

**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 A/S**

9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel <b>Oksygenmålinger i Raunefjorden i forbindelse med utslipp av avisingsvæske fra Flesland flyplass</b>	Løpenr. (for bestilling) 4110-99	Dato 25.11.1999
	Prosjektnr. Undernr. O-99057	Sider Pris 25
Forfatter(e)  Torbjørn M. Johnsen Arild Sundfjord	Fagområde Eutrofi sjøvann	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Luftfartsverket, Region Hordaland/Sogn og Fjordane	Oppdragsreferanse Sture Auren
--	----------------------------------

Sammendrag Glykolholdig avisingsvæske fra Flesland flyplass tilføres det kommunale kloakksystem som har utslipp til Raunefjorden. Ved nedbrytning av glykol forbrukes oksygen. Teoretiske vurderinger tyder på at de aktuelle utslippsmengdene ikke kan forventes å redusere oksygeninnholdet i Raunefjorden i vesentlig grad. Oksygenmålinger i vannmassene rundt utslippsstedet har heller ikke vist oksygenreduksjoner som kan tilskrives utslipp av avisingsvæske.
---

Fire norske emneord 1. Avisingsvæske 2. Glykol 3. Oksygen 4. Raunefjorden	Fire engelske emneord 1. De-icing fluid 2. Glycol 3. Oxygen 4. Raunefjorden
---	---

  
 Torbjørn M. Johnsen  
 Prosjektleder

  
 Kari Nygaard  
 Forskningsleder  
 ISBN 82-577-3719-4

  
 Bjørn Braaten  
 Forskningsjef

# **Oksygenmålinger i Raunefjorden i forbindelse med utslipp av avisingsvæske fra Flesland flyplass**

## Forord

Rapporten er utarbeidet av Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Luftfartsverket, avdeling Hordaland/Sogn og Fjordane. Rapporten inneholder resultater av hydrografi- og oksygenmålinger i forbindelse med glykolutslipp til Raunefjorden samt vurderinger av utslippets effekt på oksygenforholdene i fjorden.

Hos Luftfartsverket har *Sture Auren* vært kontaktperson.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert:

*Camilla Grimsby* - feltarbeid, oksygenanalyser.

*Arild Sundfjord* - feltarbeid, rapportering.

*Torbjørn M. Johnsen* - feltarbeid, rapportering, prosjektansvarlig.

Bergen, 25. november 1999

*Torbjørn M. Johnsen*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Beskrivelse av utslippet</b>	<b>8</b>
<b>3. Måleprogram</b>	<b>10</b>
<b>4. Resultater</b>	<b>11</b>
4.1 Hydrografi	11
4.2 Oksygenmålinger	12
<b>5. Teoretisk oksygenforbruk ved utslipp av glykol</b>	<b>15</b>
<b>6. Resipientvurdering</b>	<b>16</b>
<b>7. Konklusjoner</b>	<b>18</b>
<b>8. Referanser</b>	<b>19</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>20</b>
<b>Vedlegg B.</b>	<b>25</b>

---

---

## Sammendrag

Avisingsvæske fra Flesland flyplass samles opp og føres videre til kommunal spillvannsledning. Her blandes utslippet med kommunalt avløpsvann som pumpes ut i Raunefjorden. Kloakkutslippet er blitt identifisert gjennom hydrografiske målinger som viser at sprangsjiktet heves og styrkes i forhold til sjiktningen ved referansestasjon.

I forbindelse med heving og styrking av sprangsjiktet ble det på enkelte av stasjonene rundt utslippspunktet målt mindre reduksjoner i oksygenkonsentrasjonen i vannmassene. Slike reduksjoner ble imidlertid målt uavhengig av om det pågikk utslipp av avisingsvæske eller ikke. Oksygenreduksjonene kan derfor ikke forklares med utslipp av glykolholdig avisingsvæske, men heller som et generelt resultat av utslipp av oksygenfattig avløpsvann fra det kommunale kloakkanlegget. Variasjonene i oksygeninnhold kan også til en viss grad skyldes naturlige variasjoner og usikkerheter i målingene.

Resultatene fra den gjennomførte undersøkelsen av oksygenforholdene ved utslippsstedet av avløpsvann fra Flesland Renseanlegg er at oksygenforholdene i Raunefjorden i svært liten grad påvirkes av glykolutslippene fra Flesland flyplass.

## Summary

Title: Measurements of oxygen in Raunefjorden in connection with discharge of aircraft de-icing fluid from Flesland Airport.

Year: 1999.

Author: Johnsen, T.M., J. Molvær & A. Sundfjord.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-37-19-4.

Aircraft de-icing fluid, containing glycol, used at Flesland Airport is collected and transported to the municipal waste water pipe. The fluid is here mixed with municipal wastewater and pumped into Raunefjorden through the municipal sewage pipe system. Through hydrographic measurements the sewage discharge has been identified through a raised and more pronounced thermocline compared with the reference station.

In connection with the raised and more pronounced thermocline a decrease in dissolved oxygen was detected at some stations around the discharge point. However, the decreases appear to be independent of the discharge of aircraft de-icing fluid. The decrease of oxygen in the water does therefore not seem to be caused by the discharge of glycol from aircraft de-icing fluid, but a result of the discharge of sewage water with a low oxygen content.

The results from this investigation of the oxygen conditions in sea water around the discharge point from Flesland Treatment Plant shows that the oxygen concentration in Raunefjorden is influenced only to a very small extent by the discharge of glycol from Flesland Airport.

## 1. Innledning

Etter henvendelse fra Luftfartsverket, Region Hordaland/Sogn & Fjordane, har NIVA våren 1999 foretatt undersøkelser i forbindelse med tilførsel av glykolholdig avisingsvæske til kommunalt utslipp i Raunefjorden ved Flesland flyplass. Luftfartsverket har p.t. tillatelse fra Fylkesmannen i Hordaland til å føre inn tilsammen 220 m<sup>3</sup> glykol til det kommunale avløpsnett i løpet av en avisings sesong (1.oktober - 1. mai). Ved nedbrytning av glykol forbrukes betydelige mengder oksygen. Nedbrytningen starter umiddelbart, og det kan ta opptil flere uker før nedbrytningen er fullstendig .

Tidligere har Det Norske Veritas (DNV) gjort beregninger av forventet innlagringsdyp og fortykning ved dette utslippet (Endresen m.fl. 1997). Det har også vært foretatt lignende undersøkelser av hvilken effekt glykol har på det marine miljøet, blant annet ved Fornebu flyplass (Dagestad 1994) og Værnes lufthavn (Lømsland & Nygaard 1997).

Den gjennomførte undersøkelsen har hatt som formål å besvare følgende problemstilling:

- *Forårsaker utslipp av glykolholdig vann fra Flesland flyplass lave oksygenkonsentrasjoner i vannmassene rundt utslippsstedet i Raunefjorden?*

## 2. Beskrivelse av utslippet

Luftfartsverket har tillatelse til å samle opp og føre inntil 220 m<sup>3</sup> glykol inn på det kommunale avløpsnettet ved Flesland. I perioder påføres opptil 30-40 fly avisingsvæske i løpet av et døgn. Slike intensivperioder opptrer 10-15 ganger i løpet av avisings sesongen (1.oktober-1.mai). Under en intensivperiode forbrukes gjennomsnittlig ca. 2.000 liter ren glykol pr. døgn, mens høyeste glykolforbruk i løpet av et døgn i 1998-99 sesongen var 5.000 liter (Sture Auren, pers med.). Ca. <sup>3</sup>/<sub>4</sub> av glykolen samles opp i egne oppsamlingskummer før overføring til det kommunale kloakkledningsnettet. Det skal maksimalt være 5% glykol i avløpsvannet når det kommer inn på det offentlige nettet. Her blandes det ytterligere ut med kloakk fra et kommunalt anlegg dimensjonert for 45 000 pe. Gjennomsnittlig transport her er i størrelsesorden 300-400 l/s, og minste registrerte vannføring er 104 l/s (Endresen m. fl. 1997).

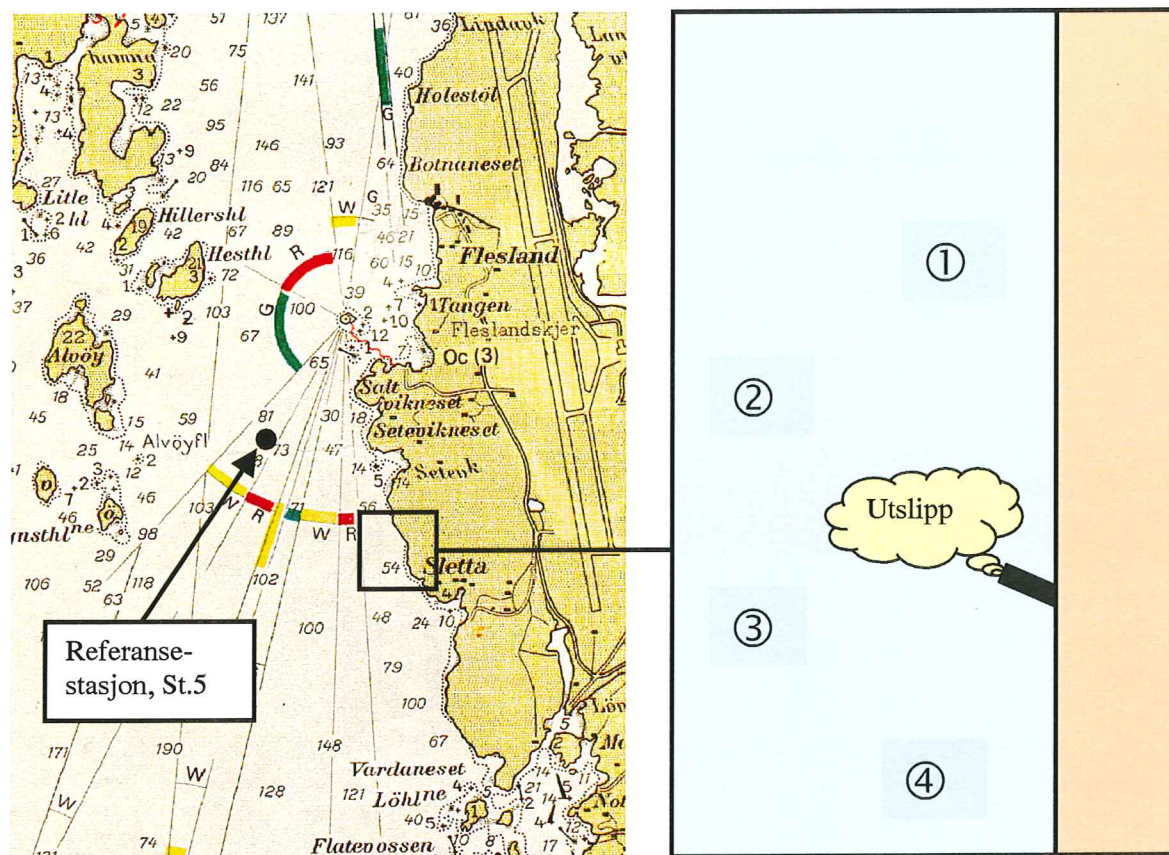
Kloakknettet har neddykket utslipp ved Sletta i Raunefjorden (**Figur 1**). Utslippsvannet har omlag samme tetthet som ferskvann, og vil derfor stige oppover når det kommer ut av ledningen. Det vil under oppstigningen blandes med omliggende vann, og tettheten øker inntil et nøytralt innlagringsdyp nås. I tillegg til tetthetsforskjellen mellom utslippsvann og fjordvann vil også utslippshastigheten påvirke blandingsforløpet.

