og bentiske diatoméer, samt en del trådformede brunalger.
	6m På 6m dyp var det et 2-3m bredt belte med stortare (bilde) og sukkertare. I dette beltet vokste også vanlige følgearter til stortare som <i>Phycodrys rubens</i> , <i>Delesseria sanguinea</i> , <i>Rhodomela confervoides</i> , <i>Polysiphonia urceolata</i> <i>Pterothamnion plumula</i> , <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> , <i>Scagelothamnion pusillum</i> , <i>Brongniartella byssoides</i> , <i>Sphacelaria plumosa</i> , <i>Lomentaria clavellosa</i> , samt dyrene <i>Electra pilosa</i> , <i>Membranipora membranacea</i> samt <i>Laomedea geniculata</i> og <i>L. longissima</i> . Her var også spredte forekomster av sjønellik (<i>Metridium senile</i>) og sekkedyret <i>Ascidia mentula</i> .
	11m Under 10m var algevegetasjonen sparsom med spredt forekomst av <i>Phyllophora truncata</i> , <i>Phycodrys rubens</i> og <i>Delesseria sanguinea</i> ned til 17m (nedre registreringsdyp). Vanlige dyr fra 10-17m dyp var <i>Corella parallelogramma</i> , <i>Ascidia</i> -arter (bilde), <i>Tubularia indivisa</i> , <i>Halecium halecinum</i> , <i>Gonactinia prolifera</i> , <i>Chaetopterus variopedatus</i> , <i>Scrupocellaria scabra</i> , <i>Dendrodoa grossularia</i> . Blågrønnalgen <i>Spirulina</i> ble funnet spredt til vanlig over hele transektet.

Figur 13. Beskrivelse av organismsamfunnet ved stasjon A 13 Steinholmen i Frierfjorden 1998-1999 (Walday et al. 2001).

A 15 Saltbua



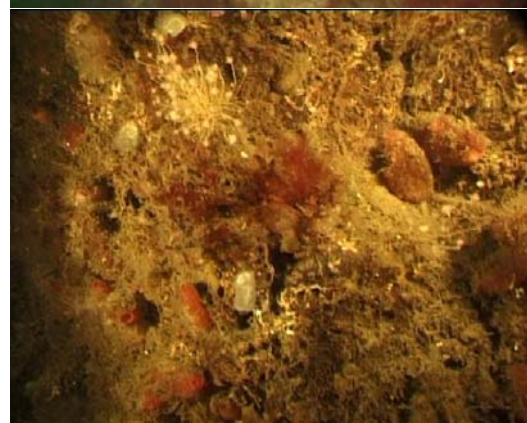
0m

Brunlig belegg av blågrønnalger og kjededannende bentiske diatoméer dominerte rundt vannlinjen og ned til ca 1 m dyp. Grønn dusk (*Cladophora* cf. *sericea*), avbleket og brun av diatomépåvekst, sammen med kjededannende bentiske diatoméer dominerte på 1-2 m dyp. Rur (*B. improvisus*) var spredt øverst i fjæra, vanlig >1m dyp (>50% døde). Ganske nedslammet og goldt.



6m

Et floristisk skille med mer marint preg ble observert på 4-5 m dyp; først og fremst visualisert gjennom økende forekomst av store rødalg-tuster. Det ble registrert spredt forekomst av *Polysiphonia*-arter, *Sphacelaria*-arter, *Phycodrys rubens*, *Bryopsis plumosa*, mens rødalgene *Scagelothamnion pusillum* dominerte. På 6 m dyp vokste det sukkertare sammen med rødalgene eike- og fagerving, samt spredte individer av havdun. Bentiske diatoméer var fremdeles vanlig påvekst på alger og fjell. Mangebørstmarkene *Pomatoceros triqueter* og *Sabella pavonina*, sammen med hydroiden *Laomedea longissima* dukket opp på 6m dyp.



9m

På rundt 8-9m dyp avtok algevegetasjonen markert samtidig som ulike dyrearter overtok dominansen. Fra 9m dyp ble helningen også brattere og gikk snart over i loddrett fjellvegg helt ned og forbi nederste registreringsdyp på 24m. På bildet sees ulike sekkedyr (*Ascidia* spp, *Corella parallellogramma*), polyppdyret *Tubularia* cf. *indivisa* samt noen rødalg-tuster. Det var stor grad av nedslamming og sedimentering på de små horisontale hyller som bryter opp veggen.



