

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 18 51 00
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Utslipp av kommunalt avløpsvann fra Askøy kommune Vurderinger av virkning og inndeling av resipienter	Løpenr. (for bestilling) 5505-2007	Dato 26.11.2007
	Prosjektnr. Undernr. 27091	Sider Pris 87
Forfatter(e) Jarle Molvær, Lars G. Golmen, Pierre Jaccard og André Staalstrøm	Fagområde Oseanografi	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

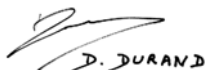
Oppdragsgiver(e) Askøy kommune, 5323 Kleppestø	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>På oppdrag for Askøy kommune er det gjort undersøkelser omkring de utslippene av kommunalt avløpsvann ved Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn. Filmopptak ved bruk av ROV viser noen mindre tekniske problemer ved Erdal, Florvåg og Strusshamn, men praktisk talt ingen visuell forurensning av bunnen ved utslippspunktene. Undersøkelse av avløpsvannets spredning med sporstoff og simulering med matematisk modell viser at fortyningen av avløpsvannet er så stor at utslippene ikke gjensidig påvirker hverandre. Utslipet i 7 m dyp ved Kleppestø er imidlertid svært uheldig plassert.</p> <p>For helhetens skyld nevnes at en samtidig undersøkelse av sedimenter ved utslippene viste generelt lave konsentrasjoner av miljøgifter. Bunnfaunaen ved Strusshamn og det grunne utslippet på Kleppestø viste påvirkning av næringssalter og organisk stoff, mens faunaen ved de tre andre utslippene var upåvirket.</p>

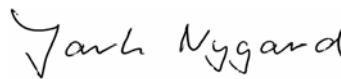
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Askøy 2. Kommunalt avløpsvann 3. Avløpsdirektivet 4. Utslipp 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Askøy 2. Municipal wastewater 3. Urban waste water directive 4. Discharge
---	--



Prosjektleder



Forskningsleder



Fag- og markedsdirektør

O-27091

**Utslipp av kommunalt avløpsvann fra Askøy
kommune**

Vurdering av virkning og inndeling av resipienter

Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet for Askøy kommune i samsvar med kontrakt av 12.7.2007.

Prosjektet er gjennomført gjennom en felles innsats av mange institusjoner og personer. Fra Askøy kommune vil vi spesielt nevne Thorbjørn Pedersen og Ingvar Heggøy som har fulgt opp prosjektet fra oppdragsgivers side, med deltakelse i utsetting/opptak av strømmålere og gjennomføring av sporstoffdosering i avløpene ved Florvåg og Kleppestø.

Ved Norconsult har prosjektet blitt fulgt opp av Willy-Andre Gjesdal og Stein-Tore Sørland, og sistnevnte takkes spesielt for framskaffing av utslippsdata og hjelp under feltarbeid.

Leon Pedersen med "Solvik" bidro sterkt til at utsetting/opptak av strømmålerne kunne gjennomføres. Svein Østerhus førte M/S "Freidig" under utslippene av sporstoff. Norwall Myrmehl bidro til målinger av profilene av temperatur og saltholdighet. Alle båtførere takkes for hjelp til gjennomføring av prosjektet.

Claire Bertoni og Sydney Achard, begge fra ISITV Kystingeniørskole, Frankrike, takkes for deltakelse i feltarbeid, arbeid med filmer fra ROV-undersøkelsen og med spredningsberegninger for utslippene.

Lars G. Golmen ved NIVAs Vestlandsavdeling, Bergen, ledet arbeidet med kartlegging av spredning av avløpsvannet fra Florvåg og Kleppestø ved bruk av sporstoff, og har skrevet kapittel 5. Pierre Jaccard ved samme avdeling ledet arbeidet med strømmålinger og filming av utslippsledninger ved Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn og med hovedansvar for kapittel 6. Andre Staalstrøm har bearbeidet resultater fra strømmålingene og utført beregninger at innlagring og fortykning til kapittel 7.

Jarle Molvær har og fungert som prosjektleder, arbeidet med strømmålinger, fortykningsberegninger og hatt hovedansvar for kapitlene 1-4, 7-8.

Oslo, 26.11.2007

Jarle Molvær

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn for undersøkelsen	8
1.2 Formål	8
2. Beskrivelse av fjordområdet ved Askøy	9
3. Utslippene av kommunalt avløpsvann	10
4. Hydrografiske målinger ved utslippene	11
4.1 Målinger av temperatur og saltholdighet	11
4.1.1 Metodikk og data	11
4.1.2 Resultater	12
4.2 Strømmålinger	15
4.2.1 Metodikk	15
4.2.2 Resultater	17
5. Utslepp av sporstoff	35
5.1 Metodikk	35
5.2 Kalibrering	37
5.3 Forsøket ved Florvåg RA	39
5.3.1 Vassmengder og dosering	39
5.3.2 Målinger i sjøen	40
5.4 Forsøket ved Kleppstø RA	45
5.4.1 Vassmengder og dosering	45
5.4.2 Målinger i sjøen	46
6. Undersøkelse av utslippene med ROV	54
6.1 Metodikk	54
6.2 Resultater	54
6.2.1 Strusshamn	55
6.2.2 Kleppstø	57
6.2.3 Florvåg	58
6.2.4 Erdal	60
7. Beregninger av avløpsvannets fortykning og spredning	61
7.1 Metodikk og data	61
7.2 Resultater	64
8. Sammenfattende vurderinger	82
8.1 Risikoen for gjensidig påvirkning mellom utslippene på Askøy	82

8.2 Risiko for miljøskader i nærsone til utslippene	84
9. Litteratur	85
Vedlegg A. Innmålingsdata for utslippene ved Erdal, Florvåg, Klepestø og Strusshamn	86

Sammendrag

Bakgrunnen for denne resipientundersøkelsen er Forurensningsforskriftens §11-3 bokstav k, som beskriver muligheten for å dele opp en tettbebyggelse i flere tettbebyggelser hvis det kan dokumenteres at utslippene fra hver enkelt tettbebyggelse går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre. Videre legges til grunn SFT-rapport TA-1890, kap. 4.1 (Molvær et al., 2002) som beskriver hvordan en slik dokumentasjons-undersøkelse bør gjennomføres. Askøy kommune som har definert formålet med undersøkelsen slik:

1. *innmåling og kartlegging av utslippene på Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn med ROV*
2. *vurdere om utslipp fra samme tettbebyggelse går til resipienter som ikke påvirker hverandre.*
3. *undersøke om utslippene medfører skader på bunnsfauna i nærområdene, samt fører til forurensning av bunnsedimentene.*

Delmål nr. 3 rapporteres av Akvaplan-niva, Tromsø, og ikke i foreliggende rapport.

Feltarbeidet ble gjennomført i tidsrommet februar-juli 2007 og omfattet hydrografiske målinger ved alle utslipp, utslipp av sporstoff ved Florvåg og Kleppestø, undersøkelse av utslippstraséer og bunnen ved utslippene ved bruk av ROV, prøvetaking av bløtbunnsfauna og sedimenter ved alle fire utslipp.

Undersøkelse av utslippene med ROV:

Det ble ikke oppdaget alvorlige skader ved noen av de fire utslippene. Av de tekniske forholdene langs ledningene nevnes spesielt:

- en lekkasje i Strusshamn,
- en stor stein som var falt på ledningen i Florvåg,
- og stort spenn mellom forankringspunkt langs ledningene i Florvåg og Erdal.

Det var praktisk talt ingen visuell forurensning på bunnen ved utslippspunktene.

Vurdering om utslippene går til resipienter som ikke påvirker hverandre:

Vurderingene ble basert på

- målinger av strømretning og strømhastighet ved alle fire utslippene,
- kartlegging av avløpsvannets spredning ved dosering av sporstoff i avløpsvannet ved Florvåg og Kleppestø, og oppfølgende målinger av spredning og fortynning i fjordområdet
- simulering av avløpsvannets fortynning samt konsentrasjon av fosfor med økende avstand fra utslippene ved bruk av en matematisk modell. Konsentrasjon av fosfor ble brukt som mål på graden av påvirkning fra avløpsvannet.

Utenfor en avstand på 300-500 m fra utslippene var fortynningen (både målt og beregnet) så stor at konsentrasjonen av fosfor i skyen med fortynnet avløpsvann var i samme tilstandsklasse som sjøvannet for øvrig. Avstanden mellom utslippene er 1,7-3,3 km og *resultatene viser dermed at de kan betraktes som utslipp som ikke gjensidig påvirker hverandre.*

For helhetens skyld tas med at undersøkelsene av bunnsedimenter ved de fire utslippene viste generelt lave konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter. Ved Erdal, Florvåg og det ytre utslippet ved Kleppestø var det ingen effekter på bunndyrssamfunnet ved utslippene. Ved Strusshamn og det indre utslippet ved Kleppestø er det tegn til at bunndyrssamfunnene er i en stimuleringsfase med god næringstilgang (se Dahl-Hansen et al., 2007).

Summary

According to The Pollution Regulation §11-3, k, one may separate a densely built area into several areas if it is possible to show that the outfall from each area does not interfere with outfalls from other areas. The main purpose of the present study was to investigate if this is the case for four outfalls at the east and south side of Askøy. Furthermore the Askøy municipality wanted an inspection of the technical standard of the outfall pipes, and a study of the soft bottom fauna and sediments in the vicinity of the outfalls. The latter study was carried out by Akvaplan-niva, Tromsø, and method and results documented in a separate report

The field studies were completed during February-July 2007 and comprised

- hydrographic measurements at the four outfalls,
- dispersion studies by means of Rhodamine tracer at the Florvåg and Kleppestø outfalls,
- visual inspection of the outfall pipes and the bottom around the pipe ends by mean of ROV
- sampling of benthic fauna and sediments in the vicinity of the four discharge points (reported by Akvaplan-niva, (Dahl-Hansen et al., 2007)).

Visual inspection with ROV:

Serious damages were not observed. Main findings were:

- a leakage at the Strusshamn pipe,
- a large stone had fallen onto the Florvåg pipe,
- relatively large unsupported spans between anchor points at the Florvåg and Erdal pipes
- Virtually no visual debris or surface pollution around the pipe ends.

Evaluation whether the outfall plumes influence each other:

The evaluation was based on

- Measurements of current speed and direction at plume trapping depth at the four outfalls
- dispersion studies by means of Rhodamine tracer at the Florvåg and Kleppestø outfalls,
- modelling of trapping, dilution and phosphorus concentration in the plumes from the four outfalls. The model runs included 116 combinations of outfall volume flow, ambient current speed and ambient vertical density profiles. Total phosphorus was used as indicator for sewage influence.

Beyond 300-500 m from the outfalls the model results show that the phosphorus concentration would fall in the same environmental class as the ambient. This high dilution was confirmed by the Rhodamine tracer study. The distances between the outfalls are 1,7-3,3 km and the results therefore show that the outfall plumes do not interfere.

To complete the overall description of the environment around the outfalls we include the main conclusions from the study of benthic fauna and sediments (Dahl-Hansen et al., 2007). With few exceptions the sediment samples contained low concentrations of metals, PCB, PAH and TBT. At Erdal, Florvåg and the deep Kleppestø outfall there were no detectable effects on the fauna. At Strusshamn and the shallow Kleppestø outfall the benthic fauna is probably stimulated by good access to nutrients and organic matter.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn for undersøkelsen

Forurensningsforskriften, del 4, har som hovedkrav at det skal være sekundærrensing på kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelse med en samlet maks. ukentlig belastning på over 10.000 pe i sjø. Muligheten for mindre omfattende rensing er avhengig av type resipient (ferskvann, elvemunning, sjø), tilstanden i resipienten (følsom, normal, mindre følsom) og den samlede størrelse på utslippene fra tettbebyggelsen.

Bakgrunnen for denne resipientundersøkelsen er Forurensningsforskriftens §11-3 bokstav k, som beskriver muligheten for å dele opp en tettbebyggelse i flere tettbebyggelser hvis det kan dokumenteres at utslippene fra hver enkelt tettbebyggelse går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre.

Utslippene fra Askøy kommunes renseanlegg er alle under 10.000 pe, regnet enkeltvis. Imidlertid ligger de så nær hverandre at det er reist spørsmål om utslippene går til samme resipient, og at tettbebyggelsen som er knyttet til to eller flere av utslippene derfor skal regnes som en tettbebyggelse. Hvis dette er tilfelle og for eksempel Florvåg og Kleppestø derfor må regnes som ett utslipp, kan dette bli større enn 10.000 pe og rensekravet bli sekundærrensing. For gjennomføringen av en slik dokumentasjons-undersøkelse legges til grunn SFT-rapport TA-1890, kap. 4.1 (Molvær et al., 2002) som beskriver hvordan en slik undersøkelse bør gjennomføres.

1.2 Formål

Askøy kommune har beskrevet formålet med undersøkelsen som følger:

1. *innmåling og kartlegging av utslippene på Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn med ROV*
2. *vurdere om utslipp fra samme tettbebyggelse går til resipienter som ikke påvirker hverandre.*
3. *undersøke om utslippene medfører skader på bunnfauna i nærområdene, samt fører til forurensing av bunnsedimentene.*

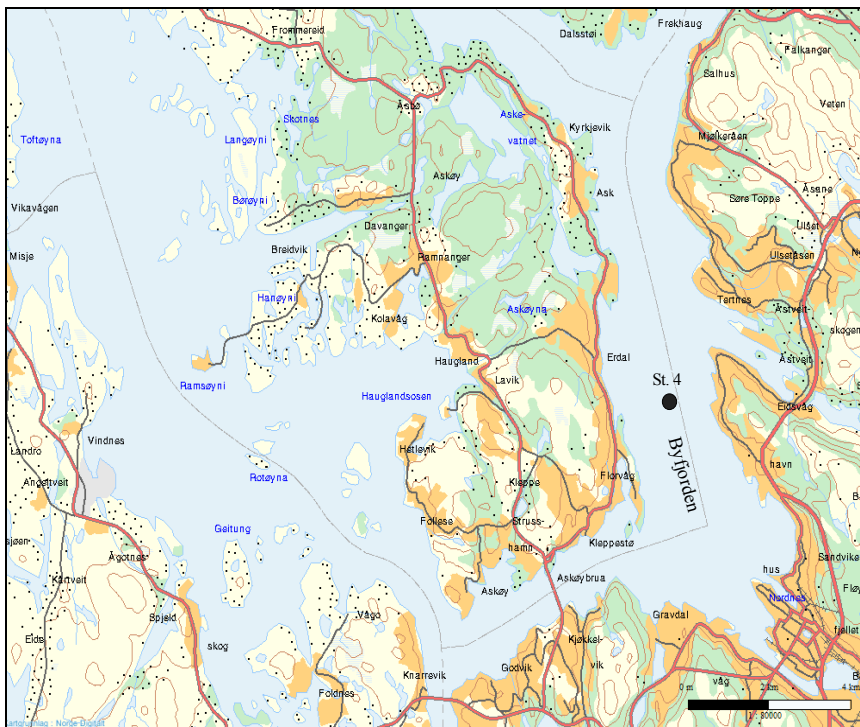
Dette ligger til grunn for undersøkelsens faglige opplegg og for vurderingene. Vi gjør oppmerksom på at delmål nr. 3 rapporteres av Akvaplan-niva, Tromsø, og ikke i foreliggende rapport.

2. Beskrivelse av fjordområdet ved Askøy

De sentrale delene av Byfjorden er dype og er ansett for å ha god vannutskiftning. Største dyp er på ca 350 m øst for Florvåg (**Figur 1**). Sirkulasjonsmønsteret er ikke kartlagt i detalj, men det er gitt en generell omtale av bl.a. Helle (1975, 1978). Generelt er tidevann, vind og utstrømming av brakkevann fra fjordene lenger inne regnet som de viktigste strømningsgenererende faktorene. Disse vil også påvirke strømforholdene på sør- og østsiden av Askøy.

Ved Geofysisk institutt ble det på slutten av 1990-talet satt opp en fysisk modell (ROMEO; roterende bord) for Byfjorden (Hageberg 2001). Forsøk med denne viste at det oftest var nordgående strøm langs Sandviken og nordover, og en sørgående strøm langs østsiden av Askøy. Nord for Laksevågneset var det en hyppig forekommende virvel.

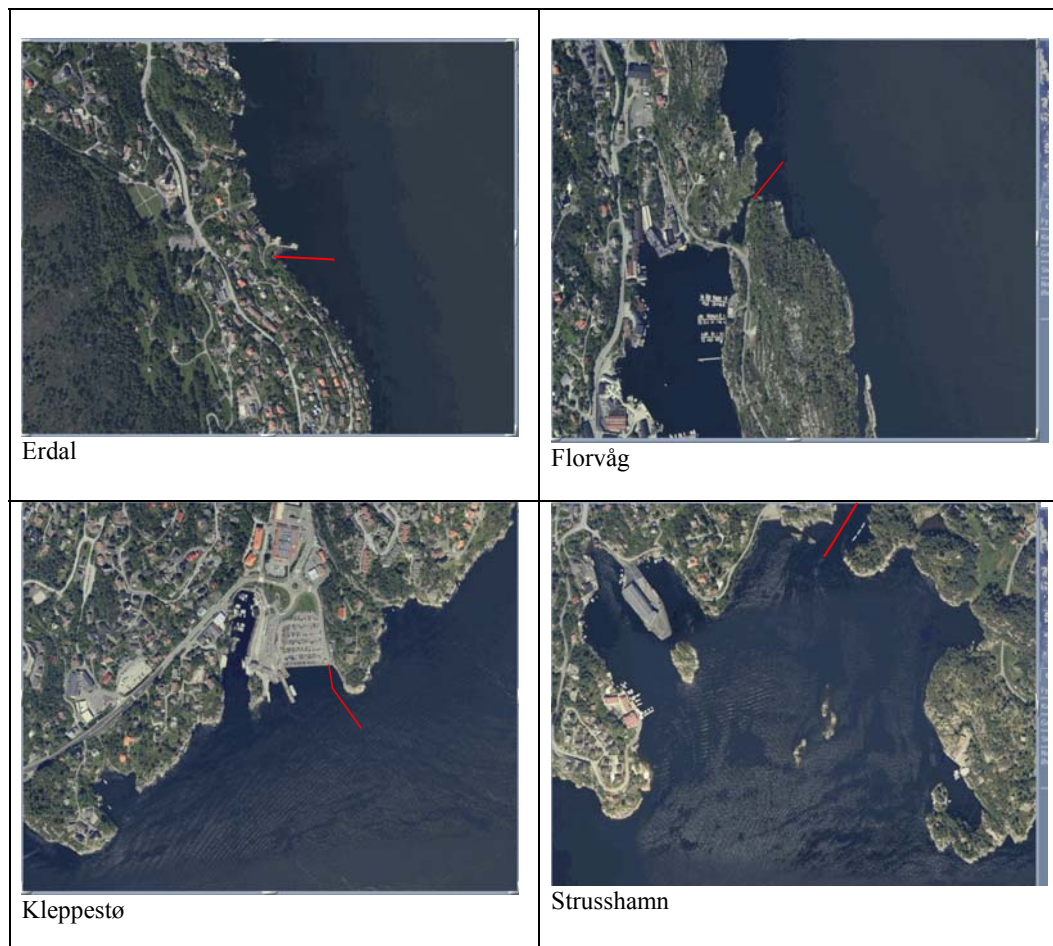
På oppdrag for Bergen kommune utfører Universitetet i Bergen overvåking av vannkvalitet og biologiske forhold i fjordområdene rundt Bergen, med bl.a. stasjoner i Byfjorden. Siste foreliggende rapport er for prøvetaking i 2004 (Heggøy et al., 2005). Vannkvaliteten har generelt sett vært god eller tilfredsstillende selv om oksygeninnholdet i dypvannet (stasjon 4, **Figur 1**) viser en svak synkende tendens i siste 5-års periode. En tilsvarende negativ utvikling ble funnet i faunaen på bløtbunn.