Første del av utslippsledningen er vel 40 m lang. Her begynner en 59 m lang diffusorledning med til sammen 19 hull. Disse ligger på dyp fra 22 til 46 m. DNV har tidligere beregnet forventet innlagringsdyp og fortynningsgrad for ulike utslippsmengder og vertikale stabilitetsforhold. Utslippsmengdene (og dermed hastighetene) det ble beregnet for, var 104 og 400 l/s. Modellberegningene gir innlagringsdyp på mellom 9 m (vår) og 17 m (høst) for det innerste diffusorhullet (21 m dyp), og 27 m (sen vinter) og 36 m (høst) for det ytterste hullet (45 m dyp). Fortynningsgraden er beregnet i to horisontalavstander fra utslippspunktet, 15 og 100 m. Her varierer fortynningen mellom 75 og 190 ganger i avstand 15 m, og mellom 200 og 420 ganger i avstand 100 m fra utslippet. Begge minimumsverdiene er for høstsimuleringene.

De hydrografiske forholdene varierer gjennom avisings sesongen. Om høsten er vannsøylen stabil, med varmt, lett overflatevann som begrenser den vertikale blandingen. Dette er gunstig i forhold til å hindre at kloakken trenger helt opp til overflaten, men gjør altså at utslippsvannet blir mindre fortynnet. På sen vinteren er sjiktningen mindre markant, og fortynningen maksimal. De lokale strømforholdene i fjorden er også viktige for hvor stor fortynningen blir. Jo sterkere strøm, jo større vannvolum spres utslippet i. I Raunefjorden er det gode strømforhold. Fjorden er åpen i begge ender og det er ingen store terskler som hemmer sirkulasjonen. I DNV sine beregninger er det benyttet moderate verdier for strømhastighet, basert på tidligere målinger. Tidevannseffekten er her trukket fra, men det er kjent at denne gir en effektiv nettotransport av vann i området, som bidrar til å hindre akkumulering av oksygenfattig vann.

Det må også tas i betraktning at selve utslippet fører til en lokal endring i oksygeninnhold - kloakken medfører oksygenforbruk, mens ferskvannet kan ha et høyere O<sub>2</sub>-innhold enn sjøvannet det slippes ut i. Endring i oksygeninnhold blir dermed en funksjon av kloakkmengde, ferskvannsvolum og omløpstid i ledningsnettet (i forhold til når nedbrytning starter), i tillegg til nedbrytning av glykol. Det vil derfor være vanskelig å tilskrive en eventuell observert oksygenreduksjon til glykolnedbrytning alene.





**Figur 1.** Kart over Flesland flyplass og Raunefjorden med markering av referansestasjon og skisse med markering av målestasjonene 1-4 ved utslippspunktet. Stasjonene 1 - 4 ligger ca. 100 m fra utslippspunktet, mens St. 5 ligger omlag  $\frac{1}{2}$  nautisk mil mot nordvest.

### 3. Måleprogram

Ved Sletta i Raunefjorden ble det gjennomført målinger av oksygeninnhold ( $O_2$ ), salinitet (S) og temperatur (T) fra overflaten og ned til 25 m dyp på 4 stasjoner. Stasjonene ble lagt i en halvsirkel med diameter ca. 100 m rundt utslippsstedet. I tillegg ble målinger gjennomført på en referansestasjon lenger ute i Raunefjorden (jfr. **Figur 1**). **Tabell 1** angir stasjonenes posisjon.

Målingene av S og T ble gjort med en SeaBird SBE-19 CTD-sonde, som har sensorer for konduktivitet (som omregnes til salinitet), temperatur og trykk. Instrumentet har egen strømforsyning og datalagringsenhet. Før plotting er rådataene kvalitetskontrollert, filtrert og midlet til hver  $1/2$ -meter.

For å måle  $O_2$ -innholdet ble det tatt 5 vannprøver på ulike dyp fra hver av de 5 stasjonene. Disse prøvene ble analysert på laboratoriet etter Winklermetoden. Dette er en metode som gir svært nøyaktige mål på virkelig oksygenmengde i vannet. I tillegg ble det brukt en nedsenkbar YSI-sonde (Modell 58) til å måle oksygeninnhold for hver meter nedover i vannsøylen (til 25 m dyp). Dette instrumentet gir raskere og rimeligere resultater enn prøvetaking etter Winklermetoden, men innebærer en større grad av usikkerhet i forhold til absoluttverdier for  $O_2$ -innhold. Dataene fra YSI-sonden ble derfor primært sammenholdt med Winklermålingene for å få et inntrykk av gradienter mellom vannprøvedypene.

Etter avtale med Luftfartsverket ble det gjort målinger 05.03, 21.03 og 25.03.99. Målingene ble gjort ca. et døgn etter at det var brukt glykolholdig avisingsvæske på Flesland Lufthavn. Det tar en viss tid fra væsken brukes til glykolnedbrytningen starter, slik at det er fordelaktig å vente en stund med målingene. Samtidig er omløpstiden i det kommunale anlegget er oppgitt til 28 timer, slik at det ikke må gå lenger tid enn dette før undersøkelsene gjøres. Den fjerde og siste målerunden ble foretatt 15.06.99. Da var det ikke brukt avisingsvæske på lengre tid, slik at resultatene fra denne dagen kunne brukes som sammenligningsgrunnlag for de tidligere målingene.

Under prøvetakingen ble det også gjort enkle observasjoner av strømretning i dypet. Disse observasjonene støtter seg bare på visuell horisontal forflytning av måleutstyret når det ble senket nedover i vannsøylen og er derfor ikke nøyaktige hverken når det gjelder strømretning eller strømstyrke. De kan imidlertid sees på som et supplement og en støtte til det andre datamaterialet.

Ved målestasjonene som ligger nærmest land, er det svært variert bunntopografi. Det var vanskelig på grunn av strømforholdene å ligge i eksakt samme posisjon gjennom prøvetakingen på hver stasjon og fra gang til gang. De ulike måleseriene viser derfor noe forskjellige maksimumsdyp. Dette har imidlertid mindre betydning da den horisontale forflytningen har vært liten, og i tillegg vil det være forflytning av vannmassene mens prøvetakingen pågår. Det viktigste har vært å undersøke forskjeller mellom målepunkter med ulik plassering i forhold til utslippspunktet.

**Tabell 1.** Posisjoner for prøvetakingsstasjoner.

Stasjonsnummer	Breddegrad	Lengdegrad
1	N60°17,052'	E005°12,225'
2	N60°17,029'	E005°12,243'
3	N60°16,983'	E005°12,208'
4	N60°16,948'	E005°12,286'
5	N60°17,009'	E005°11,810'

## 4. Resultater

### 4.1 Hydrografi

Salinitet (S) og temperatur (T) bestemmer vannets tetthet (denne uttrykkes mest hensiktsmessig ved tetthetsanomalien  $\sigma_t$  som er definert som  $(\text{tetthet} - 1000) \text{ kg/m}^3$ ). Ved å måle disse parametrene kan en dermed få kunnskap om den lokale stabiliteten i vannmassen ved utslippspunktet. Den vertikale stabiliteten styrer potensialet for vertikal sirkulasjon og blanding, og dermed i stor grad også hvor stort vannvolum glykolutslippet fordeles i.

Som beskrevet i kap. 2 er utslippet på dyp mellom 22 og 46 m, og det er beregnet innlagingsdyp på mellom 9 og 36 m alt etter utslippsvolum og lokal vertikal stabilitet (Endresen m. fl. 1997). Alle de hydrografiske profilene er vist i **Vedlegg A**.

Ved den første målingen, 05.03.99, hadde vannsøylen en karakteristisk "trappetrinnsfordeling" som ga en sterk vertikal lagdeling. På målepunktene inne ved land (St. 1-4) var de øvre 8-10 m velblandet med hensyn på S og T og hadde nærmest homogen tetthet. Deretter kom et sprangsjikt med rask økning i S, T og  $\sigma_t$ . Tykkelsen av dette laget varierte fra et par meter på St. 1 til over fem meter på St. 4. Dette sprangsjiktet var tydelig også på referansestasjonen (St. 5), men lå her noe dypere (på ca. 10-12 m). Under dette overflatesjiktet økte S og T rimelig jevnt nedover til et nytt sprangsjikt på dyp 22-25 m, som var spesielt tydelig på St. 1 og 2. Dette kan kun sees som en "bulk" på kurvene på St. 5. Plottene viser ellers at S var lavere i dypet på St. 1-4 enn på referansestasjonen. Dette kan tyde på innblanding av ferskvann nedenfra, dvs innblanding av ferskvann fra kloakkutslippet. Fra ca. 10-15 m og oppover var S høyere på disse målepunktene enn på St. 5 - det oppstrømmende blandingsvannet hadde høyere S enn vann på samme dyp lenger ute i fjorden. Alt i alt var det til dels betydelig horisontal variasjon i tetthet mellom de forskjellige stasjonene. Dette er ikke en vanlig, stabil situasjon, og er ikke som en kan forvente i en velblandet vannmasse med god sirkulasjon. Ved prøvetakingen 05.03 ble det ikke notert vesentlig strøm i dypet.