12m

Typiske arter på vertikal bergvegg på 12m dyp var *Crania anomala*, *Protanthea simplex*, *Pomatoceros triqueter*, *Serpula vermicularis* og skorpeformede røde kalkalger.

Fra 14 til 24m dyp var bergveggene dominert av *Ciona intestinalis*, *Protanthea simplex*, *Pomatoceros triqueter* og *Crania anomala*, sammen med spredte individer av *Ascidia virginea*, *Placostegus tridentatus* og *Sabella pavonina*. Enkelte individer av kråkeballen *Echinus esculentus* ble også observert.

Figur 14. Beskrivelse av organismsamfunnet ved stasjon A 15 Saltbua i Frierfjorden 1998-1999 (Waldy et al. 2001).

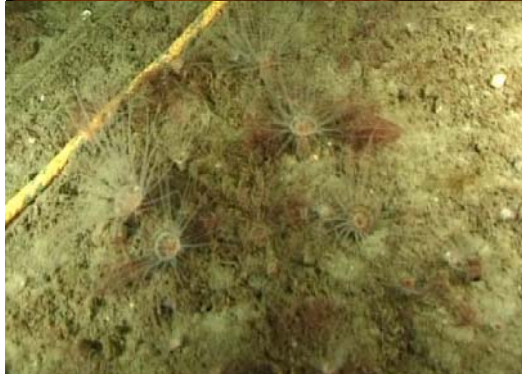
A 17 Balsøy



0m Spredte rurforekomster (*B. improvisus*), ca. 50% døde. Rur ble funnet ned til 8m dyp. Et funn av en mangebørstemark (*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 parallelogramma*, *Dendrodoa grossularia* og *Asciidiella* cf. *scabra*, vanlig korstroll (*Asterias rubens*), påfuglmark (*Sabella pavonina*) 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 15. Beskrivelse av organismsamfunnet ved stasjon A 17 Balsøy i Frierfjorden 1998-1999 (Walday et al. 2001).

4.1.2 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. 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. Overgangen til livløs bunn lå på samme dyp som i 1987 og 1994, omkring 50-60 m. 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).

Sedimentene i Frierfjorden har høy andel finstoff og mye organisk materiale. I 1994 hadde sedimentene i 40- 50 meters dyp ved Balsøya 97-98% finstoff ($< 63\mu\text{m}$) og mengden organisk materiale var 47-59 mg/g (tilsvarer SFT tilstandsklasse V - *meget dårlig*)(Rygg 1995). Det er grunn til å tro at dette gjelder for store deler av bunnområdene i Frierfjorden.

4.2 Videofilming av området rundt utslippsdypet

Video av bunnen ble tatt 18. juli 2001 under gode forhold med lite vind og bølger. Det var imidlertid svært dårlig sikt i sjøen, som har gjort kvaliteten på opptakene noe dårlig og vanskelig å tolke. Den dårlige sikten skyldes mest sannsynlig partikler i vannet ettersom det også gjaldt dypere vannlag. Videokameraet ble slept etter båten i lav fart. All filming ble vist på en monitor på dekk.

Det ble foretatt videoopptak fra følgende områder og dyp:

- langs den planlagte traseen for inntaksledningen. Filmingen startet på 45 meters dyp og fortsatte opp til 5 meters dyp.
- området nordvest for inntakspunktet (26-44 meters dyp)
- området sørøst for inntakspunktet (35-45 meters dyp)
- utenfor det planlagte inntaksstedet (fra 50 til 72 meters dyp)
- ved planlagt utfyllingsområde for ny kai (8-11 meters dyp)

I hele området var det tilsynelatende bløt mudderbunn. Unntaket var nær land der steinfylling ble synlig (< 10 meters dyp). Mudderbunnen var jevnt skrånende uten synlige klippefremspring eller kupertede områder. Under filmingen ble det oppvirvlet mye løse sedimenter, og mengden oppvirvling tyder på at sedimentene var svært løse og lett å virvle opp. Det ble ikke observert bart fjell i området som ble filmet, men det kan ikke utelukkes at det er fjell under sedimentlaget.