Figur 1. Oversiktskart. Stasjon 4 i Byfjordundersøkelsene ligger øst for Erdal-Florvåg.

3. Utslippene av kommunalt avløpsvann

Denne undersøkelsen omfatter 4 utslipp av kommunalt avløpsvann på østsiden og sørsiden av Askøy: Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn. Avløpsvannet gjennomgår mekanisk rensing (sil) før det slippes ut på dypt vann (25-39 m dyp) med unntak for Kleppestø der det meste av avløpsvannet ledes til et utslipp i 7 m dyp. Posisjonene er vist i **Figur 2** og utslippene er nærmere beskrevet i **Tabell 1**.



Figur 2. Ledningstraséer for de fire utslippene.

Tabell 1. Beskrivelse av utslipp ved Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn (kilde Norconsult).

Utslipp	Tilknytning		Innv. Diam., mm	Dyp m	Vannmengde 2007 (l/s)			Vannmengde 2020 (l/s)	
	2007	2020			Min	Gj.sn	Maks.	Gj.sn.	Maks
Erdal	1700	2100	279	30	4	15	40	19	50
Florvåg	850	1100	140	39	2	6	20	8	25
Kleppestø	3100	3900	279*/188**	7/30	7	15	71	19	89**
Strusshamn	1100	1400	248	25	3	6	32	8	40**

* : med dagens utslippskum kan det antas at 80% av vannet renner til Ø279 mm

** : det modelleres med ny ledning med innvendig diameter 350 mm til anbefalt dyp/sted

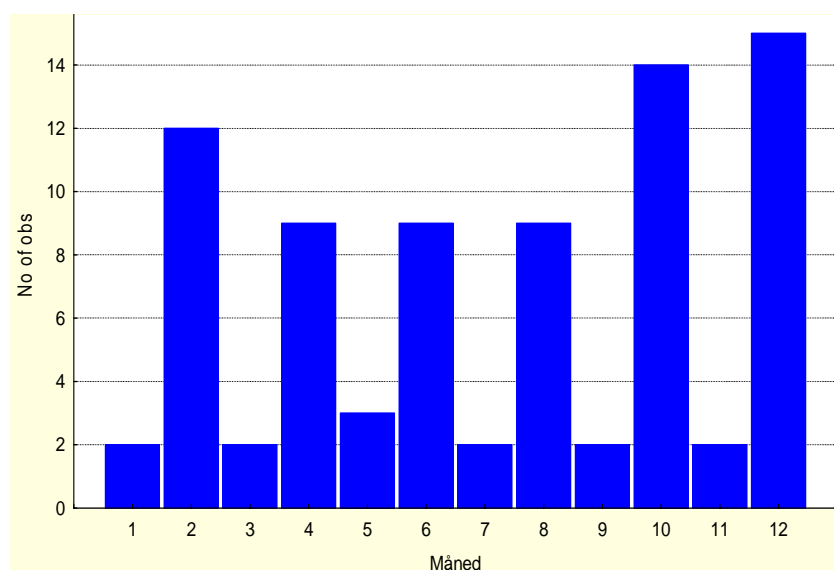
4. Hydrografiske målinger ved utslippene

4.1 Målinger av temperatur og saltholdighet

4.1.1 Metodikk og data

For beregningene av innlagringsdyp og spredning behøves opplysninger om ledningsdiameter, vannmengder og utslippsdyp (jfr. **Tabell 1**), vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet, strømforhold i innlagringsdyp.

Det var få opplysninger om vertikalfordelingen for temperatur og saltholdighet nær land på østsiden av Askøy, men mange profiler fra stasjon 4 i Byfjorden (**Figur 3**). Profilene fra st. 4 har imidlertid liten oppløsning i vertikalen ned til 50 m dyp (måling i 0-5-10-20-50 m eller 0-2-5-10-15-20-40 m) og det var også usikkert hvor godt de samsvarte med profilene langs Askøylandet. Målinger for å supplere dette datamaterialet og kontrollere representativiteten var derfor nødvendig, og ble dels gjennomført i forbindelse med annet feltarbeid (utsetting/opptak av strømmålere, utslipp av sporstoff, bruk av ROV) og dels ved egne tokt.



Figur 3. Antall målinger på stasjon 4 i Byfjorden i tidsrommet 1980-2004, fordelt på måned (data fra UNIFOB).

I tidsrommet 23.2-10.7.2007 ble det derfor utført 6 måleserier (**Tabell 2**) av temperatur og saltholdighet med en selvregistrerende sonde av typen SensorData 204 (jfr. beskrivelse i **Tabell 3**). Målingene ble utført ved utslippene (6 ganger) og ved stasjon 4 i Byfjorden (3 ganger).

Tabell 2. Dato for målinger i 2007.

Dato	Strusshamn	Kleppestø	Florvåg	Erdal	Byfjord
23.2.2007	X	X			
26.3.2007	X	X	X	X	X
23.5.2007	X	X	X	X	
6.6.2007	X	X	X	X	X
13.6.2007	X	X	X	X	X
26.6.2007			X		
9/10.7.2007	X	X	X	X	

Tabell 3. SD204-sonden. Parametre og presisjon.

Parameter	Usikkerhet
Temperatur	$\pm 0,01^{\circ}\text{C}$
Saltholdighet	$\pm 0,01 \text{ ‰}$
Trykk	$\pm 0,1\text{m}$
Turbiditet	$<2 \text{ ‰ FTU}$

Sonden registrerte dyp (trykk), saltholdighet, temperatur, dato og klokkeslett med 1 sekunds intervall mens den langsomt ble senket fra overflate og ned til bunnen.

Dataene ble behandlet på følgende måte: Store variasjoner ved overflate og bunn ble forkastet. Dette fenomenet skyldes særlig små luft bobler rundt sensorene og kan gi stor utslag på målingene fra sensorer som bruker optiske egenskaper, som for eksempel turbiditet. Nede ved bunnen hender det at sonden kommer i kontakt med bunnsediment som virvler opp slam og dermed gir ikke-representative verdier.

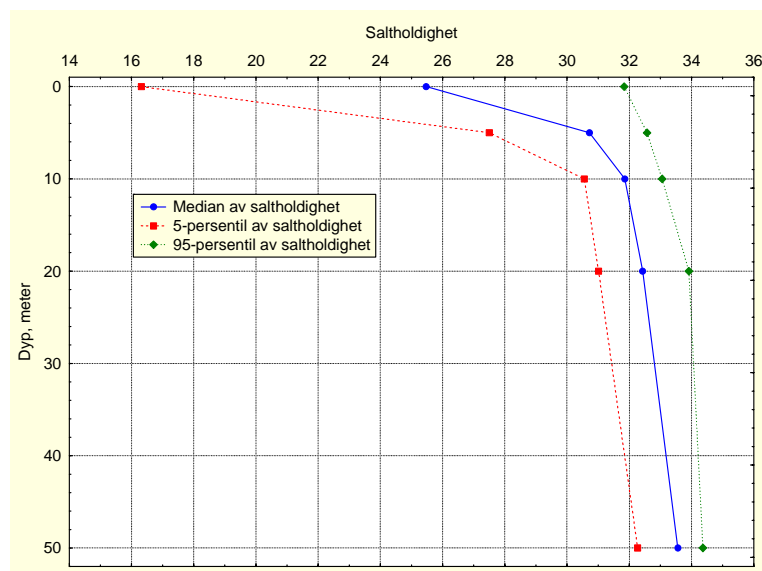
Enkelte store variasjoner i profil (spikes) som ikke ga uttrykk for noe realistisk ble også tatt bort.

Deretter ble data kjørt gjennom et grovt filter for å unngå flere usannsynlige verdier. Filteret er basert på en lengdeskala som tillater variasjoner. I kystvann har denne lengde en typisk verdi som tilsvarer stratifiseringssjikt. Dette betyr at variasjoner som forekommer over en dybdeforskjell som er mye mindre enn denne lengden blir forminsket.

4.1.2 Resultater

Byfjorden

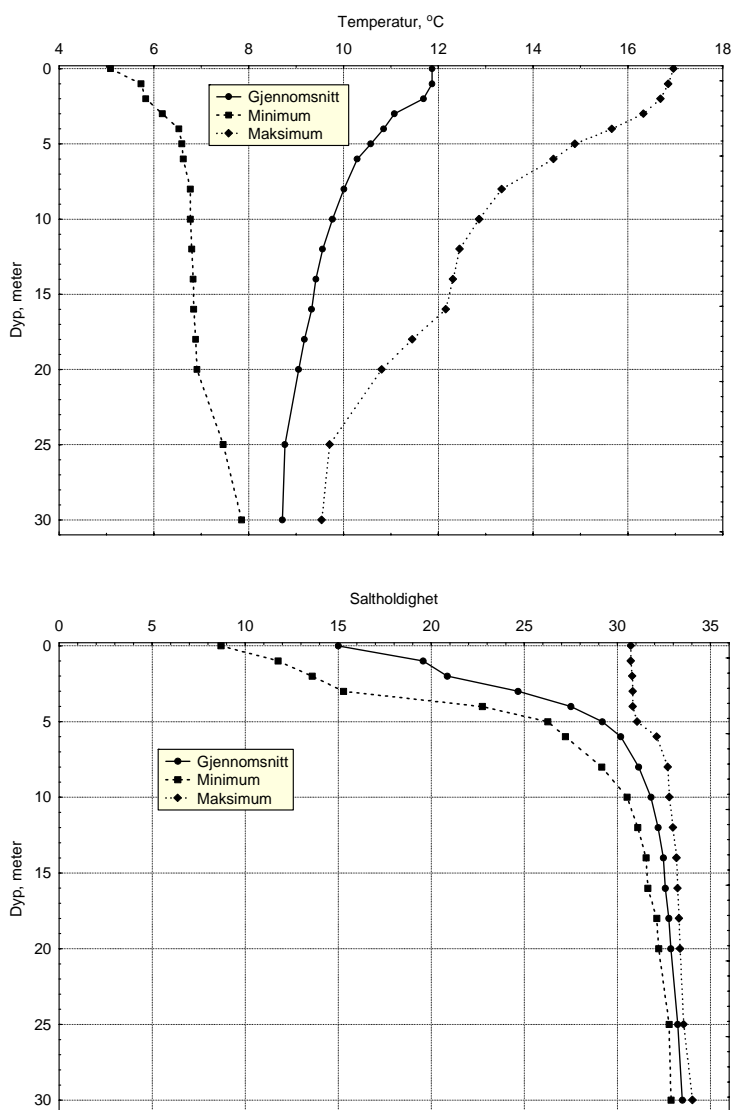
UNIFOB har stilt til rådighet 25 vertikale profiler av temperatur og saltholdighet fra stasjon B4 i Byfjorden. Målingene er fra tidsrommet 1991-2004 og innen dette prosjektet er den vertikale sjiktningen av spesiell interesse for beregninger av innlagring og fortykning. Saltholdigheten gir et godt bilde av sjiktningen og **Figur 4** gir en enkel framstilling av hovedtrekkene. Ned til mellom 5 m og 10 m dyp er der oftest en markert vertikal sjiktning.



Figur 4. Vertikalprofil av saltholdighet på stasjon 4 i Byfjorden: median, 5-persentil og 95-persentil av dataene i hvert dyp (n=25). Kilde: UNIFOB

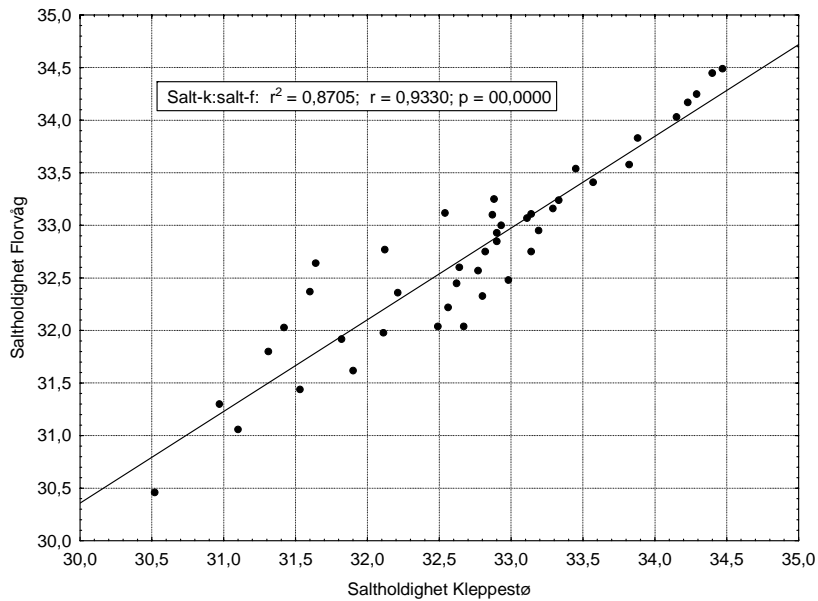
Stasjoner ved Askøys sørside og østside

Resultatene for de 6 målingene ved Kleppestø er sammenfattet i **Figur 5** og illustrerer hvordan temperaturen økte i tidsrommet februar-juli samt de store variasjonene i vertikal sjiktning (her vist ved saltholdighet) i det samme tidsrommet.



Figur 5. Statistikk for temperatur og saltholdighet ved Kleppestø i perioden februar-juli 2006. For hvert måledyp vises gjennomsnitts-, maksimums- og minimumsverdier (6 data i hvert dyp). Ved alle tidspunkt var det en markert vertikal sjiktning i vannmassen.

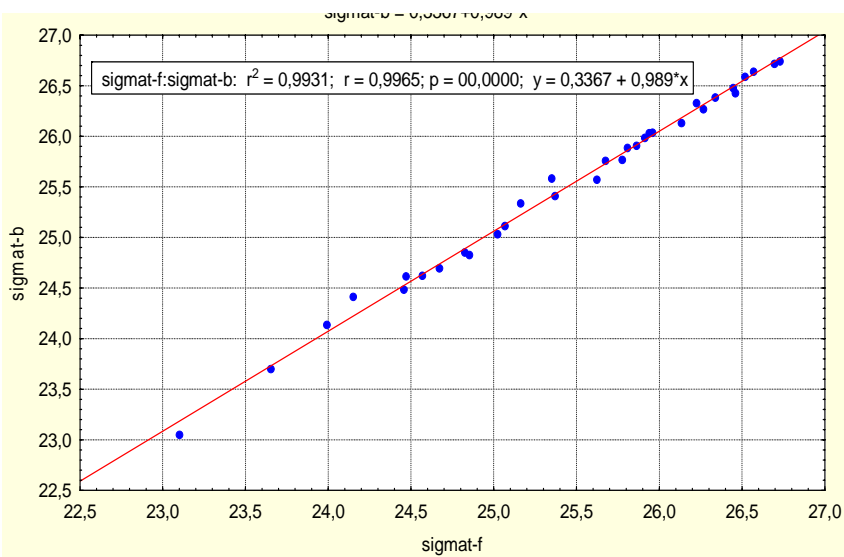
Man kunne forvente at der var forholdsvis små forskjeller mellom vertikalprofiler som er tatt med 2-3 km avstand – særlig under 8-10 m dyp. I **Figur 6** er saltholdighet i 10-30 m dyp ved Kleppestø og Florvåg (avstand ca. 3,3 km) plottet mot hverandre. En korrelasjon på $r^2=0,87$ viser at 87 % av variasjonene ved Kleppestø gjenfinnes ved Florvåg.



Figur 6. Saltholdighet i 10-30 m dyp ved Kleppestø og plottet mot saltholdighet ved Florvåg (avstand ca. 3,3 km).

Sammenligning mellom Florvåg og st. 4 i Byfjorden

Ved tre anledninger ble det gjort målinger i Byfjorden og ved Askøy-landet på samme dagen. Hensikten var å avgjøre om målingene på stasjon 4 kunne brukes i utslippsberegningene ved Askøy. For bruk til disse beregningene er tetthetsprofilen fra utslippsdypet og opp 10 m dyp av størst interesse og **Figur 7** viser at det praktisk talt er identiske tetthetsprofiler midtfjords og ved Florvåg. For beregningene av innlagring og spredning av avløpsvannet vil vi dermed også bruke data fra stasjon 4 (jfr. **Figur 3**).



Figur 7. Sammenligning av tetthetsprofiler fra 10 m dyp og til 40 m den 26.3.07, 6.6.07 og 13.6.07 ved Florvåg (sigma-t-f) og på stasjon 4 i Byfjorden (sigma-t-b). Der er en svært god lineær sammenheng ($r^2=0,993$).

4.2 Strømmålinger

4.2.1 Metodikk

Hastigheten av strømmen mellom utslippsdyp og innlagingsdypet har betydning både for innlagingsdypet og for spredningen av det forfynnede avløpsvannet. I dette området vil en forvente et strømbilde preget av virkningen av tidevannsvariasjoner og av skiftende meteorologiske forhold (vind og lufttrykk). Erfaringsmessig skaper dette et strømsystem der hastighet og retning varierer mye, og der hastigheten sjelden blir større enn 10-20 cm/s.

Siden der ikke fantes opplysninger om strømhastighet og –retning på utslippsstedene ble det iverksatt måleprogram. Strømmålere ble plassert i nærheten av alle fire utslippspunktene i to perioder på 4-6 uker. Posisjonene og bunndyp er vist i **Tabell 4**. Posisjonene for begge måleperiodene er de samme, med noen få meter forskjell. Lavere måledybde gjelder sommerperiode pga lavere siktning.