Den 21.03 var forholdene langt mer homogene nedover i vannsøylen på de ulike stasjonene. På St. 1 sees det antydninger til sprangsjikt i 7-9 m, 13-15 m og 19-21m dyp. På St. 2 og 3 er dette signalet svakere, mens det på St. 4 er et klart sprang på 12-14 m dyp. På St. 5 er det et svakt sprangsjikt på omlag 12-15 m og ett på 21-23 m. Alt i alt var det liten vertikal stabilitet i vannsøylen da disse målingene ble gjort. Det mest påfallende ved datamaterialet er buktingene på T-kurvene på St. 1-4, som kan tyde på varierende innblanding av kaldt ferskvann nedenfra, dvs vann fra kloakkutslippet. Også S-profilene avviker noe mellom disse stasjonene. Sprangsjiktet er mer markant på St. 4 enn på de andre målepunktene, og det ligger også noe høyere. Ved disse målingene ble det observert strøm mot sør i dyp større enn 15 m, mens det i overflaten var strøm i nordlig retning.

Den 25.03 var det igjen utviklet et klart sprangsjikt på ca. 15 m dyp på alle målepunktene, dog med noe varierende startdyp og tykkelse. Ellers var det liten tetthetsforskjell med økende dyp. Sprangsjiktet lå 1-3 m dypere på St. 5 enn på St. 1-4. På referansestasjonen var det ellers noe høyere S i overflaten og til dels i dyp fra ca. 20 m og nedover. Alt i alt var det dog liten forskjell mellom målingene ved utslippsstedet og på referansepunktet. Da målingene ble utført, ble det her registrert strøm i nordlig retning i alle dyp, og profilene viser at sprangsjiktet lå noe høyere på St. 1 og 2 enn på St. 3 og 4. Det kan derfor se ut som at kloakkutslippet trengte helt opp til sprangsjiktet på ca. 15 m dyp.

I målingene fra 15.06 er det tydelig å se at sommeroppvarmingen har gjort seg gjeldende i overflatelaget. Temperaturene var nå oppe i over 12 °C, mot 4-5 °C ved de tidligere målingene. Dette bidro til at vannmassene fikk en ennå klarere lagdeling enn tidligere fordi sjøvann blir lettere jo varmere det er. De øverste par meterne inne ved land (St. 1-4) viste innslag av ferskvannsavrenning fra land, og deretter homogene forhold ned til 17-18 m. Her startet et svært markert sprangsjikt med raskt økende saltinnhold og avtagende temperatur. Også videre nedover i vannsøylen økte  $\sigma$ , med mindre klare sprang på ulike dyp, og forskjellig fra stasjon til stasjon. St. 5 hadde en jevnere vertikalprofil. De øvre 12-14 m var så å si homogene, deretter økte S, T og  $\sigma$  ganske jevnt med dypet. Det var altså ikke et like klart definert sprangsjikt her som på de andre stasjonene, og økningen i S, T og  $\sigma$  startet høyere i vannsøylen. Ved denne måleserien ble det observert en viss strøm mot sør, og sprangsjiktet lå noe høyere på de sørlige stasjonene (3 og 4) enn de nordlige (1 og 2). Spesielt var det stor forskjell mellom St. 4 og St. 1.

## 4.2 Oksygenmålinger

Vanligvis vil vann som er i kontakt med atmosfæren, være tilnærmet mettet med hensyn på oksygen. Sjøvannets kapasitet til å holde på  $O_2$  avhenger blant annet av dets temperatur, og spesielt i det øvre laget kan det være tildels store temperaturendringer.

Lenger nede i vannsøylen kan det også være store, naturlige variasjoner i oksygeninnhold. Vannets oksygenkonsentrasjon i de øvre vannlag påvirkes gjennom algenes fotosyntese hvor vannet tilføres oksygen, og gjennom dyr og algers respirasjon hvor oksygen forbrukes. I løpet av algenes vekstsesong (mars-oktober) kan oksygenkonsentrasjonen svinge betydelig over tid i den delen av vannsøylen hvor det foregår en netto fotosyntese. Normalt vil det innenfor et avgrenset og rimelig homogent geografisk område med gode strømforhold bare være mindre horisontal variasjon i oksygeninnhold.

Oksygeninnholdet som måles med YSI-oksymeteret er ikke reelle absoluttverdier. Dette instrumentet er følsomt for variasjoner i temperatur og salinitet slik at det viktigste ved disse målingene er å få fram relative forskjeller nedover i vannsøylen. Vannprøvene som analyseres etter Winklermetoden er langt mer nøyaktige, men både prøvetaking og analyser er tidkrevende. Oksygenprofilene framkommet ved målinger ved bruk av oksymeterets elektroder blir derfor sammenholdt med de Winkleranalyserte vannprøvene. Figur 2-5 under viser oksygeninnhold nedover i vannsøylen for hver av de 5 målestasjonene. De store symbolene representerer Winklervardiene, mens de mindre symbolene er framkommet ved å vekte YSI-dataene lineært i forhold til de to omliggende Winklervardiene. Slik får en fram både de mer nøyaktige resultatene fra vannprøvene analysert etter Winklermetoden og et uttrykk for relative endringer mellom prøvedypene.

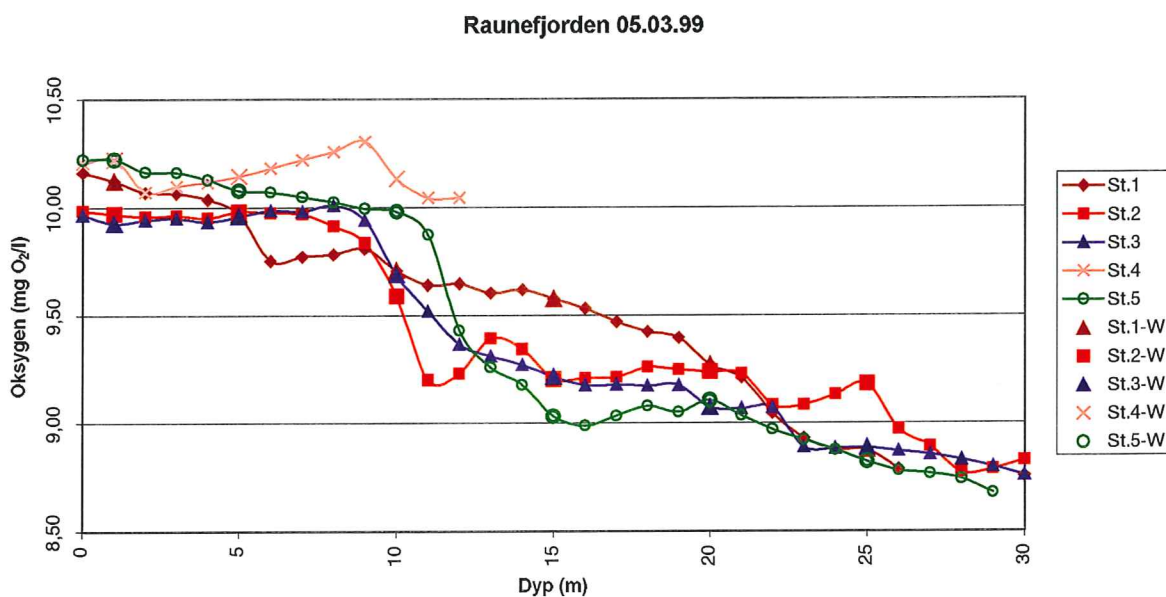
**Figur 2** viser  $O_2$ -konsentrasjonen på St. 1-5 ved første måleserie, 05.03.99. Profilene for de ulike stasjonene har rimelig lik utvikling nedover i dypet med et homogent vannmasse ned til ca. 10 m. Deretter følger en overgangssone (med et par meters tykkelse) med en nedgang i oksygeninnhold på ca. 1,0 mg  $O_2/l$ , og så gradvis avtagende oksygeninnhold videre nedover.

St. 1 og 2 avviker en del fra de andre profilene - noe som blant annet kan skyldes at det var nordlig strøm da målingene ble foretatt. På St. 2 kan det tydelig ses en oksygenreduksjon i forbindelse med sprangsjiktet. St. 4 viser også et noe ulikt forløp enn de andre stasjonene ved at oksygenkonsentrasjonen ikke reduseres med dypet på samme måte som for de tre andre stasjonene. Dette er den grunneste stasjonen, og topografiske forhold kan tenkes å påvirke vannstrømmen på stasjonen. Mye makroalger (tang og tare) på bunnen kan dermed ha ført til litt spesielle oksygenforhold på denne stasjonen. De laveste oksygenverdiene under sprangsjiktet finnes på St. 5. Det er ellers verdt å merke

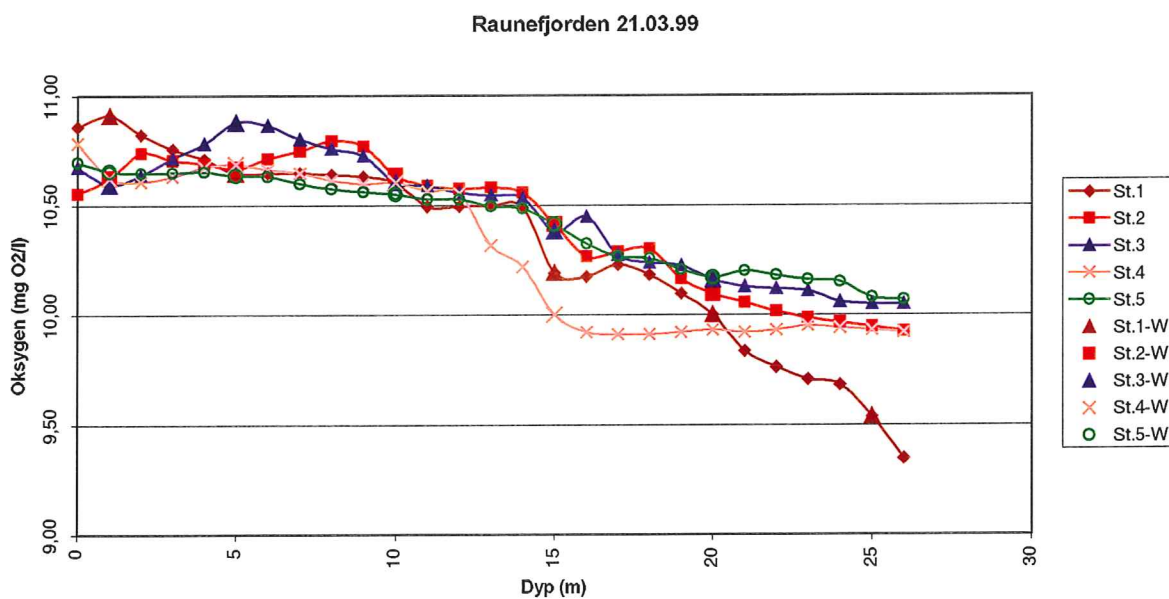
seg at sprangsjiktet for oksygen ligger høyere på målepunktene nær utslippspunktet enn midtfjords. Dette stemmer overens med de hydrografiske profilene.