I de dypeste områdene (65-72 meters dyp) ble det ikke observert tegn til liv. På 40-60 meters dyp var det svært spredte forekomster av sekkedyr (cf. *Ciona*), sjøfjær og hydroider (cf. *Tubulatia*) på sedimentoverflaten. Sekkedyr og hydroider vokser på fast underlag, blant annet små steiner, trebiter e.l. Fra 30-40 meters dyp og oppover var det flere buskformete hydroider, store hvite sjøanemoner, sekkedyr og enkelte snegler, muslinger og påfuglmark. Sort sett var det sparsomt med organismer, og store områder med tilsynelatende ren mudderbunn. Et par ganger ble det observert mellomstore stein i mudderet. Disse var bevekst med sekkedyr, sjøanemoner og hydroider.

Videofilming av overflatesedimentet kan ikke sammenlignes med bløtbunnsundersøkelser der man tar prøver av selve sedimentet og undersøker mengde og type fauna. Filmingen indikerte imidlertid at grensen for livløs bunn var omtrent i samme dyp som ved bløtbunnsundersøkelsen i 1998.

5. Erfaringer fra anlegg med sjøvannsinntak

5.1 Erfaringer fra Kårstø

Kårstø-anlegget er mottaks- og behandlingsanlegg for rikgass og ustabilisert kondensat fra Nordsjøen. De første årene var kjølevannsmengden ca. 27.000 m³/time (Naturkraft 1996a). 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 1996a). Senere ble det benyttet 15% natriumhypokloritt-løsning som ble tilsatt i inntakstunnelen 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 m³/time og det er installert en ny inntakstunnel for kjølevann med inntaksdyp på 78 meters dyp. Anlegget ser foreløpig ut til å være kvitt blåskjellbegrøing, men har istedet fått begroing med andre organismer som hydroider og sekkedyr. Denne begroingen er imidlertid mindre problematisk enn blåskjellbegrøing 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 (Terje Kleppe, Statoil Kårstø, pers.medd).

5.2 Erfaringer fra NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand

Ved NIVAs forsøksanlegg på Solbergstrand benyttes flere sjøvannsledninger hvor det pumpes opp vann fra dyp mellom 0-60 meters dyp. Det er problemer med blåskjellbegrøing 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 er det mindre alger som dominerer begroingen, og det skaper ikke samme problemer som ved blåskjellebegrøing (O. Pettersen, NIVA, pers. med.).

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 næringssalter. 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.), manglebørstemark i leirrør, sadelskjell (*Anomidae*) og juvenile uidentifiserbare dyr, sannsynligvis rur eller posthornmark (Bakke et al. 1992).

6. Vurderinger

6.1 Vurdering av faren for begroing ved bruk av sjøvann fra Frierfjorden som kjølevann

De tidligere undersøkelsene av Frierfjorden har vist at det er mange potensielle begroingsorganismer i fjorden. Blåskjell, som trolig er den organismen som forårsaker mest problemer i kjølevannssystemer, vokser helt inn i Frierfjorden. Blåskjell er funnet ned til 6 meters dyp i Frierfjorden og 10 meter i ytre del av Grenlandsfjordene. Det tilsier at ved gyting vil de pelagiske blåskjellarvene også føres ut i fjordens mellomlag, som har innbyrdes forbindelse mellom fjordene. Blåskjellarvene vil derfor også kunne etableres på dypere vann i Frierfjorden dersom det er egnet substrat og strømforhold. Under 60-70 meters dyp er det ingen eller lite dyreliv i Frierfjorden pga. lave oksygenverdier, men i det aktuelle inntaksvannndypet på 40 meter er det flere potensielle begroingsorganismer som sekkedyr, hydroider og sjøanemoner tilstede. Dessuten vil et stort sjøvannsinntak på 40 meters dyp også trekke med seg vannmasser fra høyere opp i vannsøylen hvor det er flere organismer. Beregninger som ble gjort ved Kårstø viste at det tidligere inntaket på 35 meters dyp også fikk vann fra nær overflaten (Terje Kleppe pers. medd.). ***Det er således stor sannsynlighet for at et sjøvannsinntak fra 40 meters dyp i Frierfjorden vil medføre begroing av både blåskjell og andre organismer som hydroider og sekkedyr.***

Det biologiske mangfoldet i Frierfjorden er imidlertid lavere enn f.eks. i kystområdene ved Kårstø, og det er grunn til å anta at det vil være mindre problemer med begroing i Frierfjorden enn mange andre steder.