Tabell 4. Posisjoner og dyp for strømmålerrieggene

Sted	Breddegrad	Lengdegrad	Bunn Dyp (m)	Instrument	Instrument Dyp (m)
Strusshamn	60 N 23.860	5 E 11.312	52	RCM9 LW sn625	22-25
Kleppestø	60 N 24.349	5 E 13.757	62-66	Nortek Continental	60-64
Florvåg	60 N 25.524	5 E 14.764	38	RCM9 MkII sn225	32
Erdal	60 N 26.407	5 E 13.969	39	RCM9 IW sn1346	22-25

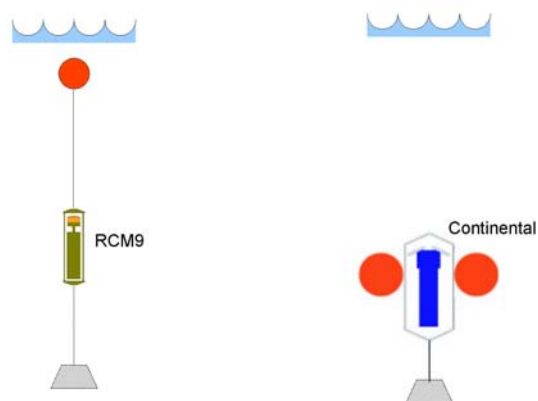
Første perioden var 23.2-23.3.2007, og deretter en ny periode fra 20.5-7.7.2007. Dette for å få typiske strømforholdene både i en vinter- og en sommerperiode. Ved Strusshamn, Florvåg og Erdal ble det brukt strømmålere av type RCM9 fra Aanderaa Data Instruments. I tillegg til å måle strømhastighet og retning, var disse også utstyrt med sensorer for måling av temperatur, konduktivitet og turbiditet. Målingene ble utført kontinuerlig og 10-minutters midlingsverdi ble lagret.

Ved Kleppestø ble det brukt en akustisk profilerende strømmåler av type Continental fra Nortek AS. Denne gir strøm hastighet og retning i forskjellige vertikale lag samtidig. Den var montert ved bunnen og målte opp mot overflate i lag på 2m og 4m tykkelse, fra bunn til overflate. En temperatursensor var også montert på dette instrumentet.

En større nøyaktighet i strømmålingene fra Continental ble oppnådd under sommerperioden ved å velge andre konfigurasjonsparametere. Dette gikk på bekostning av vertikaloppløsningen, men uten at noe viktige variasjoner skulle bli tapt.

En del av målingene ble mislykket pga. teknisk svikt og uhell. I vinterperioden sluttet måleren ved Florvåg å fungere etter 8 døgn og målingene fram til da viste også svakheter. Denne måleserien ble forkastet, med unntak for strømretning. I sommerperioden viste strømmåleren ved Florvåg altfor høy hastighet i en periode på 10 dager og resultatene derifra er derfor brukt med forsiktighet.

Strømmåleren ved Strusshamn ble skadet under utsetting for sommerperioden uten at dette ble observert. Skaden medførte en liten lekkasje som førte til at måleren stoppet noen timer etter utsetting.



Figur 8. Skisse av riggen med RCM9-måler.

Tabell 5. Strømmålerne. Parametre og presisjon.

Parameter	RCM9 - usikkerhet	Continental - usikkerhet
Strømhastighet	$\pm 0,15 \text{ cm/s}$	$2,1 \text{ cm/s}^1$ (vinter)/ $1,1 \text{ cm/s}$ (sommer)
Strømretning	5°	2°
Temperatur	$\pm 0,05^\circ \text{C}$	$\pm 0,1^\circ \text{C}$
Konduktivitet	$\pm 0,005 \text{ S/m}$	
Turbiditet	$< 2 \% \text{ FTU}$	

¹ Usikkerhet for hastighet er gitt i forhold til den instrumentkonfigurasjon som ble brukt i prosjektet.

4.2.2 Resultater

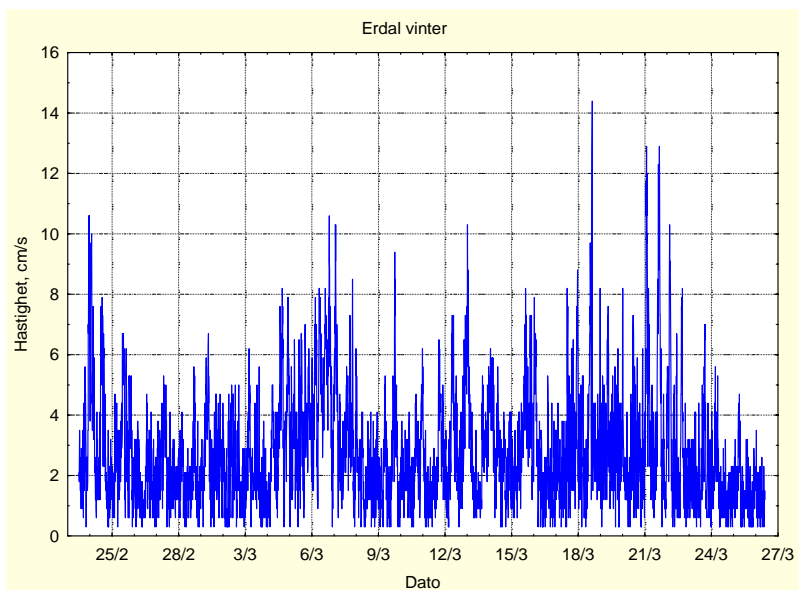
Nedenfor kommenteres hovedtrekkene ved strømmålingene ved de fire utslippene. Det legges vekt på å beskrive forhold som skal brukes i de etterfølgende beregningene/vurderingene av avløpsvannets spredning og fortynning. Det betyr samtidig at ”interessante detaljer” vanligvis ikke kommenteres.

Erdal

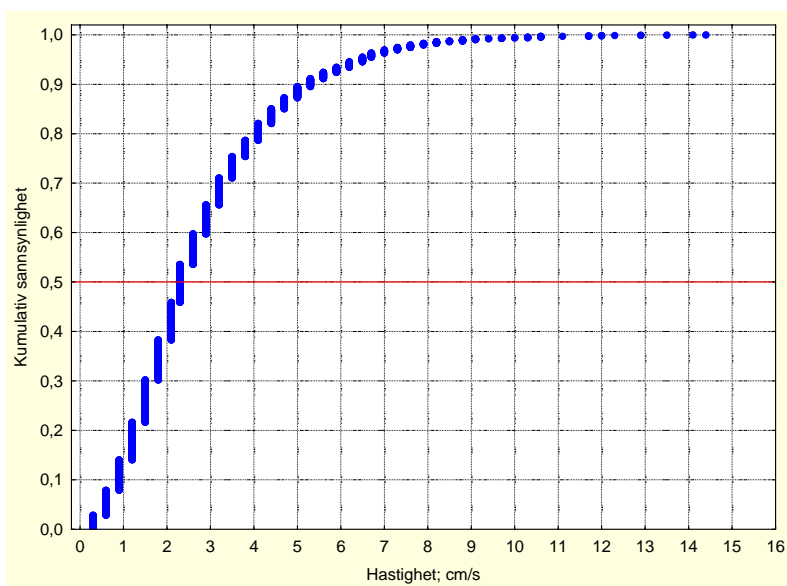
Resultatene for vinterperioden er vist i **Figur 9-Figur 13**. Variasjonene i strømhastighet er ganske store og med maksimal hastighet på 14,4 cm/s. Medianen er ca. 2,3 cm/s og 90 % er under ca. 5 cm/s.

Strømretningen viste ganske stor spredning, men likevel med en klar dominans langs aksene nord-sør og med sørlig strøm som hovedretning. Dette framgår også av **Figur 12** som viser strømmens komponenter i nord-sør retningen. Avslutningsvis viser **Figur 13** strømkomponenten i nord-sør retningen domineres av det halvdaglige tidevannet.

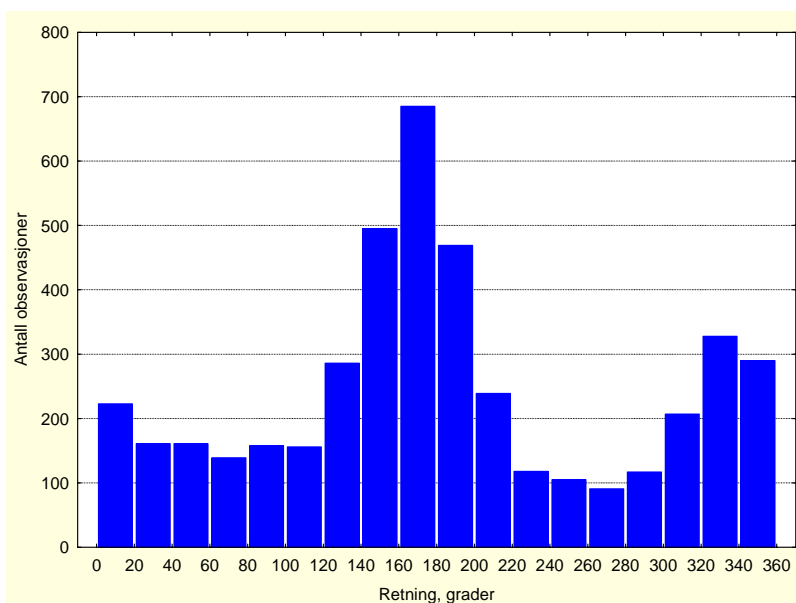
Resultatene for sommerperioden er vist i **Figur 14-Figur 18**. I alt vesentlig sees de samme hovedtrekkene som i vinterperioden, men med litt lavere strømhastighet. Tidevannet som drivende kraft framstår enda tydeligere enn for vinterperioden (**Figur 18**).

Vinter

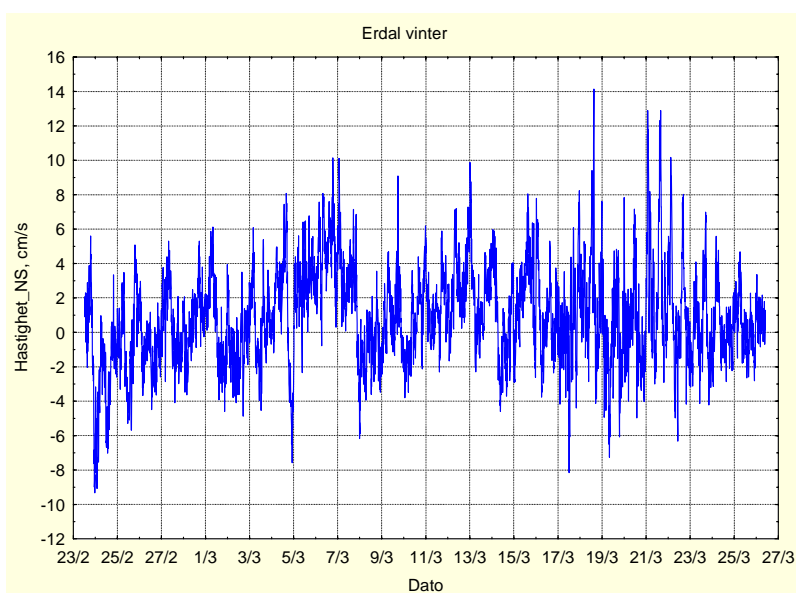
Figur 9. Strømhastighet målt i 22 m dyp ved Erdal i tidsrommet 23.2-23.3.2007



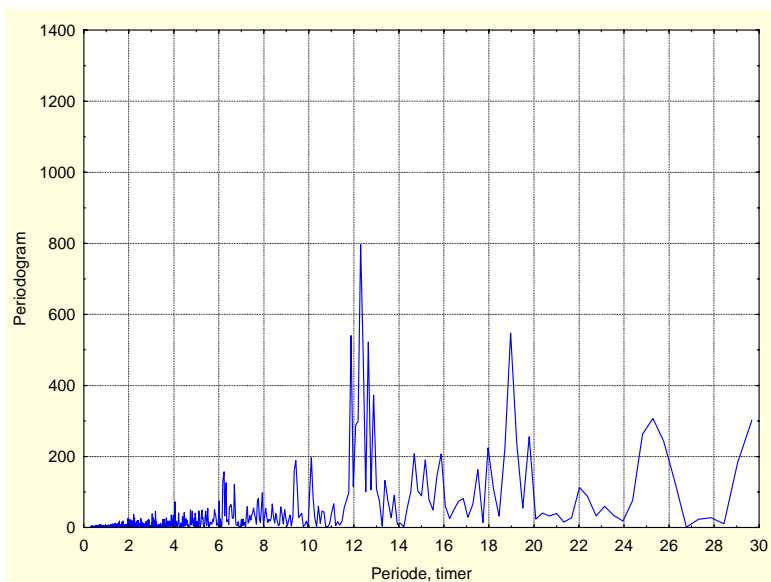
Figur 10. Kumulativt diagram for strømhastighet målt i 22 m dyp ved Erdal i tidsrommet 23.2-23.3.2007. Medianen er ca. 2,3 cm/s og 90 % er under ca. 5 cm/s.



Figur 11. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 22 m dyp ved Erdal i tidsrommet 23.2-23.3.2007

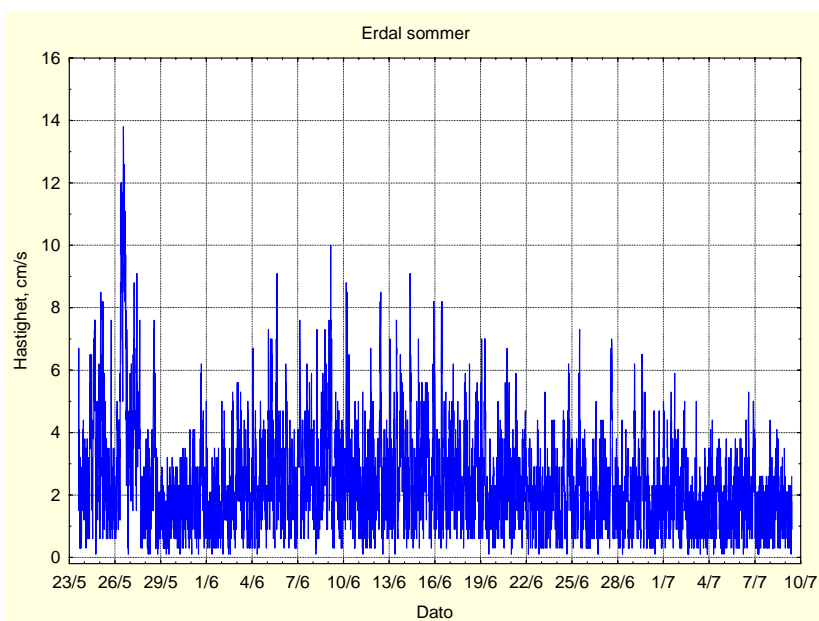


Figur 12. Strømhastighet i nord-sør retningen målt i 22 m dyp ved Erdal i tidsrommet 23.2-23.3.2007. strøm mot sør (180°) er positiv og strøm mot nord (360°) er negativ.

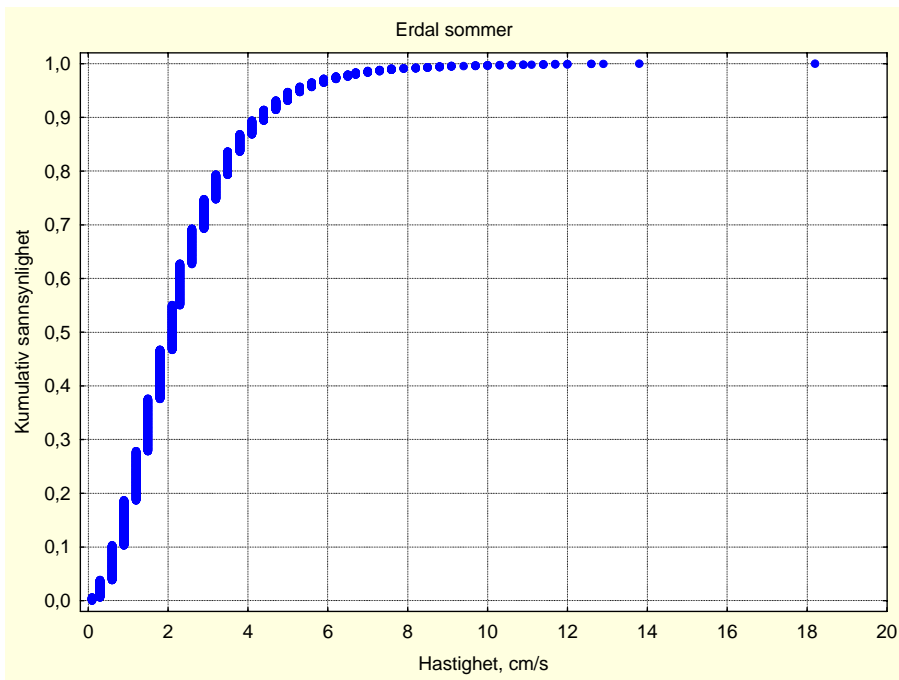


Figur 13. Erdal 23.2.-23.3. 2007. Periodogrammet for strømhastigheten i nord-sør retningen viser sterk innflytelse fra det halvdaglige tidevannet (12,4 timer).

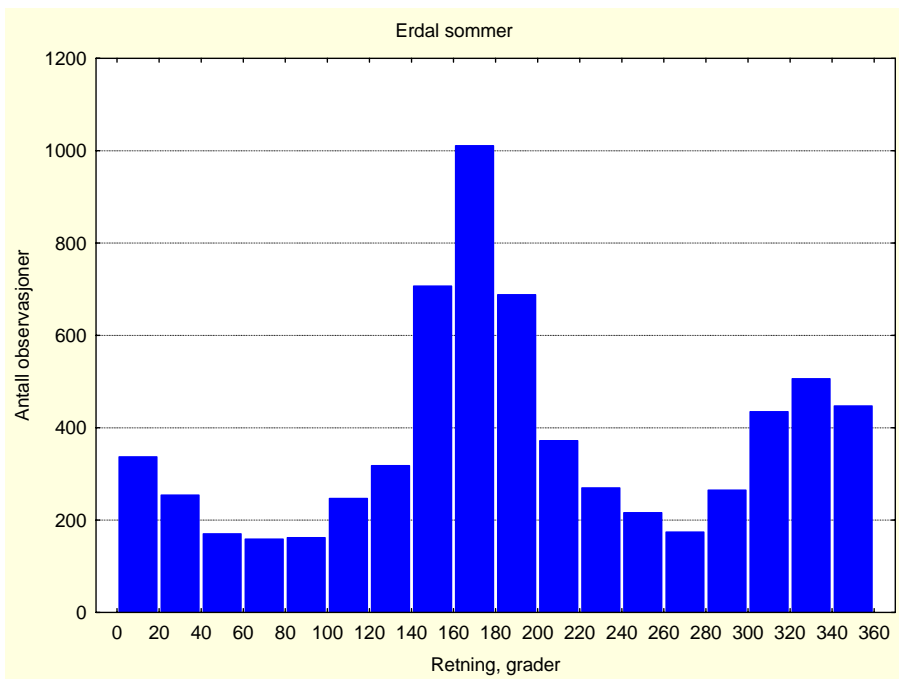
Sommer



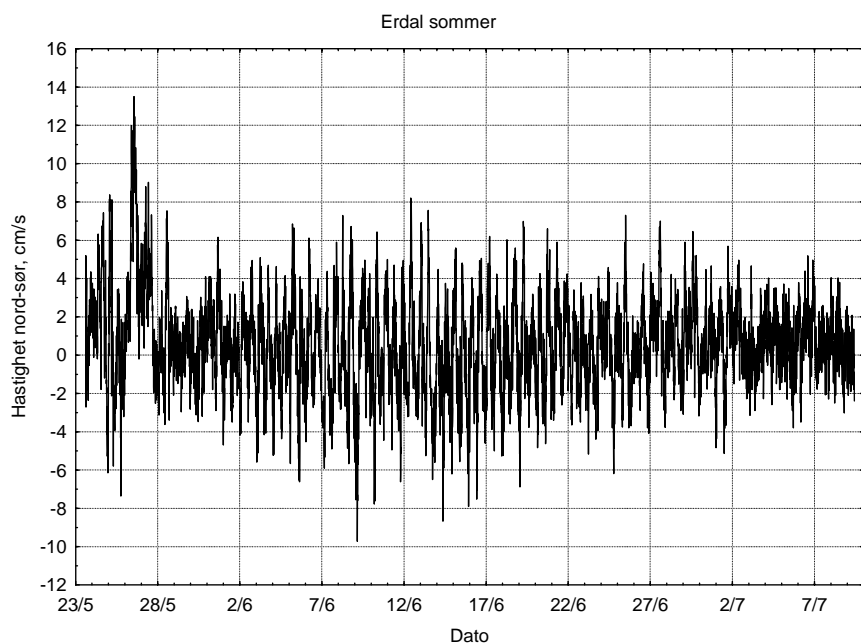
Figur 14. Strømhastighet målt i 25 m dyp ved Erdal i tidsrommet 20.5-7.7.2007.