Dataene fra 21.03 er vist i **Figur 3**. Det var her mindre vertikal stabilitet i vannmassen, og dermed større potensiale for opptrenging av utslippsvann. Også her var det et "felles" sprangsjikt for alle profilene på omlag 12-15 m dyp. Dette samsvarer godt med de hydrografiske observasjonene.

Profilen fra St. 5 har en mye jevnere utvikling enn de andre stasjonene, og denne gangen er  $O_2$ -verdiene under sprangsjiktet høyere her enn ved utslippspunktet.



**Figur 2.** Oksygenprofiler 5. mars 1999.

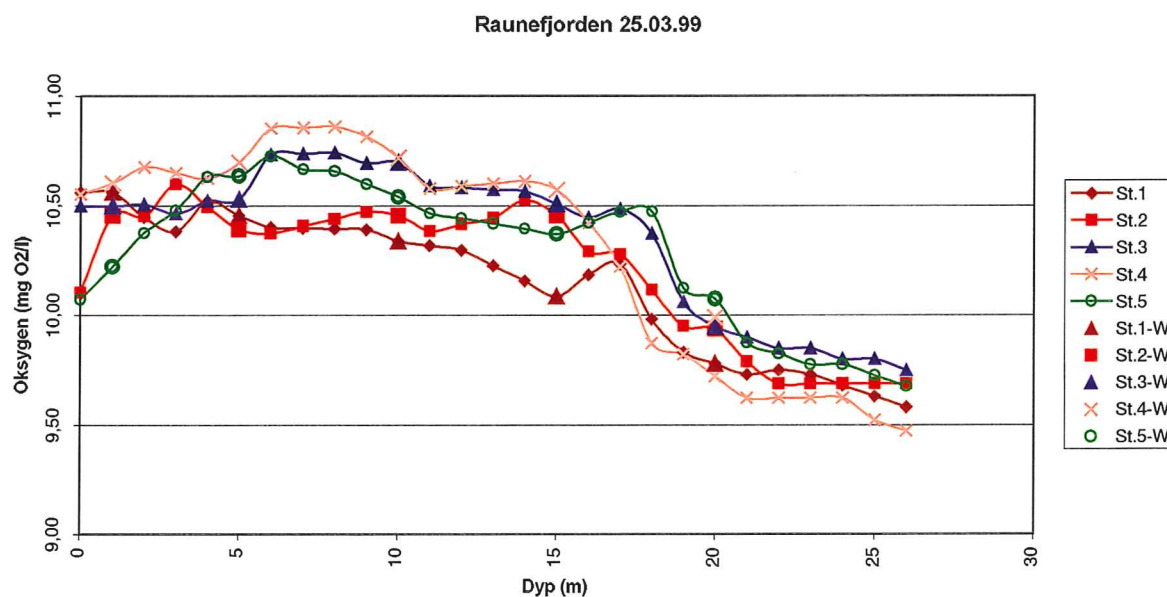


**Figur 3.** Oksygenprofiler 21. mars 1999.

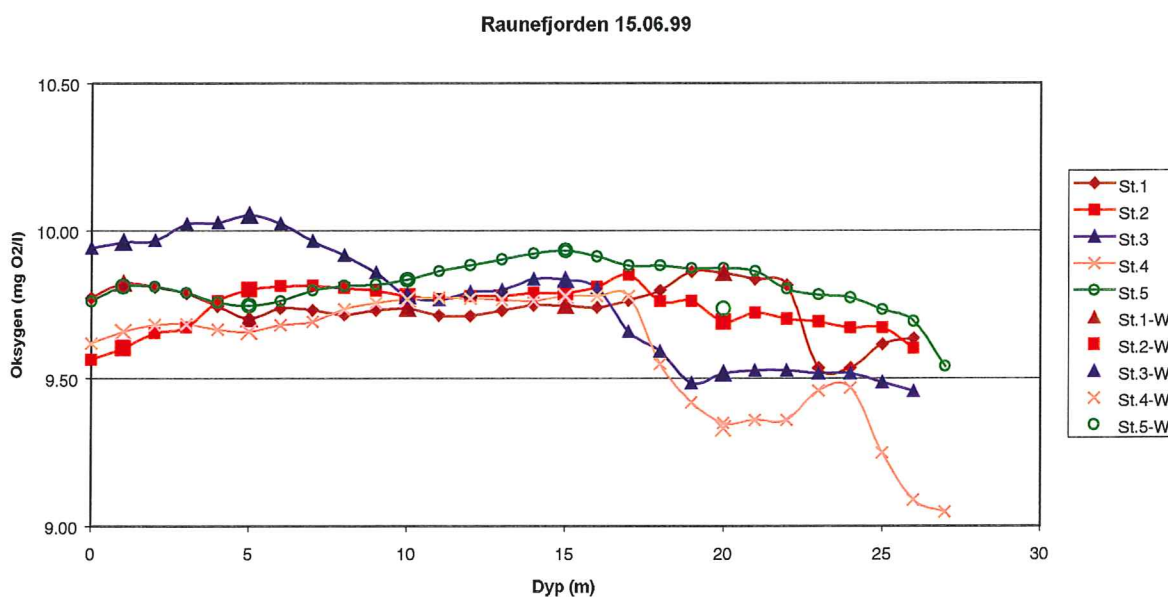


I måleserien fra 25.03 (Figur 4) var det en ganske lik utvikling i dypet på de fem målestedene. Sprangsjiktet lå nå på 15-18 m dyp og fantes på størst dyp på St. 5. Oksygenverdiene under dette sjiktet var generelt lavere på St. 1-4 enn referansestasjonen. Denne forskjellen ses ikke over sprangsjiktet. På St. 1 og 2 var oksygenkonsentrasjonen i sjiktet 5-15 meter klart lavere enn på Stasjon 3 og 4.

De siste målingene fra 15.06 er vist i Figur 5. Igjen var det ganske like verdier for O<sub>2</sub>-konsentrasjon på de fem stasjonene. Noe tydelig sprangsjikt ses ikke, men på St. 3 og 4 avtok og varierte oksygeninnholdet merkbart fra ca. 17-18 m dyp og nedover. Dette samsvarer godt med observasjonene av hydrografi og strøm. Stor tetthetsøkning på samme dyp og strøm mot sør indikerer at den målte oksygennedgangen på St. 3 og 4 kan sammenheng med kloakkutslippet.



Figur 4. Oksygenprofiler 25. mars 1999.



Figur 5. Oksygenprofiler 15. juni 1999.

## 5. Teoretisk oksygenforbruk ved utslipp av glykol

I henhold til "OECD guidelines for testing of chemicals" (OECD 1992) er teoretisk O<sub>2</sub>-forbruk (ThOD) ved nedbrytning av glykol beregnet til 1,6842 mg/mg (**Vedlegg B**). Med teoretisk forbruk menes her fullstendig nedbrytning. I forbindelse med de tre tilfellene som er undersøkt, ble det ifølge Luftfartsverket sluppet ut 2.955 liter (03.-04.03.99), 2.377 l (19.-20.03.99) og 6.981 l (23.-24.03.99) glykol. Tettheten til glykol er 1,0381 kg/l. Etter metode angitt av OECD gir dette et teoretisk oksygenforbruk på henholdsvis 5.166, 4.156 og 12.205 kg O<sub>2</sub> for de tre utslippene.

Glykol er en relativt lett nedbrytbar substans, men fullstendig nedbrytning kan ta opptil flere uker. O<sub>2</sub>-innholdet i sjøvannet ved utslippspunktet blir derfor en funksjon av nedbrytningshastighet, opprinnelig O<sub>2</sub>-innhold i utslippsvannet (dette kan være svært lavt pga. nedbrytning av organisk materiale i kloakken), blanding som følge av tilførsel av vann med annen tetthet enn det omliggende vannet, samt den naturlige bakgrunnsstrømmen på stedet (jfr. kap 2).