Med et sjøvannsinntak på 40 meters dyp i Frierfjorden vil man mest sannsynlig være avhengig av begroingskontroll, enten i form av klorering eller mekaniske metoder. Kloring er svært ofte brukt og er en velutprøvd metode. Ulempen med kloring er at utslipp av restklor kan ha negativ innvirkning på miljøet, og det er derfor de senere årene utviklet flere alternative metoder. Flere av de ikke-kjemiske metodene er imidlertid avhengig av at anlegget kan stenges i perioder for rengjøring, eller at man har parallelle uavhengige systemer for deler av kjølevannsanlegget. Ut fra miljømessige hensyn anbefales det å benytte ikke-kjemiske metoder mot begroing, men dette er også et praktisk og økonomisk spørsmål som bedriften må ta stilling til.

6.2 Fordeler og ulemper ved å øke inntaksdypet.

Begroing og sedimentforhold

Fordelen med å legge inntaket til dypere vann (eks. 70-80 meters dyp), er at man trolig kan unngå blåskjellbegroing og i stor grad også annen type begroing. Vannet i dette dypet inneholder i perioder hydrogensulfid som er giftig for organismer. Erfaringene fra Kårstø tyder så langt på at det heller ikke i friskt kystvann oppstår blåskjellbegroing ved dypinninntak ved 70-80 meters dyp. Her har imidlertid annen type begroing overtatt (hydroider, sekkedyr og sjøanemoner), men denne begroingen er lettere å begrense enn blåskjellbegroing.

Ut fra et begroingsmessig synspunkt er derfor et dypt inntak en klar fordel. Da vil man helt eller delvis unngå begroing. Også hvis man baserer seg på et noe grunnere inntak (grunnere enn 70 meter) er et stort inntaksdyp en fordel, ettersom det vil redusere behovet for tiltak. Ved bruk av klor som begroingshindrende middel, vil mengden klor kunne reduseres.

Det foreligger ikke nok bakgrunnsinformasjon om sedimentenes beskaffenhet i de ulike dyp til å vurdere om det er eventuelle forskjeller i faren for nedslamming ved inntak i 40 meters dyp kontra 70-80 meters dyp. Sedimentene er imidlertid lette å virvle opp, og inntaksarrangementet må trolig ta hensyn til dette.

Hydrogensulfid

Sett i forhold til problemet med hydrogensulfid behøver ikke et vanninntak dypere enn 40-45 m å øke problemet, men kan tvertimot gi fordeler. Vi kan se to hovedalternativer:

1. Inntaket plasseres under det dypet hvor et lag av gammelt dypvann vil bli liggende etter fornyelse av bunnvannet (se eksempel på dette i **Figur 7** og **Figur 8**) og over den hydrogensulfidholdige vannmassen som på slutten av stagnasjonsperioden bygger seg opp til omkring 70 m dyp (**Figur 6**). Til forskjell for et inntak i ca. 40 m dyp kan man da være rimelig sikker på å få hydrogensulfid i kjølevannet under en dypvannsutsiftning, men at dette gjelder for en kort periode.
2. Alternativt kan vanninntaket legges i 70-95 m dyp. Under dagens forhold må man da regne med relativt lange perioder med hydrogensulfid (0-1 ml/l) i kjølevannet (jfr. **Figur 6**). Imidlertid vil et vanninntak dypere enn 70 m bidra til en betydelig økning av utsiftningen for dypvannet og dermed endre vannkvaliteten. Dette illustreres ved:
 - Volumet av Frierfjordens dypvann under 70 m dyp er ca. 67 mill. m³.
 - Et kjølevannsinntak på 10.000 m³/time tilsvarer 0.24 mill. m³/døgn, eller 67 mill. m³ over 9-10 måneder.
 - Ved nåværende forhold har vannmassen dypere enn 70 m en oppholdstid som erfaringsmessig vanligvis ligger i intervallet 24 – 36 måneder, med ca. 12 måneder og ca. 60 måneder som yttergrenser.