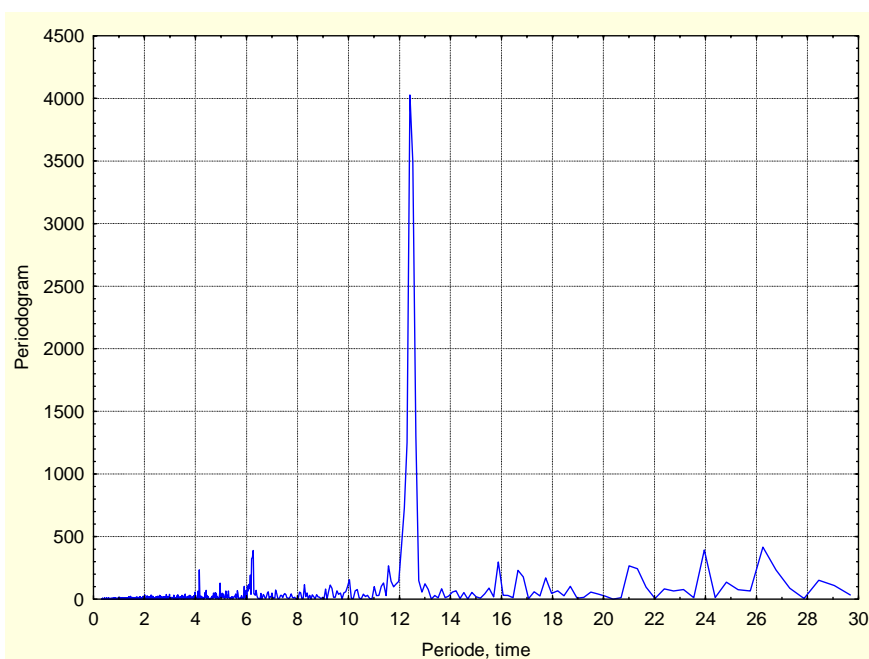
Figur 15. Kumulativt diagram for strømshastighet målt i 25 m dyp ved Erdal i tidsrommet 20.5-7.7.2007. Medianen er ca. 2 cm/s og 90 % er under ca. 4 cm/s.



Figur 16. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 25 m dyp ved Erdal i tidsrommet 20.5-7.7.2007.



Figur 17. Strømhastighet i nord-sør retningen målt i 25 m dyp ved Erdal i tidsrommet 20.5-7.7.2007. Strøm mot sør (180°) er positiv og strøm mot nord (360°) er negativ.



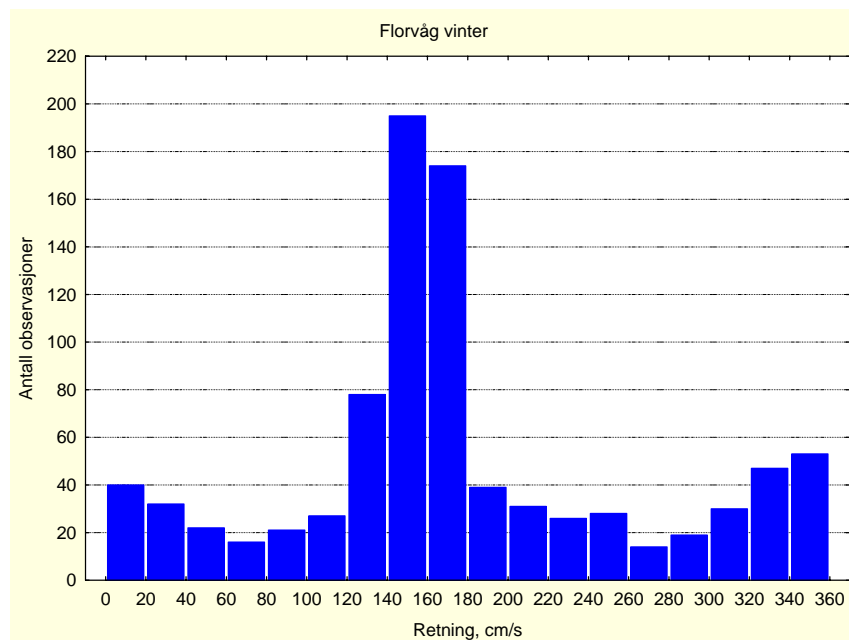
Figur 18. Erdal 20.5-7.7.2007. Periodogrammet for strømhastigheten i nord-sør retningen viser dominans av det halvdaglige tidevannet (12,4 timer).

Florvåg

Som nevnt foran var målingene her preget av teknisk feil ved instrumentene. Hovedtrekkene omtales derfor bare kort.

Vinter

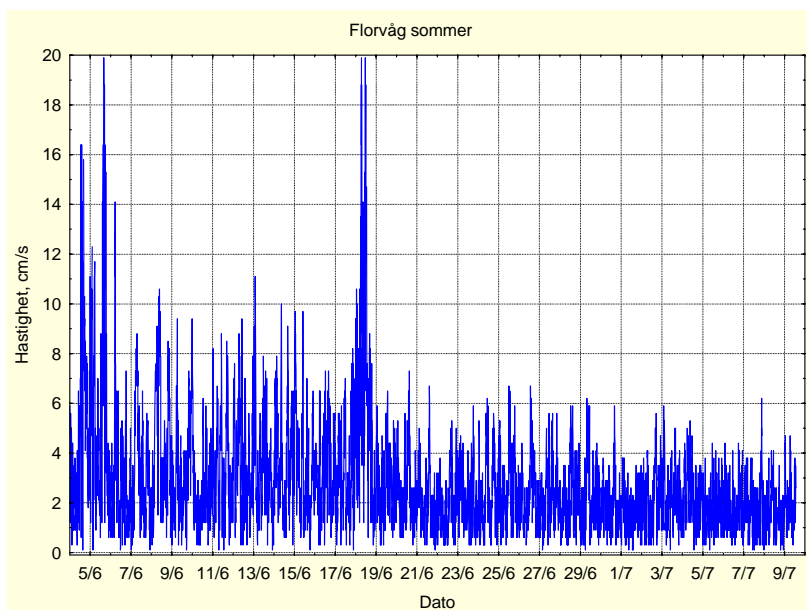
I det tidsrommet målingene foregikk var strømretningen i hovedsak sørlig (**Figur 19**). Dette passer med resultatene fra Erdal for samme tidsrom.



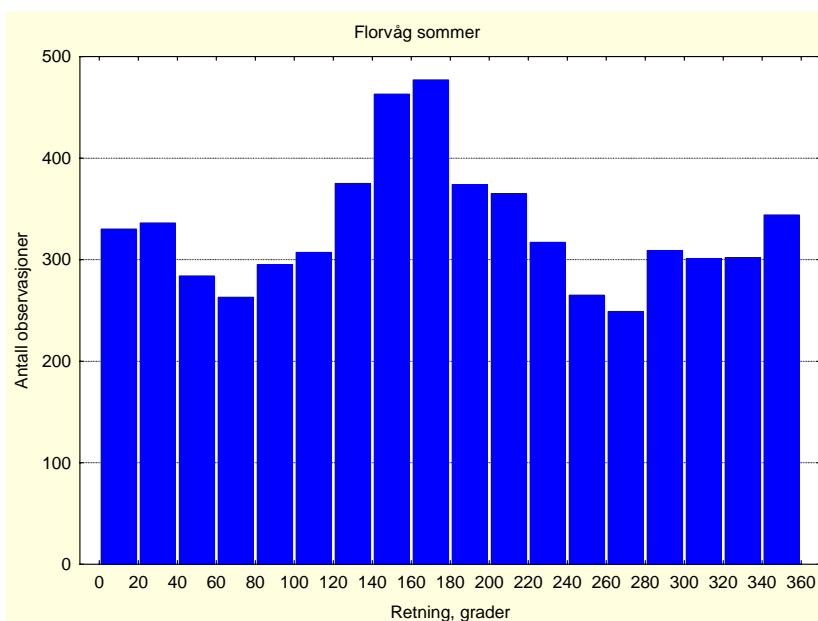
Figur 19. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 32 m dyp ved Florvåg i tidsrommet 23.2-1.3.2007

Sommer

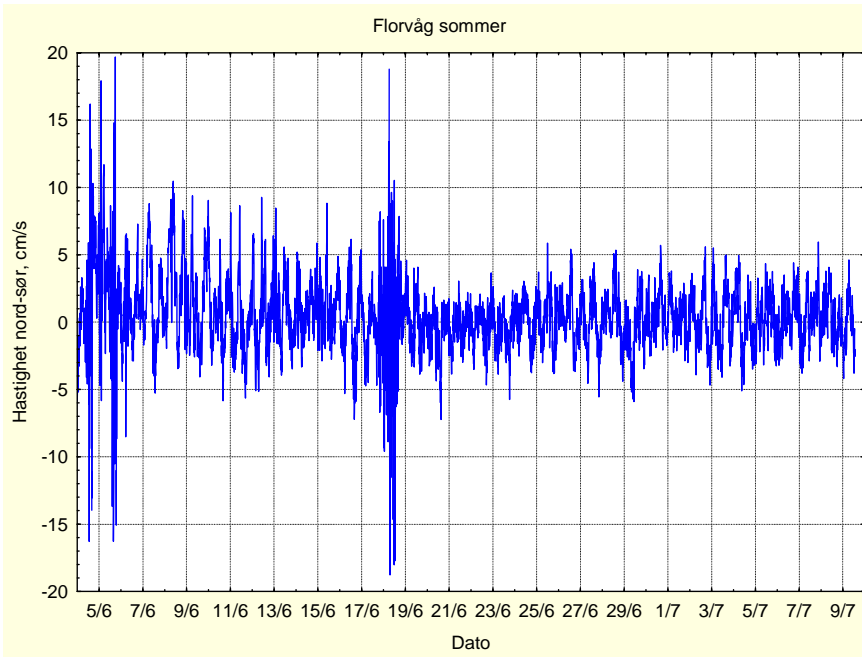
Det er tvil som hvor godt strømmåleren har fungert, men med det forbeholdet viser Figur 20 - Figur 22 noen av hovedtrekkene. Strømhastigheten var ganske stor fram til et kortvarig maksimum omkring den 18.6, og deretter markert mindre i resten av måleperioden. Strømretningen viser en fordeling som er temmelig forskjellig fra målingene i vinterperioden, og man skulle forventet en fordeling noenlunde som den – eller ved Erdal.



Figur 20. Strømhastighet målt i 25 m dyp ved Florvåg i tidsrommet 4.6-7.7.2007.



Figur 21. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 32 m dyp ved Florvåg i tidsrommet 4.6-7.7.2007



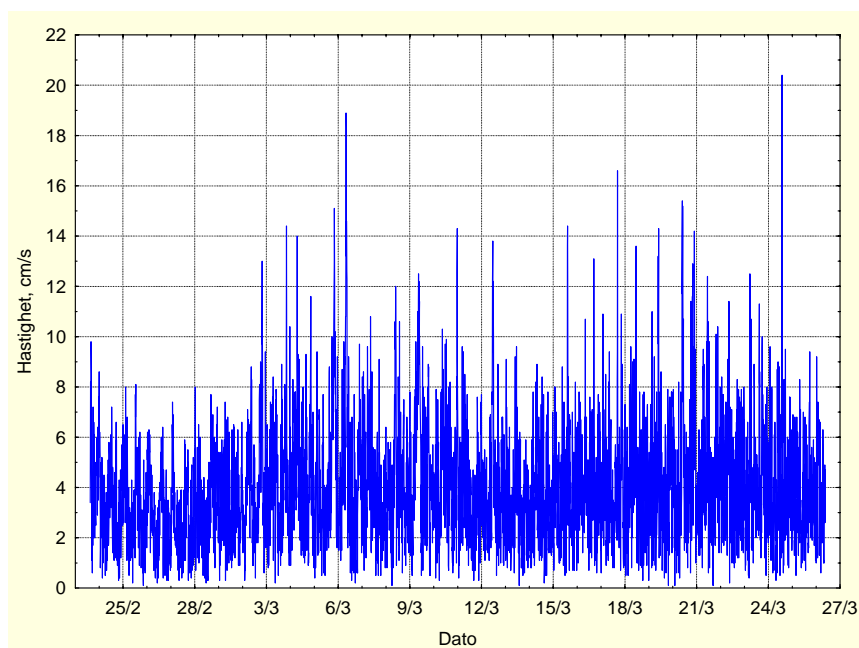
Figur 22. Strømhastighet i nord-sør retningen målt i 32 m dyp ved Florvåg i tidsrommet 4.6-7.7.2007. Strøm mot sør (180°) er positiv og strøm mot nord (360°) er negativ.

Kleppestø

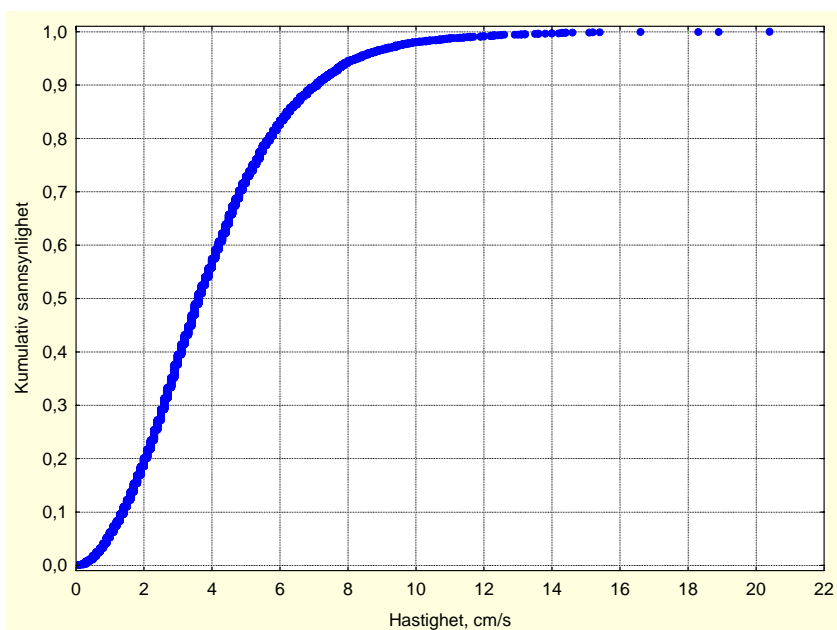
Resultatene for vinterperioden er vist i **Figur 23 - Figur 27**. Variasjonene i strømhastighet er ganske store og med maksimal hastighet på ca. 20 cm/s. Medianen er ca. 3,5 cm/s og 90 % er under ca. 7 cm/s.

Strømretningen viste ganske stor spredning, men likevel med en klar dominans langs akse øst-vest og med østlig strøm som hovedretning. Dette framgår også av **Figur 26** som viser strømmens komponenter i øst-vest retningen. Avslutningsvis viser **Figur 27** at strømkomponenten i øst-vest retningen domineres av det halvdaglige tidevannet.

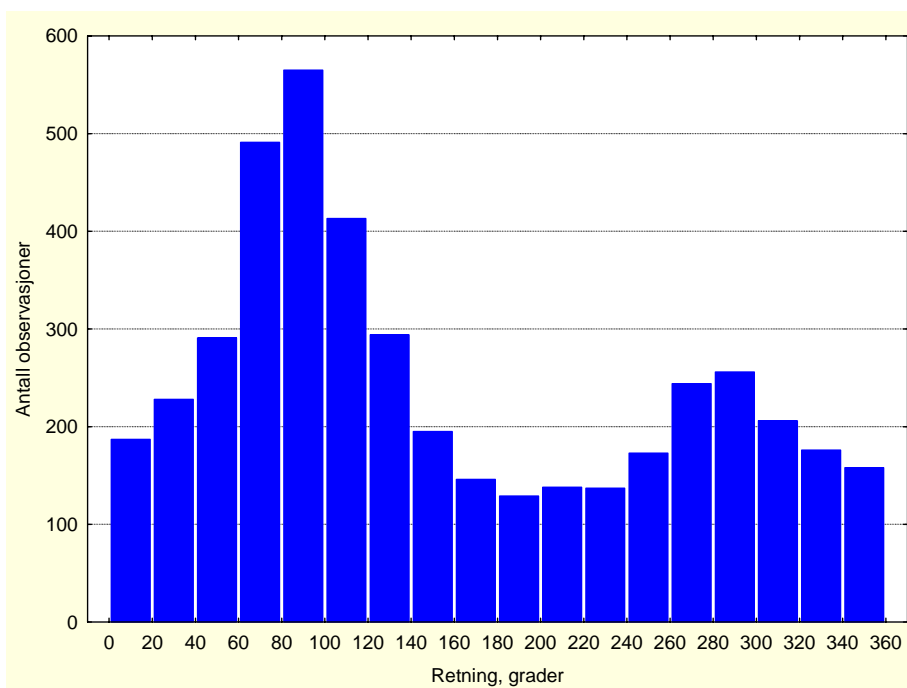
Resultatene for sommerperioden er vist i **Figur 28 - Figur 32**. I alt vesentlig sees de samme hovedtrekkene som i vinterperioden, men med litt lavere strømhastighet. Tidevannet som drivende kraft framstår enda tydeligere enn for vinterperioden (**Figur 32**).