I det videre regnes det med et minsteutslipp fra kloakkledningen på 100 l/s og O<sub>2</sub>-innhold i sjøvannet ved utslippsstedet på 9,0 mg/l (dette er den laveste verdien som ble målt i perioden). Med utgangspunkt i minimumsfortynningen som skissert foran på 75 og 200 ganger i avstand 15 og 100 m fra utslippspunktet vil den tilgjengelige O<sub>2</sub>-mengden for nedbrytning være:

$$15 \text{ m: } O_2\text{-mengde} = \text{vannvolum} \cdot O_2\text{-innhold/volum} = 75 \cdot 100 \text{ l/s} \cdot 9,0 \text{ mg/l} = 67,5 \text{ g } O_2/\text{s}$$

$$100 \text{ m: } O_2\text{-mengde} = \text{vannvolum} \cdot O_2\text{-innhold/volum} = 200 \cdot 100 \text{ l/s} \cdot 9,0 \text{ mg/l} = 180 \text{ g } O_2/\text{s}$$

Dersom en regner med en lineær nedbrytning i løpet av f.eks. to uker, vil oksygenforbruket for de tre tilfellene være:

$$03.-04.03: 5.166 \text{ kg } O_2 / (14 \cdot 24 \cdot 3600 \text{ s}) = 4,27 \text{ g } O_2/\text{s}$$

$$19.-20.03: 4.156 \text{ kg } O_2 / (14 \cdot 24 \cdot 3600 \text{ s}) = 3,44 \text{ g } O_2/\text{s}$$

$$23.-24.03: 12.205 \text{ kg } O_2 / (14 \cdot 24 \cdot 3600 \text{ s}) = 10,09 \text{ g } O_2/\text{s}$$

Som det fremgår av beregningene vil oksygenforbruket i området rundt utslippet bare utgjøre en mindre del av den tilgjengelige oksygenmengden i området. Femten meter fra utslippspunktet utgjør forbruket for det største utslippet vi har sett på, 23.-24.05, i underkant av 15% av tilgjengelig oksygenmengde, mens det i avstand 100 m tilsvarer knappe 6%. Hvis en tar i betraktning at beregningene ovenfor hele tiden er "worst-case" tilfeller, er det lite trolig at oksygenreduksjonen pga. nedbrytning av glykol vil kunne detekteres fra de foreliggende målingene.

## 6. Resipientvurdering

Ved Flesland flyplass benyttes det avisingsvæsker både av type I og II (Hansen m.fl. 1997). Eksperiment med avisingsvæske type I viser at ved 4°C starter nedbrytningen etter 5 døgn, men etter 35 døgn vil 98% av væsken være nedbrutt. Størst nedbrytningshastighet ble funnet fra 17. til 24. døgn (Stene-Johansen m.fl. 1991). Avisingsvæske type II brytes ned over lengre tid og 97% av væsken vil være nedbrutt etter 120 døgn (Hansen m.fl. 1997).

Avisingsvæsken ved Flesland flyplass samles opp via et dreneringssystem, fortynnes i oppsamlings-tanker og slippes ut på det kommunale kloakknett. I fra dreneringssystemet fanger opp væsken og til den slippes ut i Raunefjorden vil det i følge Bergen kommune gå 10-28 timer. Det vil bety at nedbrytning av avisingsvæsken og dermed oksygenforbruket knapt har startet før væsken slippes ut i fjorden.

Gjennom de hydrografiske målingene kunne kloakkutslippet tidvis ses ved en heving og styrking av sprangsjiktet i forhold til sjiktningen ved referansestasjonen. Tetthetsendringer framkom særlig på grunn av at saliniteten ble økt nær sprangsjiktet.

Målingene av oksygen i Raunefjorden rundt utslippspunktet ved Sletta viste ingen store oksygenreduksjoner i innlagringsdypet for kloakkvannet. Generelt er oksygenforholdene "Gode - Meget Gode" i henhold til SFTs klassifiseringskriterier for vannmasser (Molvær m.fl. 1997). Dette samsvarer også godt med resultatene fra oksygenmålingene som Universitetet i Bergen gjennomfører i området, hvor det ikke er funnet oksygenbrister i vannsøylen som følge av kloakkutslippet (Botnen m.fl. 1996).

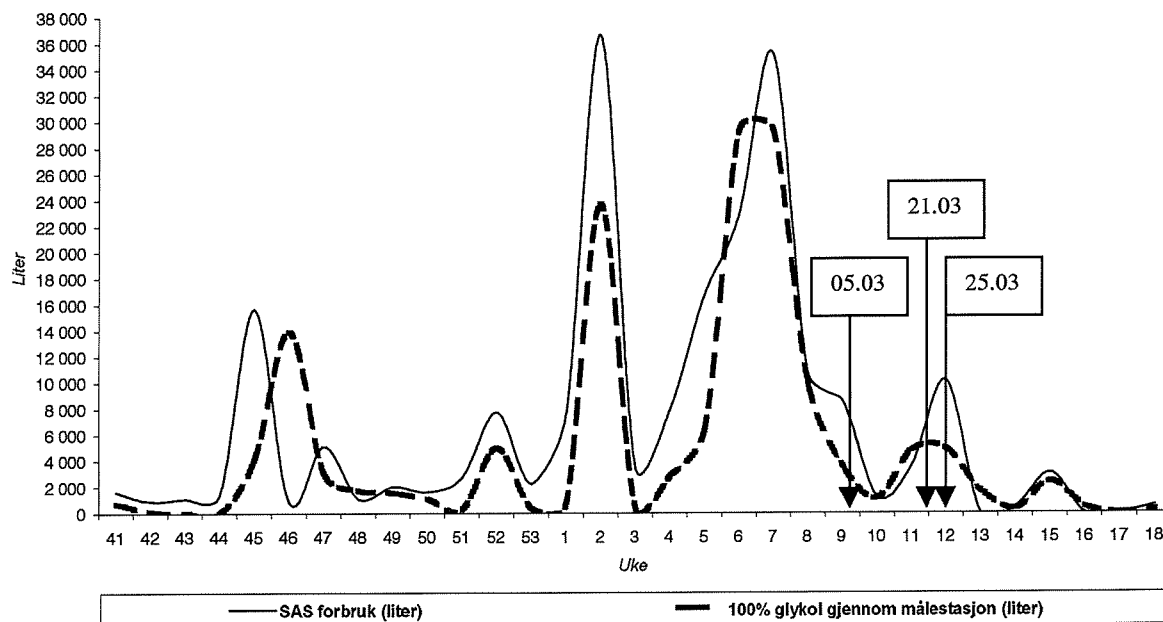
Ved enkelte av målingene ble det imidlertid registrert oksygenreduksjoner spesielt rundt sprangsjikt og kan derfor settes i sammenheng med kloakkutslippet. Tydelig kom dette fram i målingene foretatt 15. juni, dvs. i en periode hvor det ikke ble sluppet ut avisingsvæske fra Flesland flyplass. De observerte oksygenreduksjonene ved tidligere målinger kan derfor ikke relateres til utslipp av glykolholdig væske fra Flesland flyplass, men har heller en generell sammenheng med at oksygenfattig vann slippes ut fra Flesland Renseanlegg.

Målingene rundt utslippspunktet har ikke vært gjennomført i de mest intensive avisingsperiodene (jfr. **Figur 6**), men målingene 25. mars ble gjort etter et relativt stort utslipp på 6.891 l i perioden 23.-24. mars. Dette utslippet er i verste fall beregnet til å forbruke ca. 15% av det tilgjengelige oksygenet i en avstand av 15 meter fra utslippet. 100 meter fra utslippspunktet er oksygenkravet redusert til 6% av det tilgjengelige oksygenet. Når en i tillegg tar i betraktning den lange nedbrytningstiden avisingsvæskene krever, er det lite sannsynlig at de oksygenreduksjonene som er målt ved utslippsstedet, har sammenheng med utslippene av glykol.

Selv om det ikke er foretatt strømmålinger ved utslippspunktet, må Raunefjorden betraktes som en resipient med gode strømforhold og god vannutskiftning. Fjorden er åpen både i sør og nord og sirkulasjonen hemmes ikke av store terskler. Det skulle tilsi at utslipp av totalt maksimum 220 m<sup>3</sup> glykol fordelt over en avisings sesong fra 1. oktober til 1. mai ikke representerer en fare for oksygenforholdene i Raunefjorden.



Forbruk og oppsamling av glykolholdig væske ved Bergen lufthavn, Flesland  
(sesongen 98-99)



Figur 6. Kurve over forbruk av glykol ved Flesland flyplass angitt som antall liter pr. uke (Kilde: Luftfartsverket). Prøvetakingstidspunktene er angitt på figuren.

## 7. Konklusjoner

Avisingsvæske type I og II fra Flesland flyplass føres via kommunalt nett til Flesland Rensestasjon hvor det sammen med kommunal kloakk pumpes ut i Raunefjorden ved Sletta. Ved hydrografiske målinger rundt utslippsstedet har kloakkutslippets innlagringsdyp tidvis blitt identifisert gjennom registrering av heving og styrking av sprangsjiktet i forhold til sjiktning ved referansestasjon utenfor kloakkutslippets influensområde.

Oksygenmålinger i forbindelse med forbruk av avisingsvæske ved Flesland flyplass viste ingen store reduksjoner i oksygenkonsentrasjonene rundt utslippspunktet. I forbindelse med heving og styrking av sprangsjiktene ble det på enkelte av stasjonene registrert en reduksjon i mengden oppløst oksygen. Disse reduksjonene kan imidlertid vanskelig tilskrives utslipp av glykol fordi det mest tydelige tilfellet ble registrert lang tid etter at avisingsperioden var over. De observerte reduksjonene i oksygenkonsentrasjonen kan derfor tilskrives et generelt utslipp av oksygenfattig vann fra Flesland Renseanlegg, eventuelt i samspill med naturlige variasjoner i oksygeninnhold i vannmassene som passerer målepunktene.