Det er dermed temmelig klart at et kjølevannsinntak på f.eks. 80 m dyp vil gi en vesentlig økning av vannutsiftningen i Frierfjordens dypvann, og dermed øke tilførselen av oksygen og redusere forekomsten av hydrogensulfid. Sannsynligvis vil tilførselen av oksygen øke så mye at hydrogensulfid ikke lenger vil dannes i Frierfjordens dypvann.

For miljøtilstanden omkring utslippsdypet vil det derimot ikke ha noen avgjørende betydning hvilket dyp kjølevannet kommer fra, så lenge hydrogensulfidkonsentrasjonen i kjølevannet ikke overstiger 1-2 ml/l (jfr. kap. 3.1.5) og man utformer diffusoren til å gi en fortykning på minst 10-15x.

En annen side av problemet omkring hydrogensulfid i kjølevannet er at dette kan medføre korrosjonsproblemer i ledningsnett. Omfanget av evt. problemer bør vurderes i lys av bl.a. forventet konsentrasjon (typisk 0-1 ml H₂S/l) samt hyppighet og varighet av perioder med hydrogensulfid.

Avsnittet ovenfor skisserer fordeler og eventuelle ulemper ved vanninntak dypere enn omkring 40 m. Hvis man finner at inntak i f.eks. 80-90 m dyp interessant, anbefaler vi at det gjøres en grundigere vurdering av konsekvenser av økt utsiftning av Frierfjordens dypvann (f.eks. at man på den ene siden legger til rette for biologisk produksjon i større vannvolumer og større vannarealer, og at man på den annen side i større grad gjør forurensede bunnsedimenter tilgjengelige for marine organismer). Dette er informasjon som SFT eller Fylkesmannens miljøvernnavdeling kan ønske å ha for sine vurderinger. Denne problemstillingen er forøvrig en av flere som inngår i forskningsprosjektet "Dioksiner i Grenlandsfjordene" (DIG) som nå gjennomføres under ledelse av NIVA, finansiert av Norges forskningsråd og Norsk Hydro.

7. 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.
- 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.
- 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.
- 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., J. Molvær, K. Næs, J. Persson, R. Ishaq og D. Broman 2000. Orienterende analyser av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzo-furaner, polyklorerte naftalener og non-orto PCB i vann fra Skienselva og Grenlandsfjordene 1998-1999. NIVA Rapport 4221.
- Moen, F.E. og E. Svensen 1999. Dyreliv i havet. Håndbok i norsk marin fauna. KOM forlag 1999. 544s.
- Molvær, J., 1999. Overvåking av Grenlandsfjordene 1994-97. Undersøkelse av vannkjemiske forhold og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 756/99. NIVA Rapport 3960.
- Molvær, J., 2001. Overvåking av Grenlandsfjordene 2000. Oksygenforhold og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 823/01. NIVA Rapport 4374.
- Molvær, J. og A. Stigebrandt, 1991. Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene 1988-89. Delrapport 3. Vannutskiftning i fjordene. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport nr. 450/91. NIVA Rapport nr. 2588.
- Molvær, J., N. Green, F. Kjellberg og E.I. Andersen, 1975. Strøm- og sjiktningmålinger i Frierfjorden. Rapport nr. 2. Måleresultater mai-juni 1975 – Sammenfattende vurderinger. NIVA Rapport 74/112.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Statens forurensningstilsyn. Veiledning 97:03. 36 sider.

Naturkraft 1996a. Konsekvensutredning. Gasskraftverk på alternative byggsteder: Kårstø, Kollsnes, Tjeldbergodden. *Naturkraft, Februar 1996. 97s.*

Naturkraft 1996b. Planer om gasskraftverk. Supplerende opplysninger til konsekvensutredningen. *Naturkraft, August 1996.*

Pedersen, A., T. Bakke og M. Walday 1998. Prosessanlegget på Kårstø. Supplerende undersøkelser av det marine miljø. Årsvariasjon - Hardbunnssamfunn. NIVA Rapport 3813.

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., 2000. Overvåking av Grenlandfjorden. Bløtbunnsfauna i Frierfjorden i mai 1998. SFT overvåkingsrapport nr. 791/00. TA 1707/2000. NIVA Rapport 4204.

Rygg B., 1995. Undersøkelser av bløtbunnsfauna i Grenlandsfjordene 1994. SFT overvåkingsrapport nr. 619/95. TA 1252/1995. NIVA Rapport 3320.

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.