Vinter

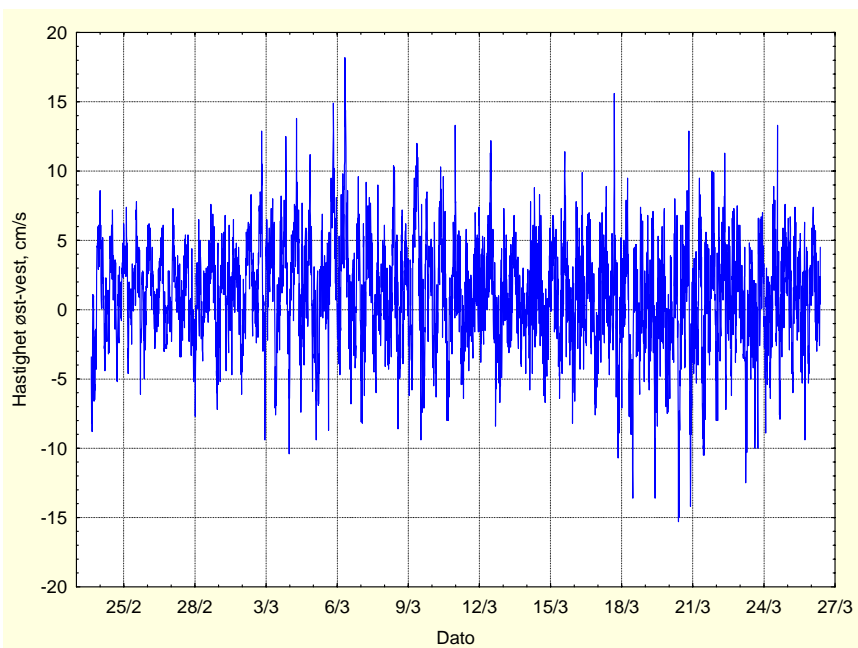
Figur 23. Strømhastighet målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 23.2-23.3.2007.



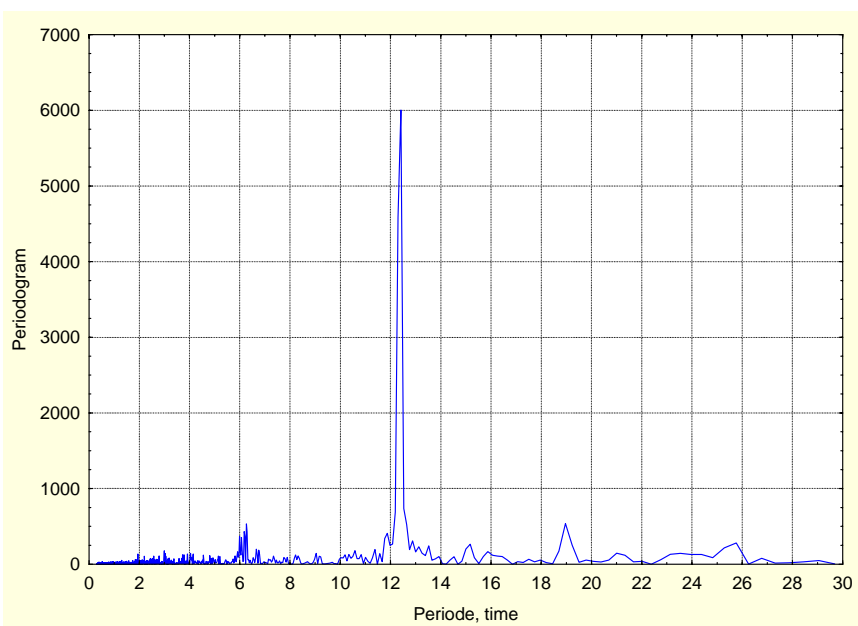
Figur 24. Kumulativt diagram for strømshastighet målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 23.2-23.3.2007. Medianen er ca. 3,6 cm/s og 90 % er under ca. 7 cm/s.



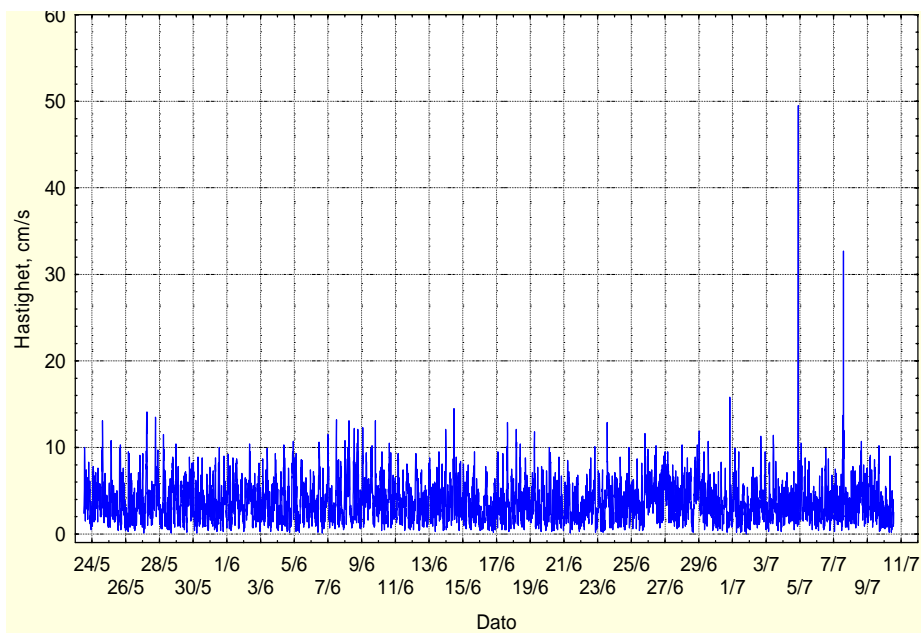
Figur 25. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 23.2-23.3.2007. Dominans av strøm mot øst.



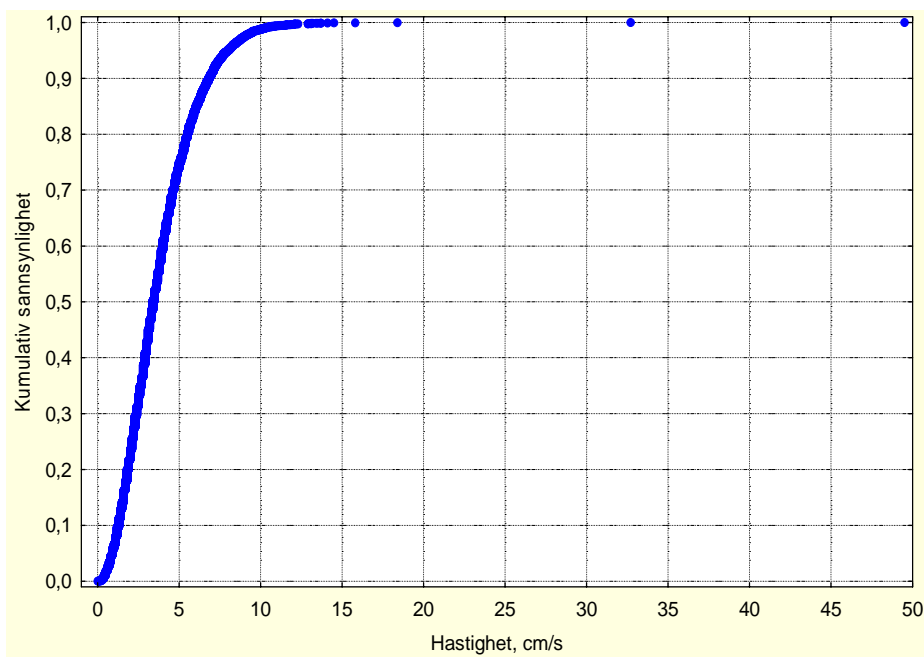
Figur 26. Strømhastighet i øst-vest retningen målt i 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 23.2-23.3.2007. Strøm mot øst (90°) er positiv og strøm mot vest (270°) er negativ.



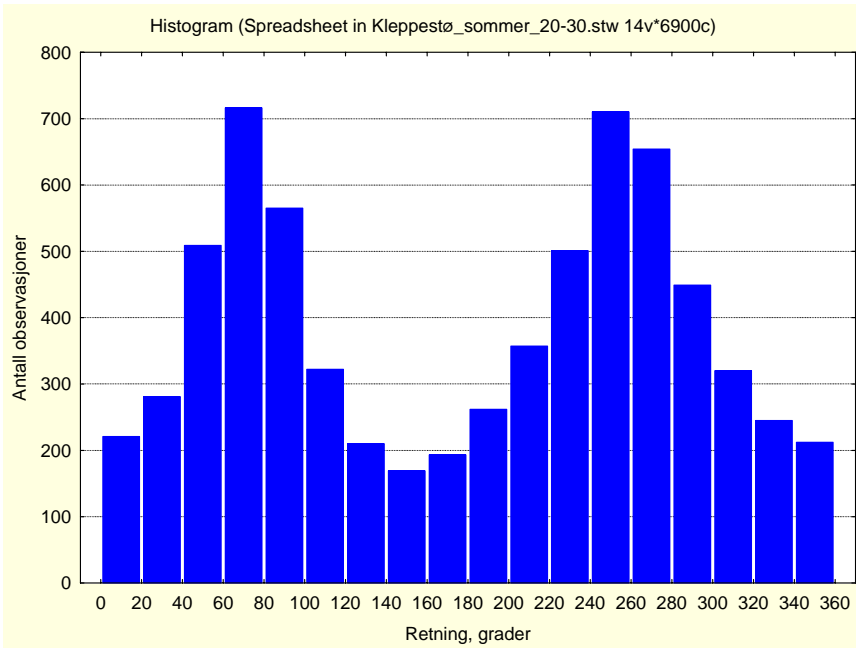
Figur 27. Kleppestø vinter. Periodogrammet for strømhastigheten i øst-vest retningen viser dominans av det halvdaglige tidevannet (12,4 timer).

Sommer

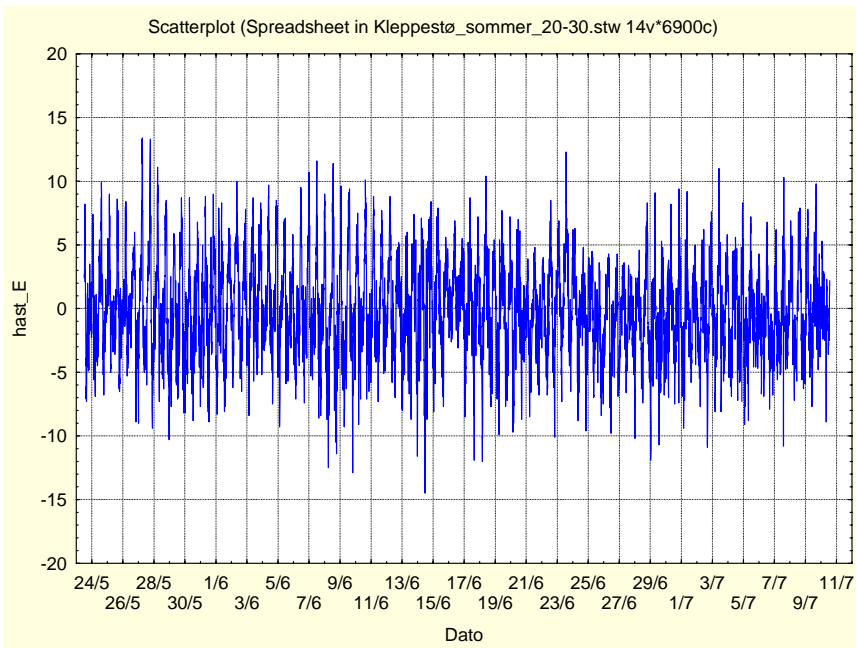
Figur 28. Strømhastighet målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 20.5-7.7.2007.



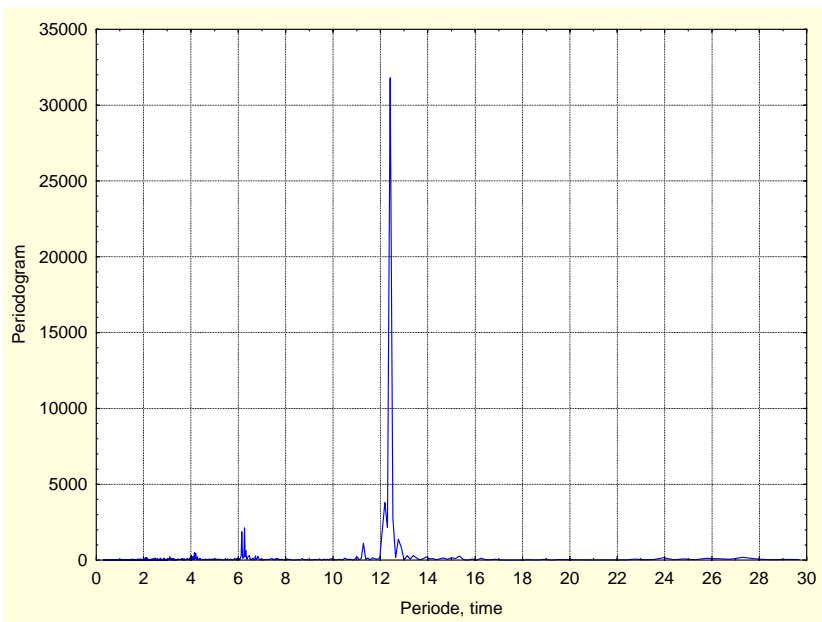
Figur 29. Kumulativt diagram for strømhastighet målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 20.5-7.7.2007. Medianen er ca. 3,5 cm/s og 90 % er under ca. 7 cm/s.



Figur 30. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 20.5-7.7.2007.



Figur 31. Strømhastighet i øst-vest retningen målt som gjennomsnitt for 20-30 m dyp ved Kleppestø i tidsrommet 20.5-7.7.2007. Strøm mot øst (90°) er positiv og strøm mot vest (270°) er negativ.

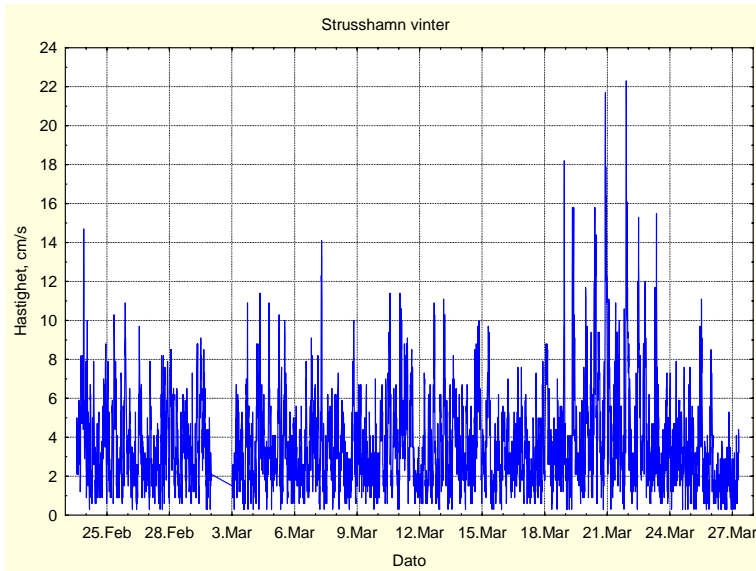


Figur 32. Kleppstø sommer. Periodogrammet for strømhastigheten i øst-vest retningen viser dominans av det halvdaglige tidevannet (12,4 timer).

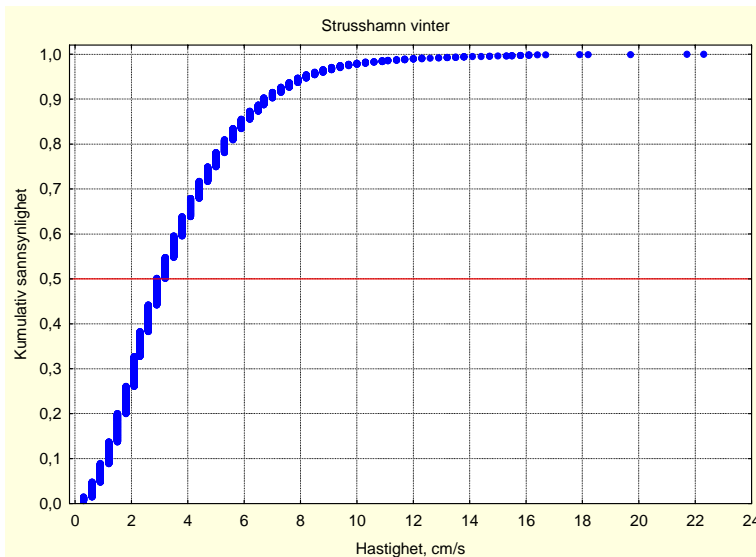
Strusshamn

Resultatene for vinterperioden er vist i **Figur 33 - Figur 37**. Variasjonene i strømhastighet er ganske store og med maksimal hastighet på ca. 22 cm/s. Medianen er ca. 3 cm/s og 90 % var under ca. 7 cm/s.

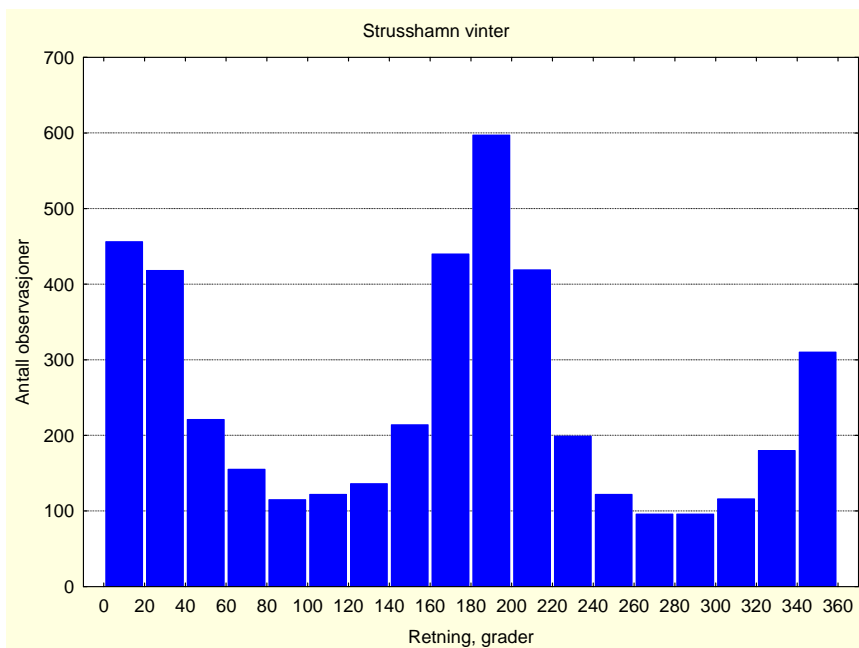
Strømretningen viste en klar dominans langs akse nord-sør og med noenlunde lik fordeling i begge hovedretninger, regnet over hele perioden. Dette framgår også av **Figur 36** som viser strømmens komponenter i nord-sør retningen. Avslutningsvis viser **Figur 37** at strømkomponenten i nord-sør retningen domineres av det halvdaglige tidevannet.