Konklusjonen av den gjennomførte undersøkelsen er at glykolutslippene fra Flesland flyplass i liten grad påvirker oksygenkonsentrasjonen i Raunefjorden, og at oksygenforholdene i området er Gode - Meget Gode (i henhold til SFTs kriterier)

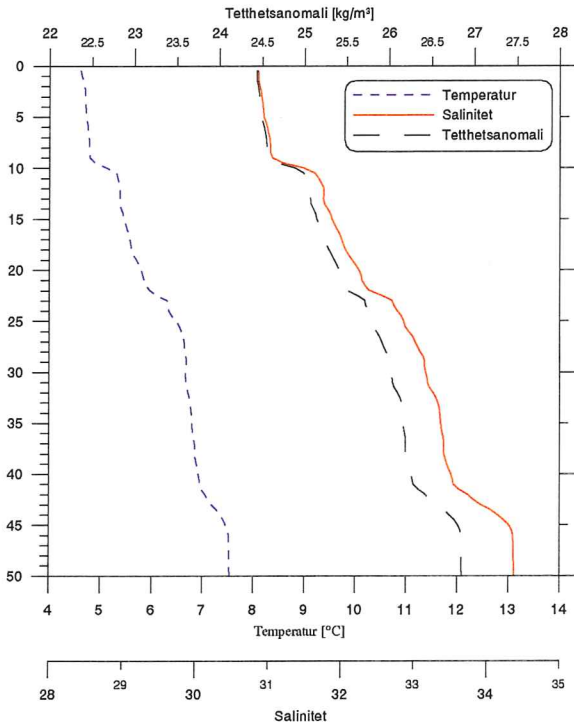
## 8. Referanser

- Botnen, H., Ø. Tvedten, P.J. Johannessen & S. Hjolman. 1996. "Byfjordundersøkelsen". Overvåking av fjordene rundt Bergen 1994. Med oppsummering av resultater fra 1973-94. IFM-rapport nr. 11/1996.
- Dagestad, K. 1994. Overvåking av oksygen - 1994. Glykolutslipp til Lysakerfjorden Oslo Lufthavn, Fornebu. NIVA-rapport l.nr.3169. 30 s.
- Endresen, Ø., B.S. Nesgård & H. Skåtun. 1997. Vurdering av konsekvenser av utslipp av glykolholdig overvann til Raunefjorden ved Bergen Lufthavn - Flesland. DNV-rapport nr BSNE/97-3535. 9 s.
- Hansen, K., P.M. Ringstad & V. Halden. 1997. Påslipp av glykolholdig overvann til kommunal spillvannstunnel ved Bergen Lufthavn Flesland. VVB Samfunnsteknikk A/S. 12 s + vedlegg.
- Lømsland, E. R., & E. Nygaard. 1997. Resipientvurdering av Stjørdalsfjorden i forbindelse med utslipp av glykolbasert avisingsvæske. NIVA-rapport l.nr. 3723-97. 43 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/1997, 36 s.
- OECD 1992. OECD Publications: "OECD guidelines for testing of chemicals", Paris 1992.
- Stene-Johansen, S., H. Holtan, H. Damhaug & J. Trandem. 1991. Glykolavrenning ved lufthavnene. Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak. NIVA-rapport l.nr. 2624. 247 s.

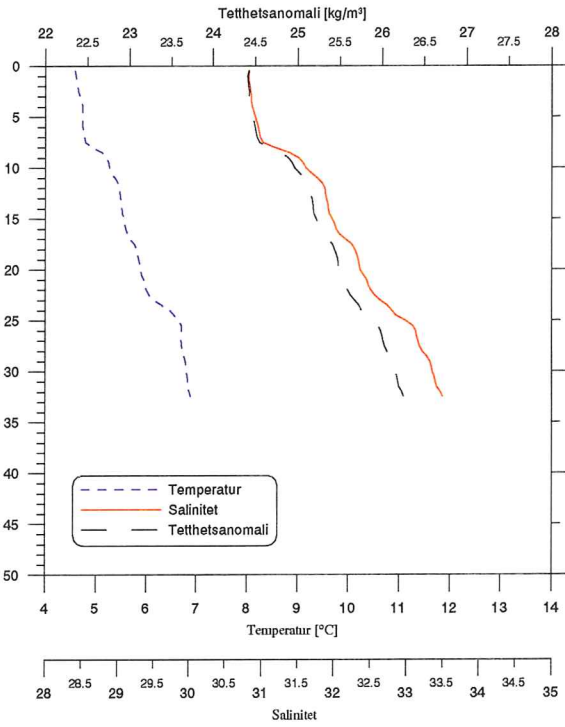
# Vedlegg A.

Hydrografiske profiler fra 05.03.99, 21.03.99, 25.03.99 og 15.06.99.

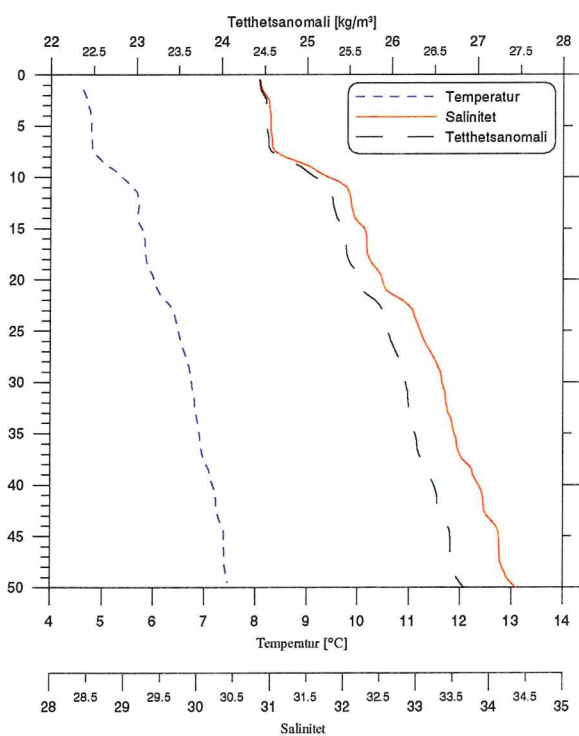
Raunefjorden 05.03.99 - stasjon 1



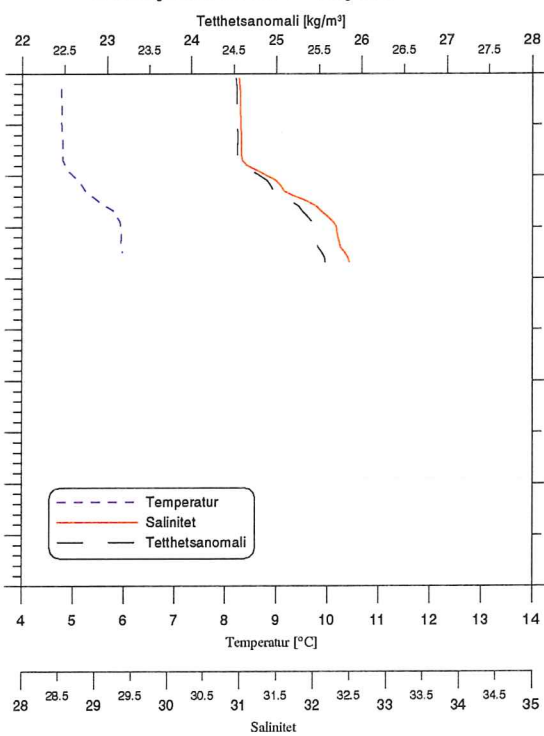
Raunefjorden 05.03.99 - stasjon 2

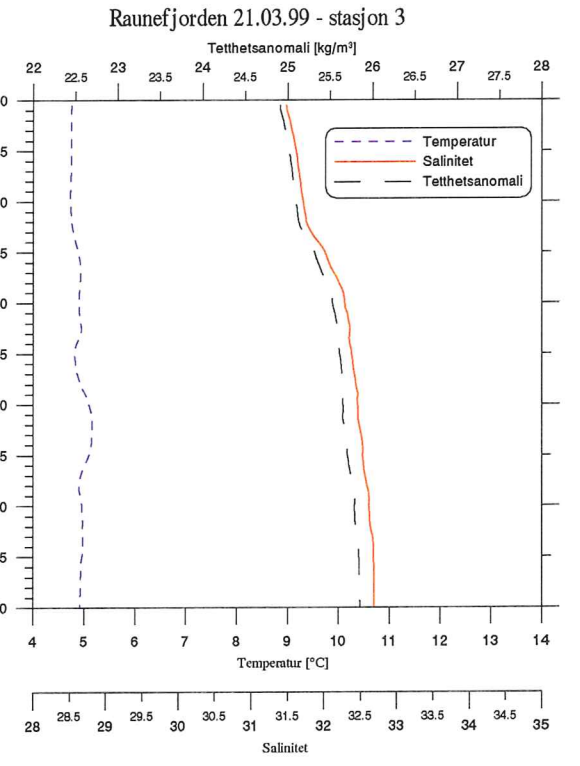
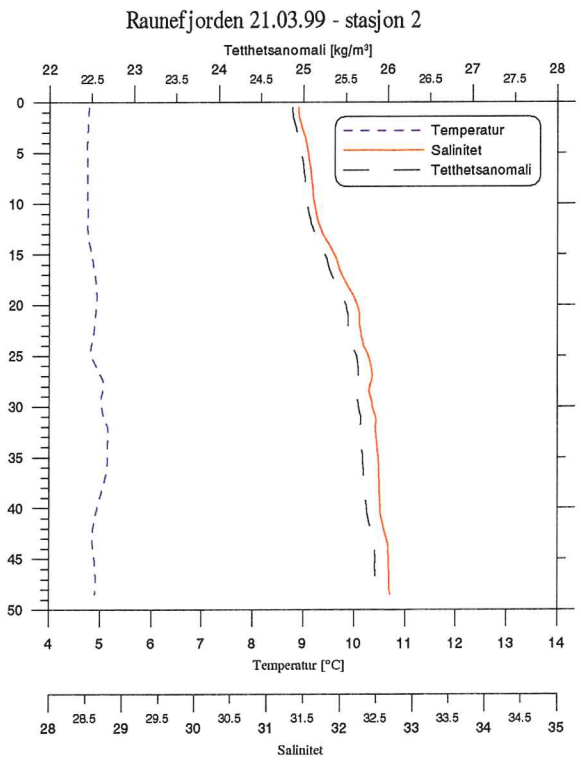
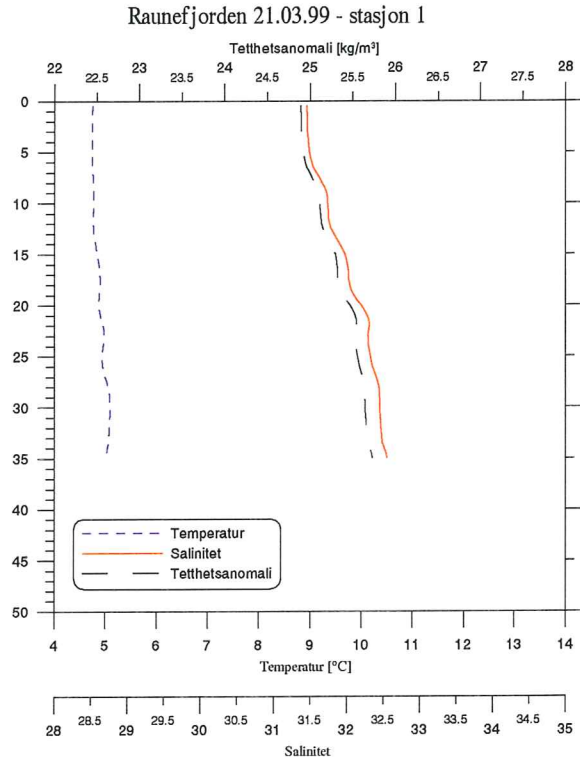
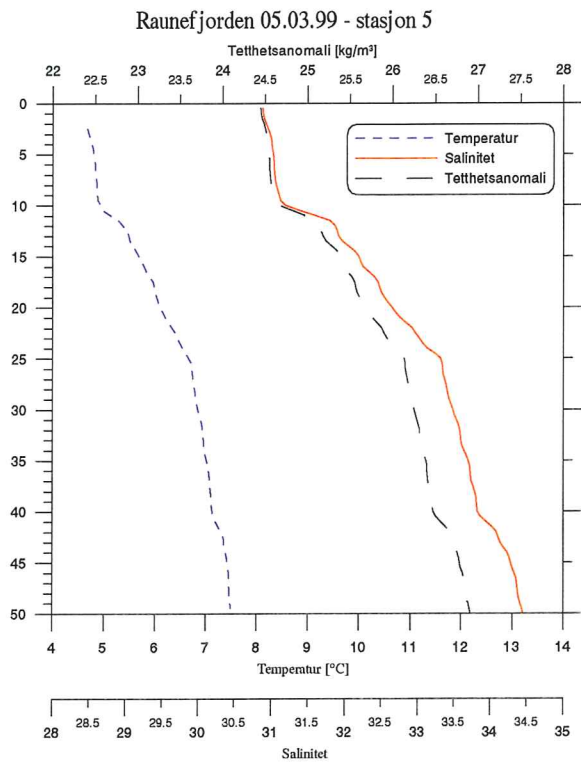