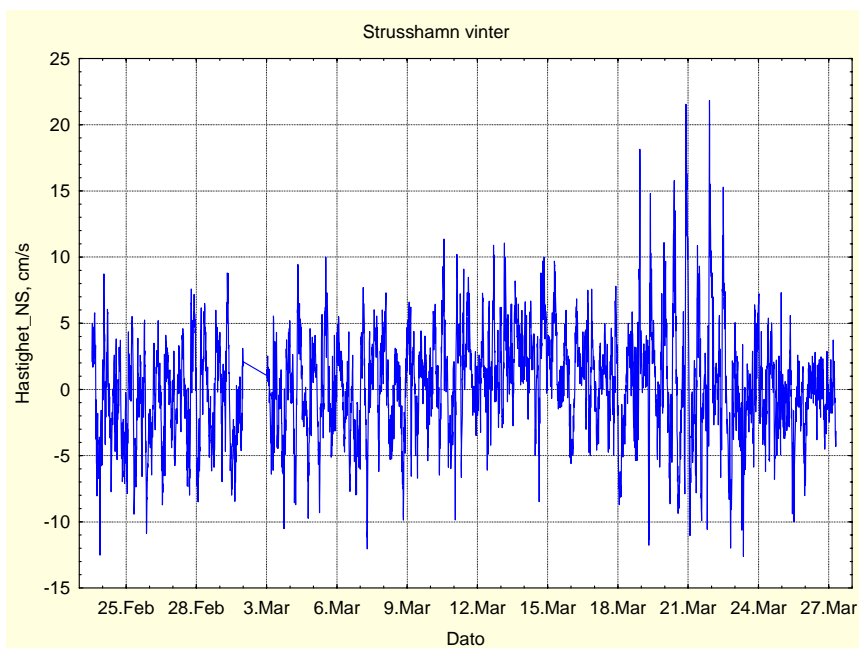
Figur 33. Strømhastighet målt i 22 m dyp ved Strusshamn i tidsrommet 23.2-23.3.2007



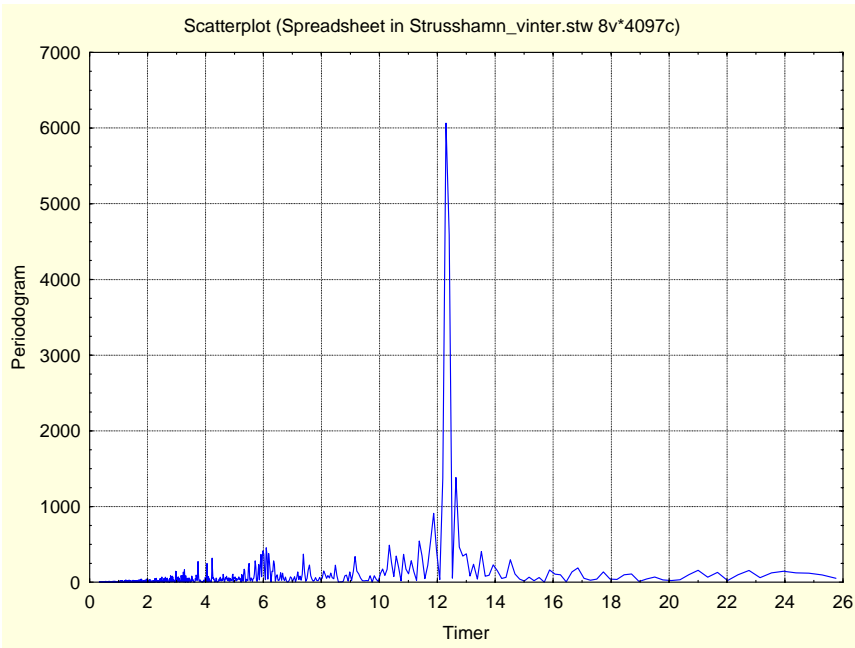
Figur 34. Kumulativt diagram for strømhastighet målt i 22 m dyp ved Strusshamn i tidsrommet 23.2-23.3.2007. Medianen er ca. 3 cm/s og 90 % er under ca. 7 cm/s.



Figur 35. Strømretning fordelt på 20° sektorer, målt i 22 m dyp ved Strusshamn i tidsrommet 23.2.-23.3.2007



Figur 36. Strømhastighet i nord-sør retningen målt i 22 m dyp ved Strusshamn i tidsrommet 23.2.-23.3.2007. Strøm mot sør (180°) er positiv og strøm mot nord (360°) er negativ.



Figur 37. Strusshamn 23.2-23.3.2007. Periodogrammet for strømhastigheten i nord-sør retningen viser sterk innflytelse fra det halvdaglige tidevannet (12,4 timer).

5. Utslepp av sporstoff

Som del av vurderingane av dei største utsleppa frå reinseanlegga (RA) i Askøy kommune vart det gjennomført to runder med sporstoff-dosering og påfølgjande måling i sjøen sommaren 2007, h.h.v. ved Florvåg (Drageide) RA og Kleppesø RA.

5.1 Metodikk

Det vart nytta Rhodamin fluoriserande fargestoff med produktnamn Methic red B liquid til forsøka. Rhodamin gir ein rosa/raudleg farge på vatnet sjølv ved svært høg fortynning. Stoffet (som førekjem i fleire variantar – sjå faktaboksen) er lenge blitt brukt til sporing av vasslekkasjar, spreining av grunnvatn o.l. På Askøy vart stoffet dosert inn i avløps-strømmen frå reinseanlegga med sporing og detektering deretter med eigna sensor i sjøen utanfor anlegga.

Rhodamin er nedbrytbart (i sollys) og er lite giftig. Det har nokre eigenskapar slik som t.d. redusert fluorescens-intensitet ved låg pH og ved auke i temperatur, samt ved og adsorpsjon til partiklar (Smart og Laidlaw 1977, Göranson m. fl. 1984). Dette kan innebære noko måleusikkerheit ved enkelte høve. Ved innblanding i sanitæravlaupsvatn har ein ikkje 100% kontroll med korleis sporstoffet fungerer, om det t.h. kan få redusert intensitet gjennom kjemiske rekasjonar med komponentar i avlaupet.

Etter dosering i avlaupet blei - kort fortalt - utsleppsskya kartlagt frå båt med ein nedsenkbar STD sonde (**Figur 38**) påmontert Rhodamin sensor (merke Seapoint SRF). Denne sensoren kan måle på konsentrasjonar ned mot 10^{-10} konsentrasjon. **Tabell 6** gir tekniske data for sensoren.

Det praktiske opplegget bestod i å ta hyppige profilar frå båt under og etter Rhodamin-doseringa, med samtidstids avlesing av konsentrasjon på PC-skjerm om bord. Ut frå målte konsentrasjonar i høve til avstand/ retning frå utsleppet kunne ein følgje skya nedstrøms, til sides etc.

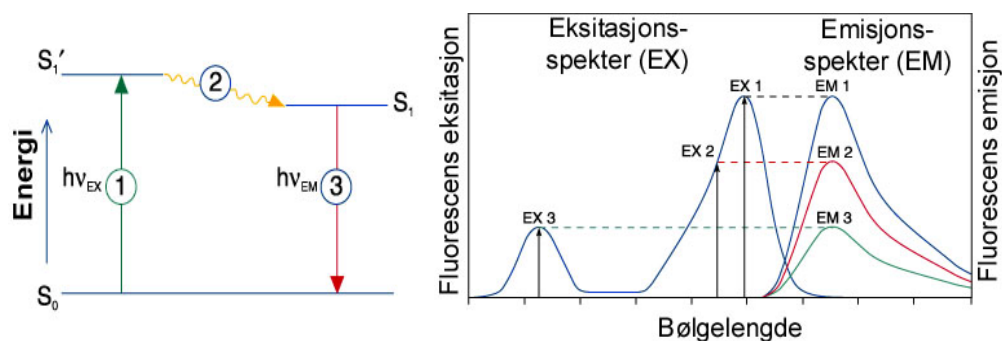
Framgangsmåten er liknande den som NIVA nytta i granskingane i Byfjorden for Bergen kommune i 2003 og 2005 (Golmen 2004, 2007).



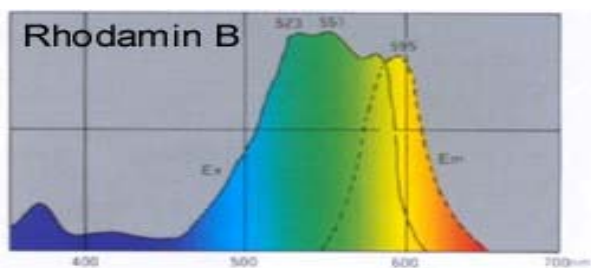
Figur 38. SAIV SD202 med sensorar, samt Seabird SBE-19 STD hengande under i samband med interkalibrering.

Rhodamin er eit fluorescerande stoff (fluorokrom), i slekt med mange andre tilsvarande syntetiske stoff (både organiske og uorganiske) slik som Fluorescein og Pyranine. Det er fleire typer Rhodamin, til dømes: Rhodamin red dye (brukt i dette prosjektet), sulphu-Rhodamin B, Rhodamin WT, Rhodamin-B, Rhodamin 6G og Rhodamin Green dye. Naturlige stoff, slik som klorofyll i fytoplankton (klorofyll-a) har også fluorescerande eignenskar.

Fluorescensmolekyla er oftast polyaromatiske hydrokarbonar med den eigenskap at dei opptar energi i form av lys av i bestemt bølgjelengd (eksitasjon) og avgir automatisk energi med litt større bølgjelengd (emisjon). Diagrammet under t.v. illustrerer dette, der $h\nu_{EX}$ representerer energien frå lyset som eksiterer molekylet til S_1' fasen. Fase 2 er mellomtids og der noko energi går tapt p.g.a. vibrasjonar m.m. inntil molekylet når ein metastabil fase S_1 . Etter kort tid vil så molekylet gå tilbake frå S_1 til normaltstanden S_0 ved å emittere energi $h\nu_{EM}$ i form av lys som representerer ei litt lengre bølgjelengd enn $h\nu_{EX}$. Dette lyset kan så detekterast av ein eigna sensor (fluorometer) som absorberer energien på den aktuelle bølgjelengda. Figuren t.h. viser eksempel på spektra for tre ulike stoff, i dette tilfellet med ulik eksitasjon, men same emisjonsbølgjelengd.



Figurkjelde: www.iob.uio.no.



Spekteret over, som er for Rhodamin B, syner at eksitasjonen ikkje nødvendigvis er svært tydelig definert. For deteksjon krevst det då eit smalt filter som fangar opp toppen på 595 nm i dette tilfellet. Rhodamin Red dye har liknande spekter, med eksitasjon maksimum på 570 nm og emisjon maksimum på 590 nm.

Måleinstrumentets fluorometer nyttar LED lampar for å eksitere sporstoffet. Det mottekne emiterte lyset går så gjennom eit filter og blir fanga opp av ei silisium fotodiode som genererer ei spenning proporsjonal til sporstoff-konsentrasjonen.

Vassmengdene gjennom dei to aktuelle RA på Askøy varierer med ein faktor frå null ved pumpestans til høge verdiar ved pumping og kraftig nedbør. Det var difor vanskeleg å forutbestemme utgangskonsentrasjonen ved å sette ein eksakt doseringsrate på førehand, ein måtte ta for gitt vassmengdene den aktuelle dagen, og så førebu dosering ut frå ein typisk situasjon ved anlegget.

Sporstoffet må fortynnast inntil konsentrasjonen kjem innafør måleområdet for sensoren (Seapoint Rhodamin sensor) som vart nytta ute i resipienten, og fortynning er også naudsynt sett frå ein økonomisk/ressursmessig synsstad.

Ved å fortynne sporstoffet ned til 1:100 før dosering og å dosere med ca 1% av aktuell vassfluks skulle den aktuelle sporstoff-konsentrasjonen i utløpa til sjø av storleiksorden 10^{-4} – 10^{-5} som ligg godt innafør måleintervallet for den aktuelle sporstoff-sensoren.

Tabell 6. Spesifikasjonar for Seapoint Rhodaminsensor.

Specifications			
w Power Requirements	8-20 VDC, 15mA avg., 27mA pk.		
w Output	0-5.0 VDC		
w Output Time Constant	0.1 sec.		
w Excitation Wavelength	470 nm CWL, 30 nm FWHM		
w Emission Wavelength	685 nm CWL, 30 nm FWHM		
w Sensing Volume	340 mm ³		
w Minimum Detectable Level	0.02 µg/l		
w Sensitivity/Range	<u>Gain</u>	<u>Sensitivity, V/(µg/l)</u>	<u>Range, µg/l</u>
	30x	1.0	5
	10x	0.33	15
	3x	0.1	50
	1x	0.033	150
w Depth Capability	6000 m (19,685 ft)		
w Weight (dry)	850 g (1.9 lbs)		
w Operating Temp.	0°C to 65°C (32°F to 149°F)		
w Material	ABS Plastic		
w Underwater Connector	Impulse AG-306/206 (others available on request)		

5.2 Kalibrering

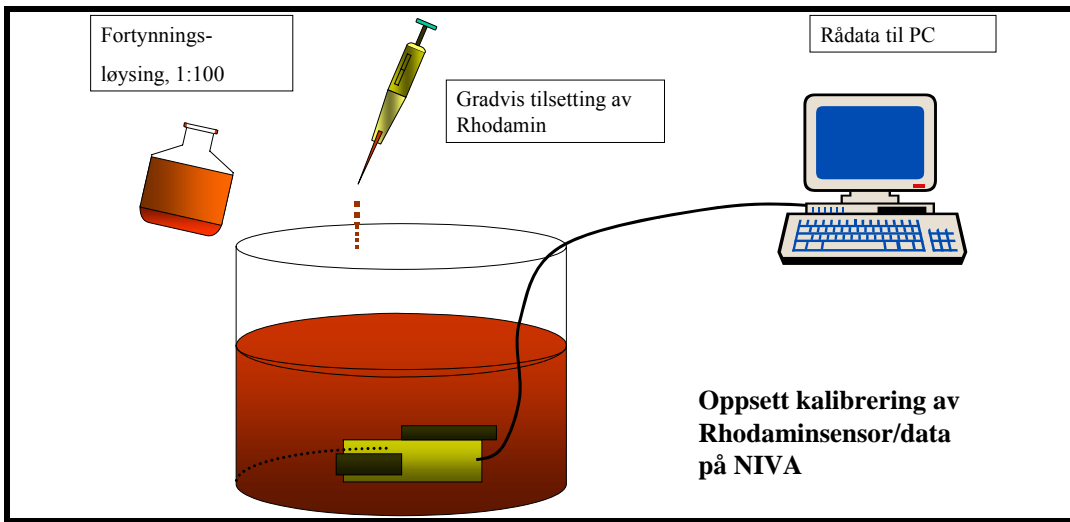
Før oppstart av kvart sporstoff-forsøk blei det gjort måling med SAIV sonden i sjøen for å sjekke bakgrunnsverdien den aktuelle dagen, denne låg stabilt på begge forsøksdagane på avlest 0.06-0.07 ("µg/l") for Rhodamin.

3. juni 2007 blei det kjørt ein test av Seapoint sensoren mot kjent konsentrasjon av Rhodamin. Kjent mengde sporstoff blei dosert ut med pipette i ein 40 l stamp med sjøvattn, slik at konsentrasjonen gradvis auka kontrollert. Sonden låg i stampen med logging via kabel til PC (sjå **Figur 39**).

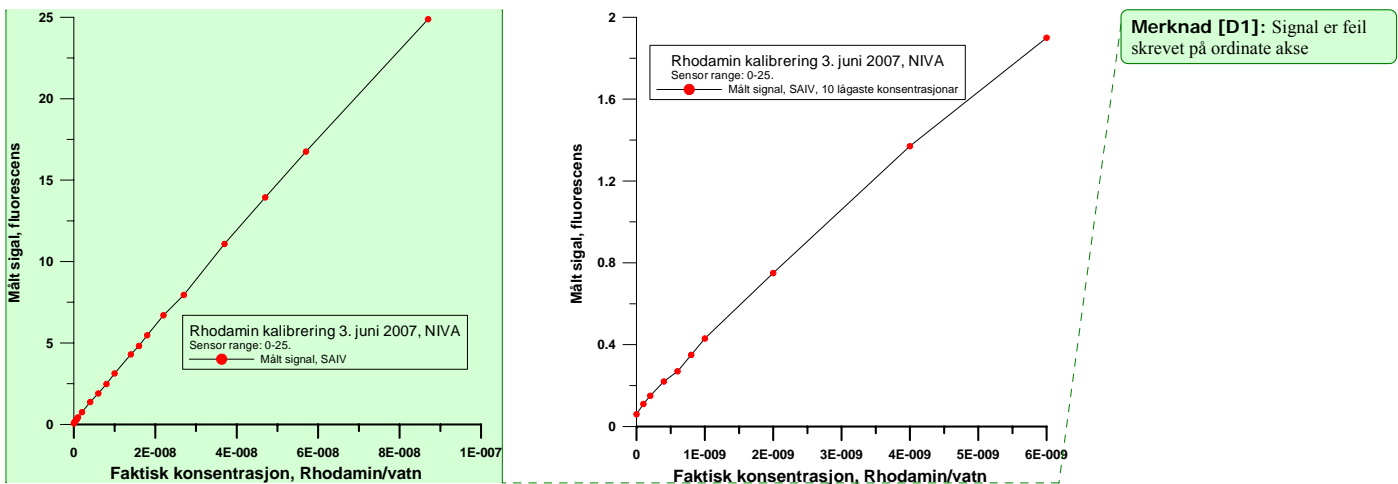
Lystilgangen blei avgrensa til eit minimum for å hindre evt feilkjelde i tilknytning til dette, sjølv om lys normalt ikkje skal påverke denne sensoren.

Svært små mengder sporstoff i stampen skulle til for å få sonden til å gi utslag. Tilsetting byrja med 0.4 µg tilsatt i 40 l, dette gav 0.11 i avlest Rhodaminverdi.

Vi har satt opp kalibreringskurver basert på desse testane. **Figur 40** syner kurver for målt sigal ut frå faktisk konsentrasjon mellom h.h.v. 0 - 10^{-7} , og 0 - $0.6 \cdot 10^{-9}$. Kurvene (responser) er tilnærma lineære.



Figur 39. Oppsett for kalibrering av sporstoff-sensoren.