Raunefjorden 05.03.99 - stasjon 3

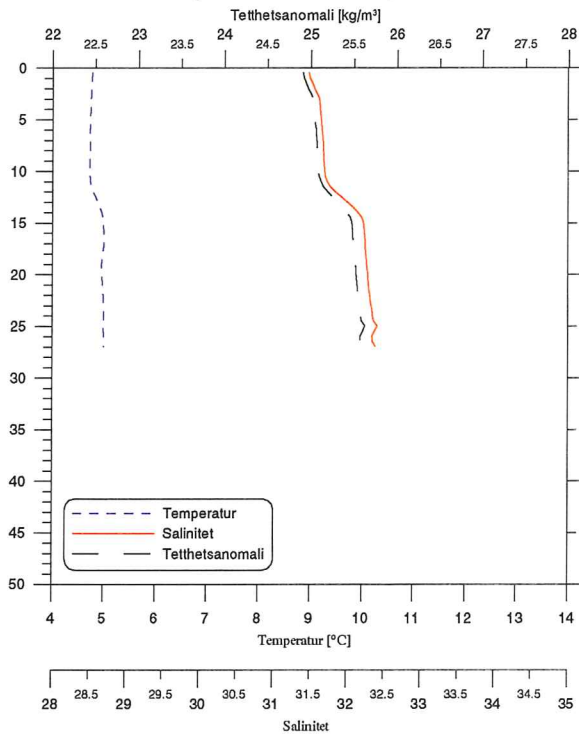


Raunefjorden 05.03.99 - stasjon 4

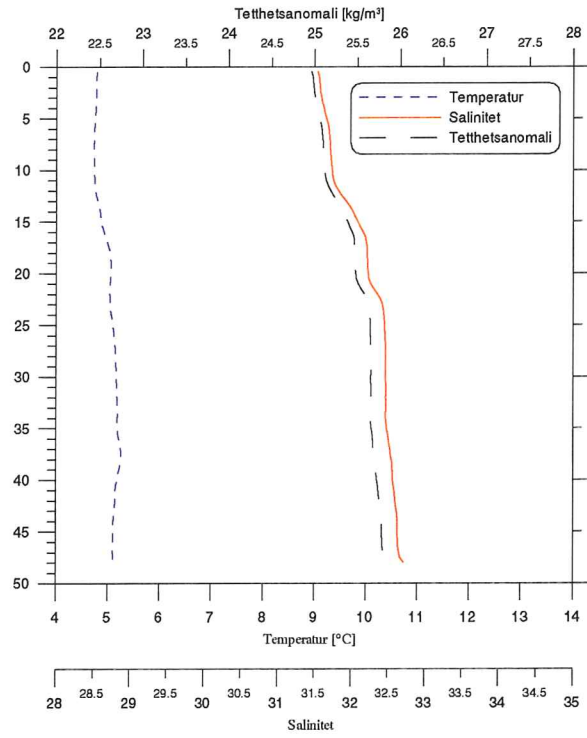




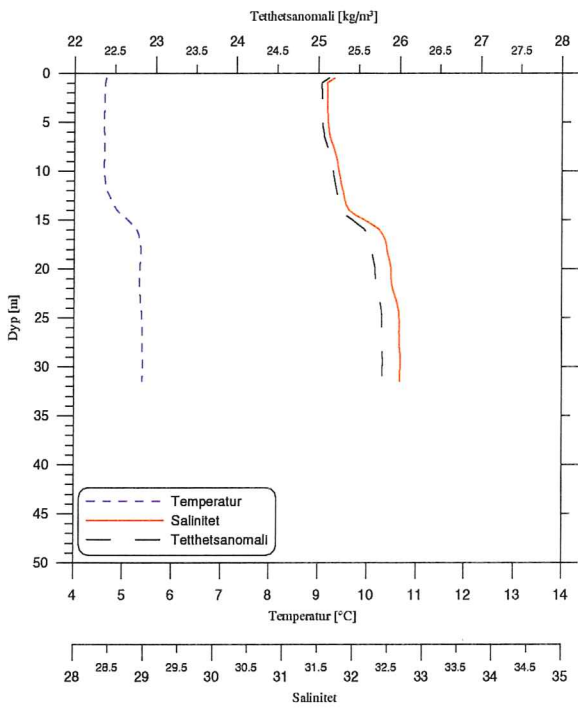
Raunefjorden 21.03.99 - stasjon 4



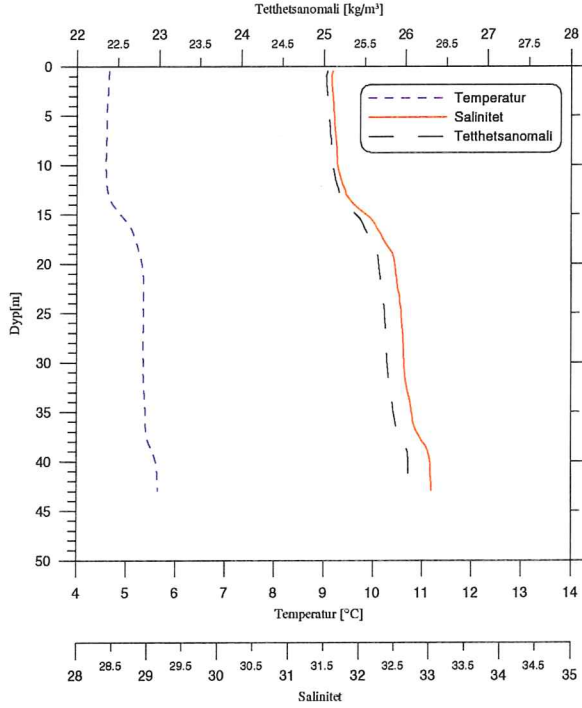
Raunefjorden 21.03.99 - stasjon 5



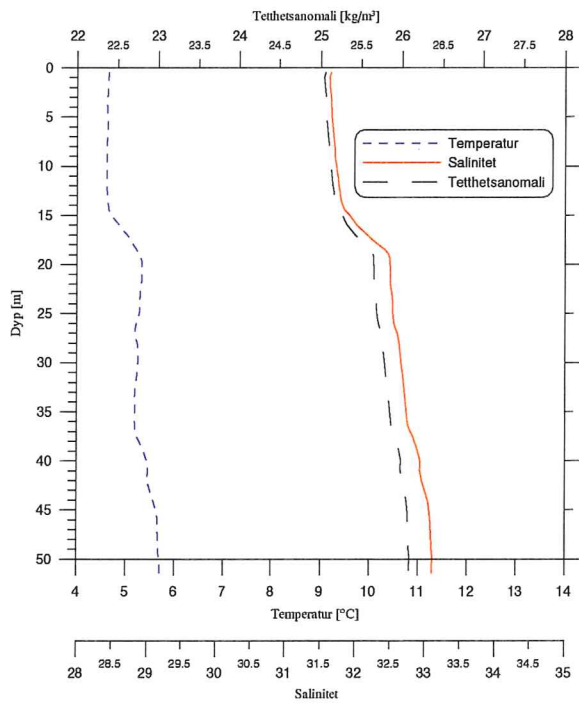
Raunefjorden 25.03.99 - stasjon 1



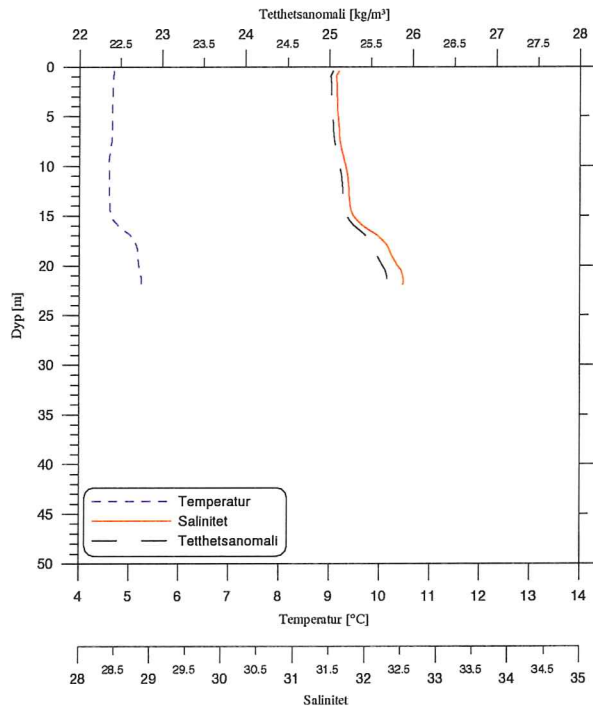
Raunefjorden 25.03.99 - stasjon 2



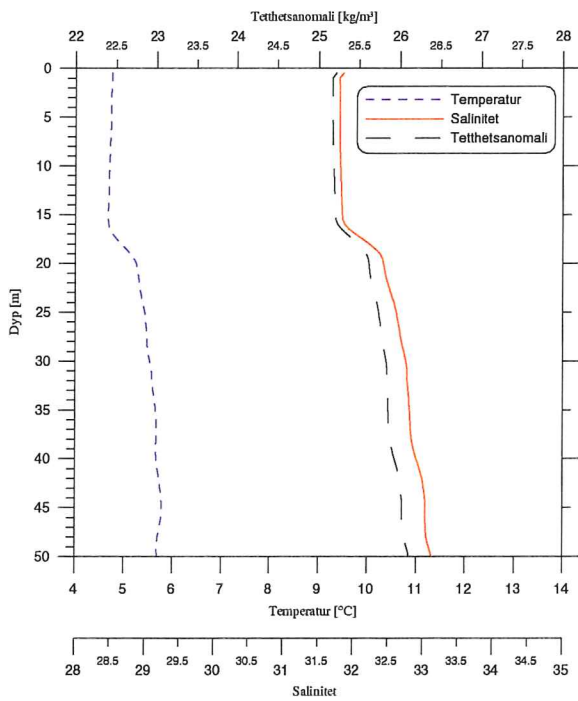
Raunefjorden 25.03.99 - stasjon 3



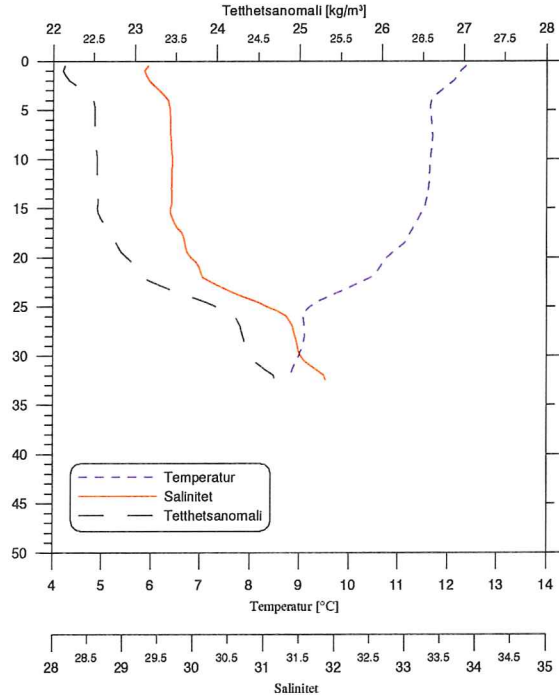
Raunefjorden 25.03.99 - stasjon 4



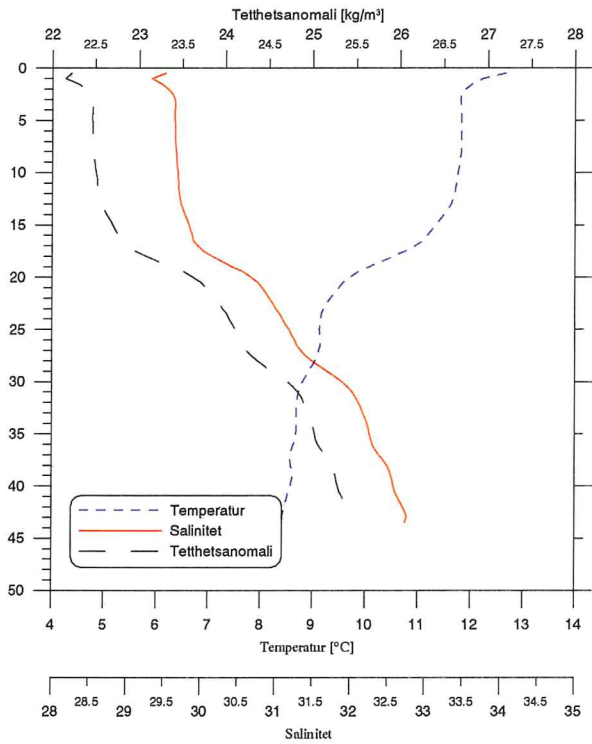
Raunefjorden 25.03.99 - stasjon 5



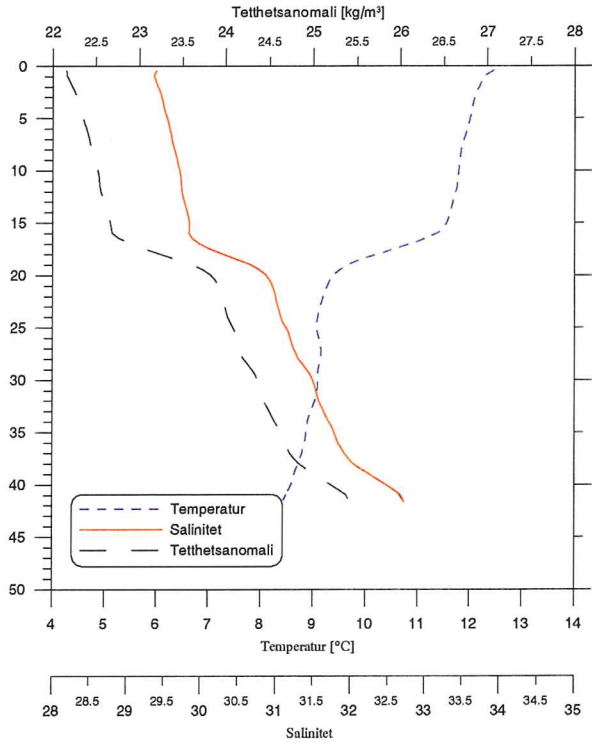
Raunefjorden 15.06.99 - stasjon 1



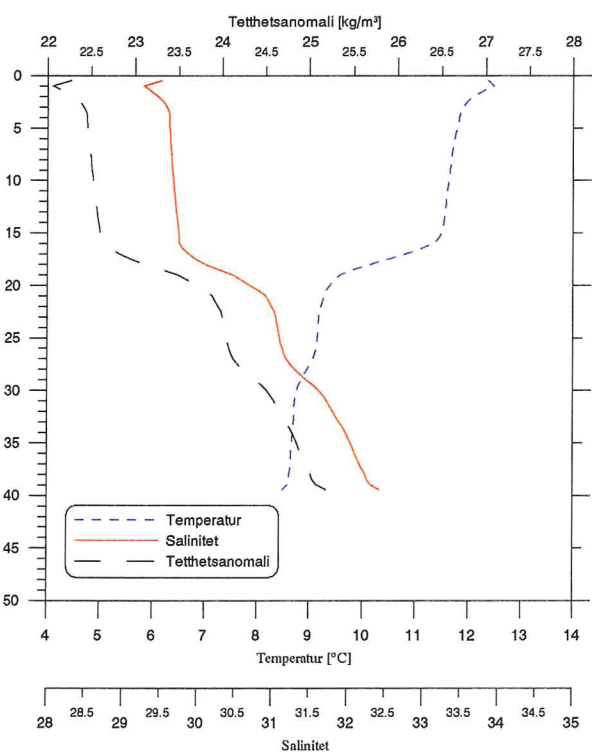
Raunefjorden 15.06.99 - stasjon 2



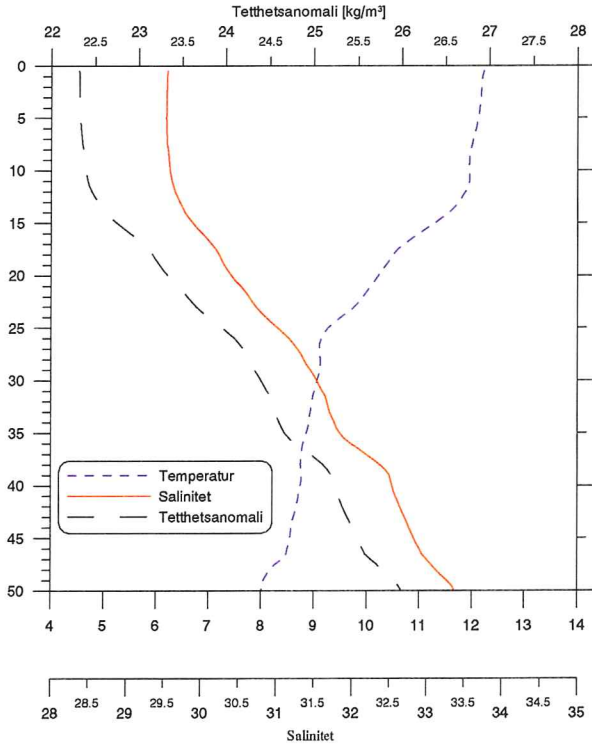