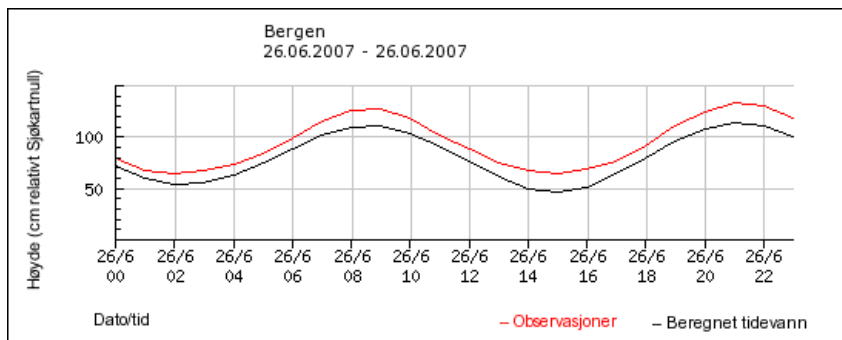


Figur 40. Kalibreringskurver for Seapoint Rhodaminsensor versus kjent sporstoffkonsentrasjon. Til venstre: alle målepunkt, til høgre: dei 10 lågaste verdiane.

5.3 Forsøket ved Florvåg RA

Dette forsøket vart utført 26. juni 2007. M/S "Freidig" blei nytta til kartlegginga i sjøen utafor anlegget. NIVA fordelte seg i to team, eit som i samarbeid med kommunen doserte sporstoff i anlegget på land, og eit team om bord i båten.

Vertilhøva denne dagen var gode, med lett nordlig bris. Dagen var i ei lengere periode med opphaldsver. Det var flo sjø ca kl 09, og fjøre kl 15. forsøket pågjeikk dermed for det meste på fallande sjø (**Figur 41**).



Figur 41. Flo/fjøre i Bergen 26. juni 2007, i h.h.t. data frå Statens kartverk, Sjøkartverket.

Frå båten var det satt ut eit strømkors i utløpspunktet, d.v.s. to plater i kryss som strømfang hengt i ei 20 m lang snor opp til ein flottør på sjøoverflata. Dette blei gjort for å få ein indikasjon på korleis utsløppsvatnet spreidde seg i starten av forsøket, som eit hjelpemiddel for å kunne detektere plumen. Det var også ein strømmålar på plass ved utløpet, som seinare ville gje data for å tolke målingane.



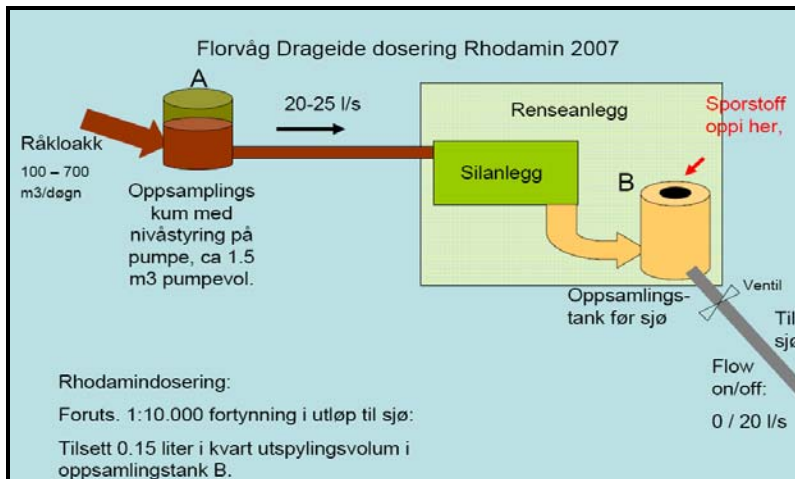
Figur 42. Flørvåg (Drageide) RA, juni 2007. Foto: L.G. Golmen.

5.3.1 Vassmengder og dosering

Ved Flørvåg (Drageide) RA (**Figur 42**) går avlaupsvatnet etter siling først over i ein kum eller tank som står inne i bygget, før det renn ut gjennom avlaupsrøret til sjøen. Pumpa som styrer vatnet inn gjennom silane, er nivåstyrt og slår seg normalt på i ca 1 minutt med 5 – 10 minutt intervall. Normal vassmengde gjennom anlegget er 250-500 m³/døgn (10-20 m³/time). Silanlegget er normalt i bruk ca 2-3 timar pr døgn (5 minutt/time), ved sterk nedbør kan dette talet kome opp i 9-10 timar/døgn.

Tanken nedstøms silen (**Figur 43**) blir max. 1/3 full under pumping (ca 1.5 - 2 m³), og går tom før neste pumping. Det vil sei at vatnet i avløpet normalt går med ujamn fluks ut, størst fluks når nivået i tanken er størst, og så avtakande til null når tanken og øvre delen av røyret er tømt. For å få betre

innblanding og jamnare konsentrasjon av sporstoff under doseringa vart ventilen på avlaupsrøyret nedstøms tanken delvis stengt, slik at tanken ikkje blei ståande heilt tom mellom pumpesekvensane.



Figur 43. Skisse over normal vassfluks inn og ut av Florvåg RA, med tilhøyrande dosering 26. juni 2007. Fluksen var noko modifisert den aktuelle dagen, for å få tilstrekkeleg jamn fluks. Pumpe blei styrt manuelt, og ventilen på avlaupsrøyret blei strypt.

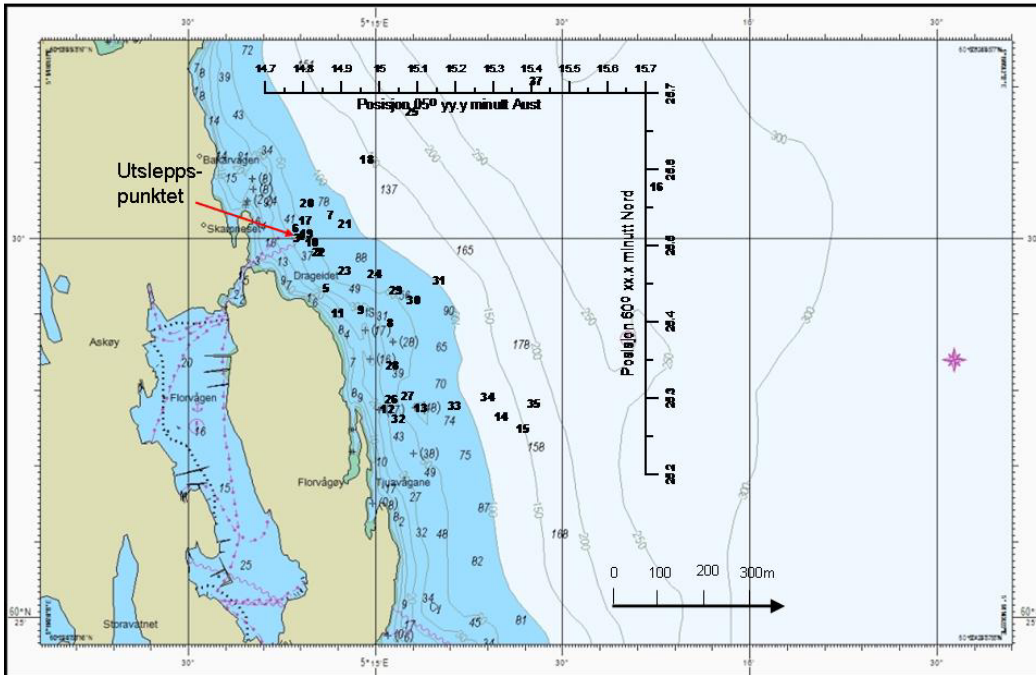
Den aktuelle dagen og dagane før var det tørt ver, slik at vassføringa var liten. For å ha nok vatn til doseringa var det difor samla opp ein del meir vatn enn normalt ved pumpestasjonen oppstrøms RA, og pumpe blei under doseringa styrt manuelt inntil nivået var nede på normalt igjen etter ca 1 time. Innleiingsvis stilte Askøy brannvesen opp med ein pumpebil, og pumpe 7-8 m³ ferskvatn opp i tanken slik at vi hadde noko vatn å starte med. Fyllinga frå bilen tok til kl 10:05, og sporstoff vart dosert ned i tanken frå dette tidspunktet.

P.g.a. litt vanskeleg tilkomst til tanken doserte vi her konsentrert sporstoff manuelt ned gjennom luka på toppen. Dosering starta kl 10:05, og siste dose blei gitt kl 12:00. P.g.a. den manuelle tilsettinga og det noko ujamne nivået i tanken varierte konsentrasjonen av sporstoff i avlaupet noko. Vi tilsette til saman ca 3 liter sporstoff i løpet av dei to timane doseringa pågjekk, noko som skulle gje ein tydeleg og høg konsentrasjon i avlaupet. Den samla vassmengda som gjekk ut i løpet av dei to timane, inklusive dei ca 8 m³ frå brannbilen i starten, kan estimerast til 25-30 m³. Konsentrasjonen i avløpet skulle då i snitt ligge på rundt 10⁻⁴.

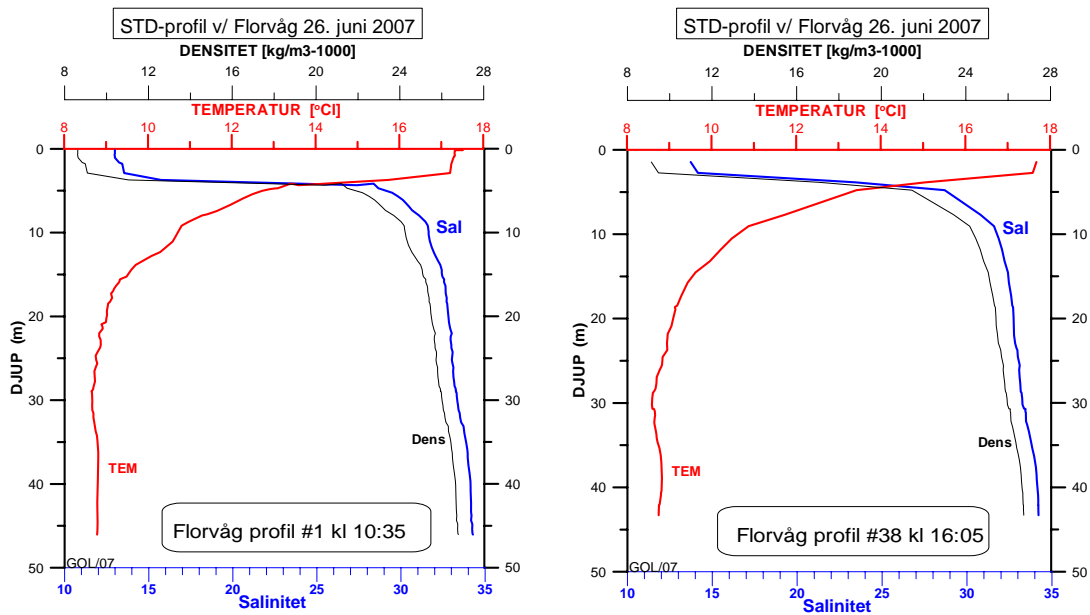
5.3.2 Målingar i sjøen

Første profil med SAIV sonden blei tatt kl 10:35 lokal tid, og siste profil, nr 38, klokka 16:05. **Figur 44** syner posisjonane til profilane. Målinga kl 12:16 (profil nr 8, klokka 11:50) var den første det var registrert antydning til sporstoff, og profil nr 10 klokka 12:16 den første med tydeleg signal (> 25) for sporstoff. Sonden var satt opp med "mid-range" på 0-25 for sporstoff-sensoren, ettersom vi hadde erfart at oppsett med "autorange" lagar kunstige datasprang når sonden skifter skala automatisk. Normalt skulle ein forvente at verdiar på over 25 neppe ville forekomme, men p.g.a. den manuelle doseringa ved Florvåg RA denne dagen kombinert med moderat/liten vassføring har konsentrasjonen ut av røyret blitt høgare enn motsvarande måleverdi på 25.

Figur 45 syner profiler av salinitet, temperatur og densitet ved Florvåg h.h.v. om morgonen og om ettermiddagen 26. juni (profil # 1 og 38). Tilhøva var tilnærma like ved dei to tidspunkta; studium av detaljar her ligg utafør oppgåva. Sprangsjiktet var markert og låg mellom 4-5 meters djup. Øvste 3-4



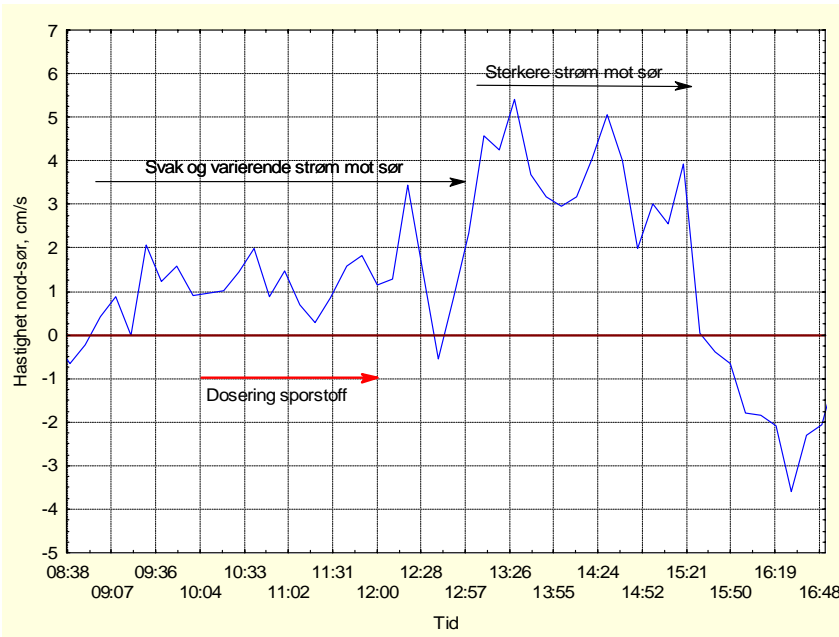
Figur 44. Kart med alle måleposisjonane ved Florvåg 26. juni 2007.



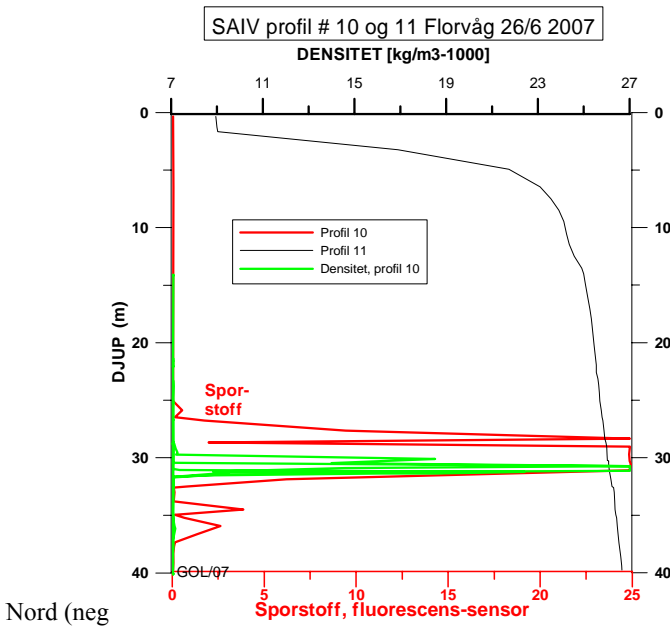
Figur 45. Hydrografiske profilar, Nr 1 og 38, ved starten og slutten av dagen.

meter hadde temperatur rundt 17.5°C og salinitet rundt 12-14. Sjiktinga frå under sprangsjiktet og nedover var tydeleg, og tilnærma lineær.

Mens sporstoffutslippet foregikk og i timane etterpå var straumretninga sørleg, med varierende straumstyrke (**Figur 46**). Utslipet var markert med eit strømkors i ca. 20 m djup og dette ”strømbiletet” passer med forflytninga av korset: først sakte bevegelse sørover og deretter raskere.



Figur 46. Straumkomponent i nord-sør retninga under sporstoffutslippet den 26.6.07 ved Florvåg. Straumretning mot sør er gitt positivt fortekn.



Figur 47. Sporstoff-profil Nr 10 og 11.

Første antydning til sporstoff fann vi i profil nr 7, kl. 11:40, ca 70 m NW for utsleppspunktet. Desse sporstoff-verdiane synte eit svakt maksimum, så vidt over bakgrunnsnivå i 26-28 m djup. Det er likevel rimeleg å anta at dette er eit signal frå sporstoffet i utsleppet.

Påfølgjande profilar Nr 10 og 11 (**Figur 47**) ga tydelege utslag, særleg i intervallet mellom 26 og 32 m, men også mellom 34 og 36 m djup. Begge stasjonane hadde utslag over max måleverdi på 25, profil 10 særleg. Profil 11 hadde tynnare påverka sjikt, og max verdi tilsynelatande berre litt i overkant av 25. Profil 10 var tatt nær utsleppspunktet, mens Profil 11 var tatt ca 200 m mot SE.

Profil Nr 19 (

Figur 48) var tatt etter lunch, klokka 13:58, på utsleppspunktet. Her var maksimumsverdien på 22.5, med sterkast utslag mellom 32-34 meters djup. Som for profil Nr 10 var det også på Nr 19 eit sekundært maksima rundt 37-28 m djup.