Raunefjorden 15.06.99 - stasjon 3



Raunefjorden 15.06.99 - stasjon 4



Raunefjorden 15.06.99 - stasjon 5





## Vedlegg B.

### Teoretisk oksygenforbruk ved nedbrytning av glykol

Teoretisk oksygenforbruk (ThOD), uten nitrifikasjon, for en gitt substans  $C_cH_hCl_{cl}N_nNa_{na}O_oP_pS_s$  finnes fra:

$$ThOD_{NH_3} = \frac{16[2c + 1/2(h - cl - 3n) + 3s + 5/p + 1/2na - o]mg/mg}{MW},$$

der MW = molekylvekt.

For propylenglykol,  $CH_3CH(OH)CH_2OH$ , gir dette **ThOD = 1,6842 mg/mg**.

De tre utslippene som vurderes i denne rapporten er på henholdsvis 2.955 liter (03.-04.03), 2.377 l (19.-20.03) og 6.981 l (23.-24.03) glykol. Tettheten til glykol er 1,0381 kg/l. Totalt teoretisk oksygenbehov for fullstendig nedbrytning blir for de tre tilfellene:

Dato	03.-04.03.99	19.-20.03.99	23.-24.03.99
Utslippsvolum [liter]	2.955	2.377	6.981
ThOD [kg]	5.166	4.156	12.205