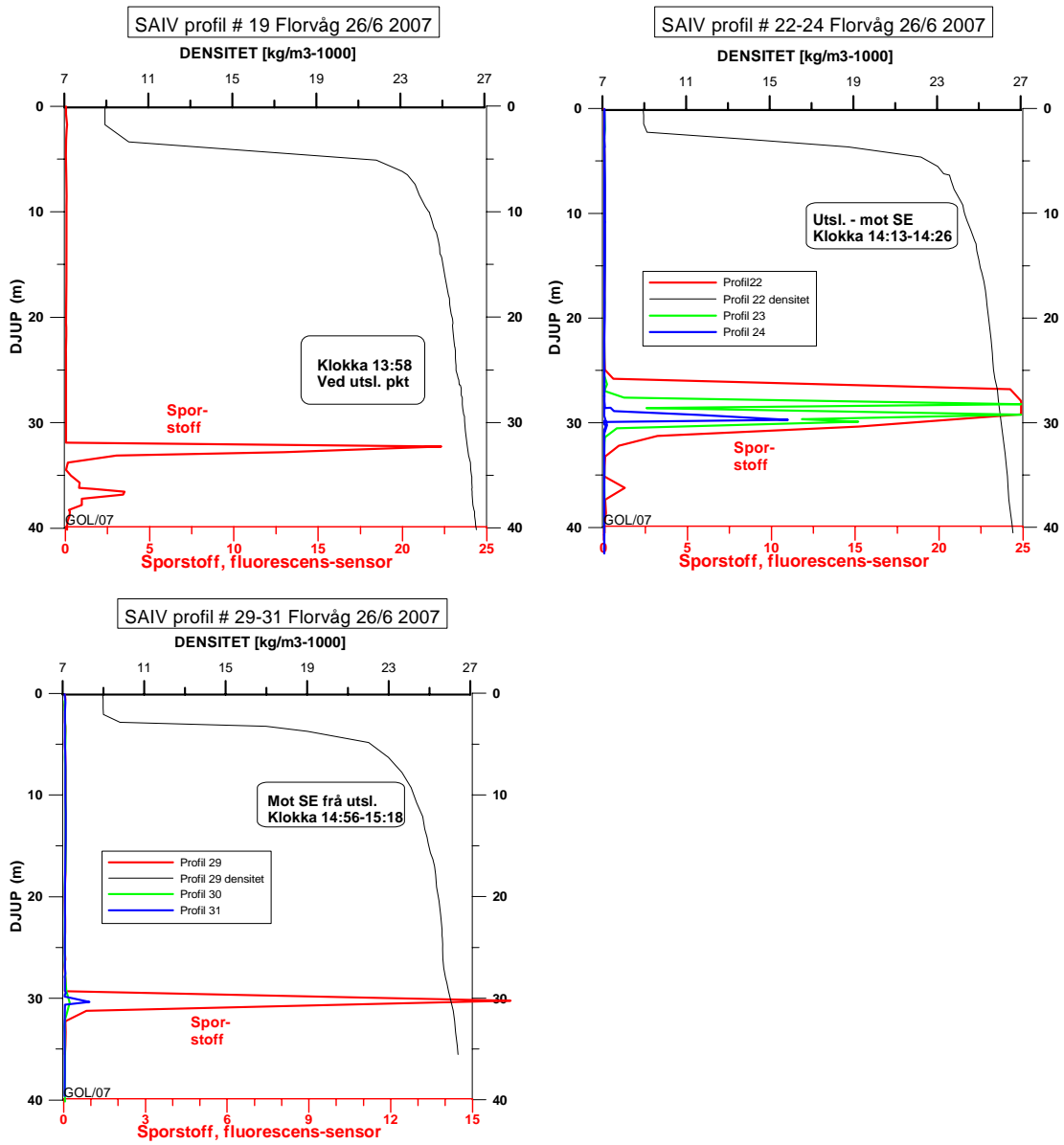
Profilane 22, 23 og 24 (

Figur 48) var tatt frå utsleppet og i retning SE. Profil 24 var ca tatt 250 m frå utsleppspunktet. Alle tre profil hadde tydeleg utslag, avtakande frå profil 22 (sterkast, nærast utsleppet) til profil 24 (svakast, lengst frå utsleppet). Nr 22 hadde max verdi over 25, Nr 23 max verdi på 24-25, og Nr 24 maxverdi på 11. Det mest påverka sjiktet låg mellom 26 og 32 m djup. Profil 22 hadde eit sekundært maksima rundt 36-37 m, dette vart ikkje funne på dei to andre stasjonane lenger ute.

Profilane 29-31 (

Figur 48) var dei siste som det blei registrert utslag på. Desse låg i ei klynge 3-400 m SE for utsleppspunktet. Profil 29 hadde sterkast utslag, i eit tynt sjikt rundt 29-31 m djup, med max verdi på 16 målt på veg ned, og 20 målt på veg opp. Profil 30 hadde max verdi på 0.32, og Nr 31 max verdi på 0.95, begge sentrert rundt 30 m djup. Desse profilane indikerte også tendens til avtakande konsentrasjon med aukande avstand frå utsleppspunktet, som forventa.

Samla sett tyder resultatata på at utanfor ein avstand på ca. 300-400 m frå utsleppet var fortynninga 1000x eller høgere.



Figur 48. Profil Nr 19, 22-24 og 29- 31.

5.4 Forsøket ved Kleppestø RA

Forsøket vart gjennomført 19. juli 2007. M/S "Solvik" av Askøy var base for målingane ute i sjøen. Kommunen bistod med assistanse under doseringa på land.

5.4.1 Vassmengder og dosering

Utløpet frå renseanlegget går først inn i ein kum på utsida av bygningen (*Figur 49*). Derfrå går det to rør ut i sjøen, eitt ordinært avløp til ca 30 m djup, og overløpsrør til ca 7 m djup. Ved inspeksjon av kummen 11. juni vart det bemerkta at begge avløpa låg i samme nivå i botnen av kummen, og at overløpet tok unna minst 50% av vassmengdene. For å få styrt avløpet ut gjennom det ordinære avløpsrøret under doseringa vart det før forsøket montert eit rørbend inn i overløpsrøret, slik at dette først kom i aktivitet når vatnet steig til over 1 meter opp i kummen. Bendet skulle fjernast etter at forsøket var gjort.

Normalt går pumpa i pumpestasjonen av og på ved Kleppestø RA, som ved Florvåg RA. Kun i perioder med sterk nedbør går det meir og mindre jamt med vatn gjennom silane og ut gjennom avløpet, utan opphald. Dagane før doseringa var relativt tørre, med ca 100 m³/time i gjennomsnitt gjennom dette anlegget, noko som innebar pulsvis puming, med kortvarig stans i vasstraumen gjennom silane. For å få meir kontinuerleg fluks mens doseringa pågjekk vart ein ventil på røret inn på silane strupt, slik at det heile tida stod vatn i avløpskummen. Vi fekk justert dette slik at det meste av vatnet nå gjekk kun i det ordinære avløpsrøret. Men når kummen fylltest heilt opp rann det fortsatt litt inn i overløpet gjennom det påmonterte bendet. Dette overløpet varte i 1-2 minutt for kvar pumpesekvens, inntil nivået sank nedom toppen av bendet.

Doseringa ved Kleppestø RA bestod av tilsetting av konsentrert Rhodamin i stamp på 40 liter ferskvatn, motsvarande 1:100 fortytning. Denne fortytninga blei så pumpa ned i kummen via slange med jamn fart til det utstrøymande avlaupsvatnet. Dette blei gjort i to omgangar, og det heile føregjekk i ca 1 time, med eit kort opphald midtvegs. Pumperaten av fortynta stoff motsvara dermed ca 1 l/min.

Doseringa starta kl 09:50 lokal tid, og vart avslutta kl 10:58. Fluksen gjennom anlegget mens doseringa pågjekk blei målt til ca 30 l/s, med litt variasjon i høve til pumpesekvens. Dette er nær det gjennomsnittlege på 100 m³/time. Vi tilsette ca 0.8 liter konsentrert sporstoff til den aktuelle vassmengda på i overkant av 100 m³. Dette skulle representere ein gjennomsnittleg konsentrasjon på 10⁻⁵ ut av røret, ut i sjøen mens doseringa pågjekk, d.v.s. frå ei tid etter oppstart til røret blei fylt og til ei tid etter, til røret var tømt. Konsentrasjonen av sporstoff var såleis ein faktor på 10 lågare i utgangspunktet en tilfellet var for forsøket ved Florvåg RA.

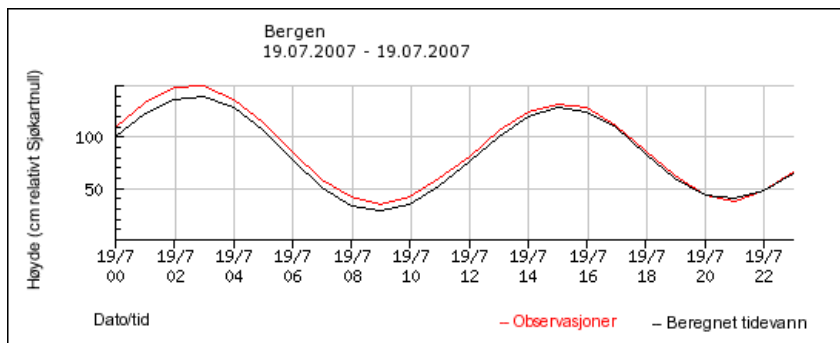
Utpumpinga gjennom anlegget går som nemnt pulsvis, slik at fluksen ut av kummen og i sjøen sannsynlegvis ligg på 50-60 l/s under/etter normal pumping, inntil kummen renn tom. På den andre sida går minst halvparten av vatnet normalt i overløpet, slik at det som under vanleg drift går ut på 30 m djup sannsynlegvis ikkje er så langt unna 30 l/s.



Figur 49. Avløpskummen nedstrøms Kleppestø RA. Vatn frå silane strøymer inn i kummen gjennom røyropningen til høgre. Avløpet med blå farge øvst i fotoet går til overløpet, mens opningen til det ordinære utløpet ut til 30 m djup kan skimtast om lag midt i biletet (pil). Før doseringa 19. juli var det mellombels montert eit røyrbend i overløpet, dette skulle fjernast etter forsøket. Foto: L.G. Golmen.

5.4.2 Målingar i sjøen

Det var pent ver også denne dagen, med opphald og nordlig bris. Det hadde vore bygever dagane før, slik at vassmengdene gjennom anlegget og ut i sjøen sannsynlegvis var rundt det normale, d.v.s. med mogleg innslag av noko overvatn inn på anlegget i perioder, i tillegg til tilførsler frå hushaldningane. Det var fjøre sjø kl 08:30, og flo klokka 15 (**Figur 50**), slik at forsøket gjekk føre seg på fløande sjø.



Figur 50. Flo/fjøre i Bergen den 19. juli 2007, i h.h.t. Statens kartverk, Sjøkartverket.

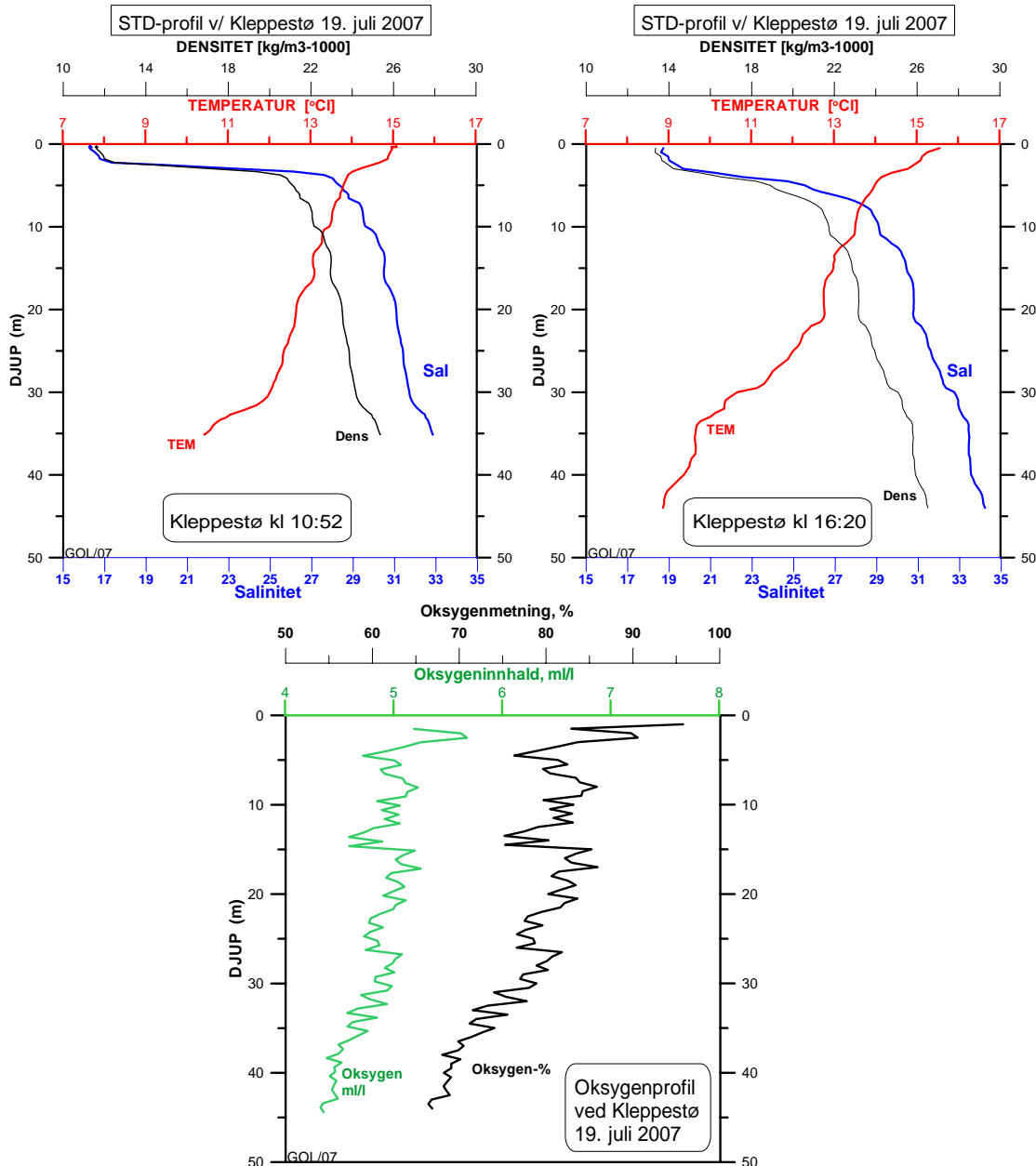
Ved oppstart av dosering blei **strømkorset** satt ut i utsleppspunktet. Dette dreiv raskt austover, og tok land ved neset ca 250 m lenger aust. Det blei så henta opp kl 11:24 og satt ut på nytt i utsleppspunktet. Det låg då mest i ro, muligens gjekk det etter ei tid på grunn ved staken like E av utsleppspunktet. Klokka 12:55 vart det tatt opp og satt ut på nytt i utsleppspunktet. Driftretninga deretter var tydeleg vestleg gjennom ettermiddagen.

Sjiktning/hydrografiske tilhøve er representert ved stasjon/profil 7a tatt kl 10:45, og profil 47, tatt kl 16:20. Stasjon 7a var den første det blei detektert sporstoff på. Stasjon 47 vart målt med Seabird SBE19 sonde, med oksygensensor. Supplerande oksygenprøver vart tatt i 10, 20 og 30 m djup, for lab-analyse i h.h.t. Winklers metode.

Figur 51 syner måleresultata for hydrografi for dei to tidspunkta. Overflatetemperaturen låg rundt 15 °C, avtakande til 9 °C i 40 m djup. Saliniteten i øvre 3-4 meter auka frå 16-17 om formiddagen til over 18 på siste stasjon. Sprangsjiktet var markert og låg i 3-4 m djup. Salinitets- og temperaturkurvene har

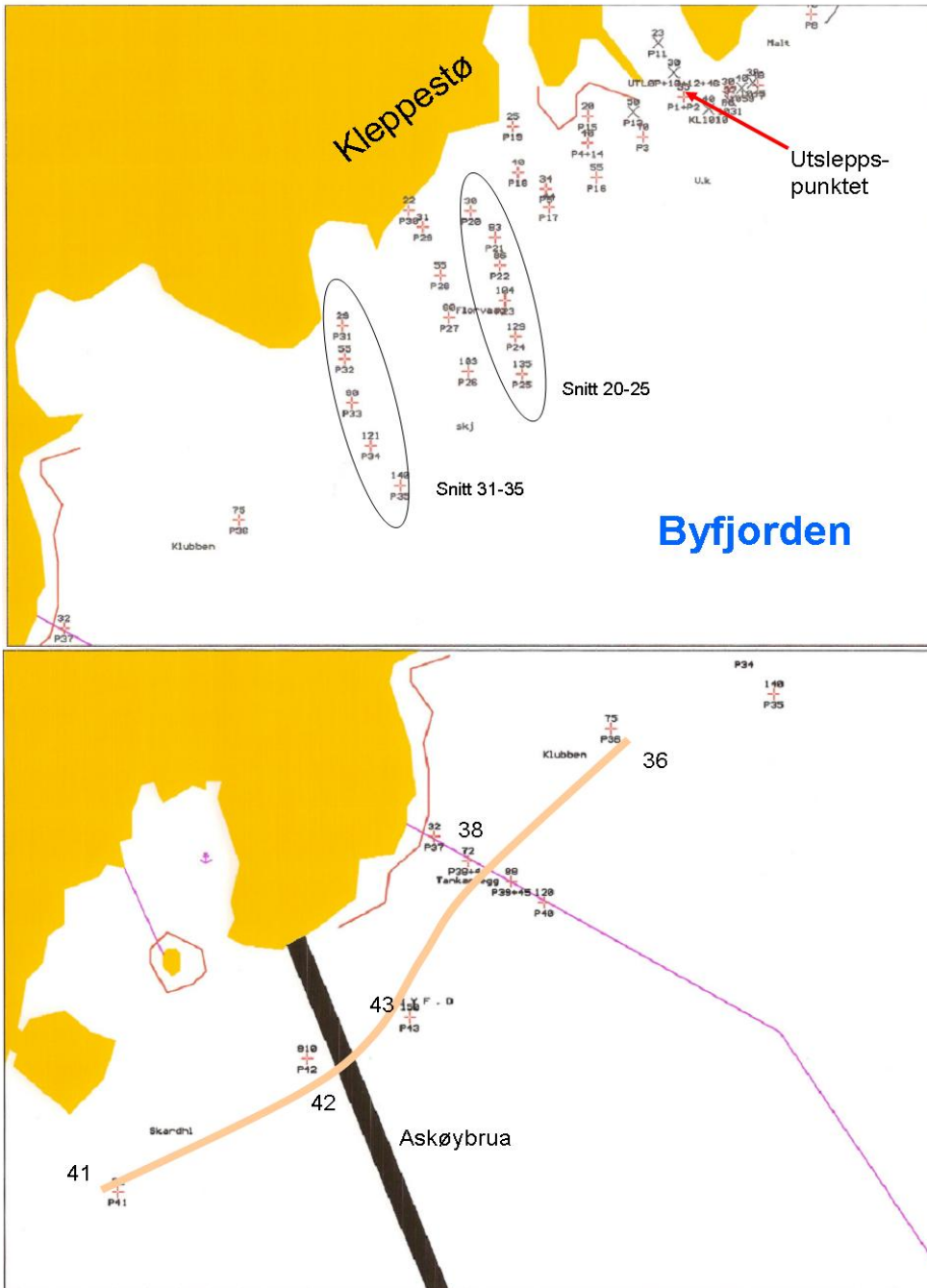
ein liten anomali i 15-22 m djup, som muligens kan skuldast påverknad/innblanding av ferskare og varmare vatn frå utslippet frå RA. Oksygenverdiene avtok frå nær 100% metning nær overflata til knapt 70% metning i 40 m djup (nær botnen).

Det blei tatt i alt 54 **sporstoff-profilar** denne dagen med SAIV-sonden, dei fleste med registrert sporstoff. **Figur 52** syner stasjonskartet. Dei første 10 var tatt ved utsléppspunktet, og profil nr 7a (**Figur 53**) var den første det blei detektert sporstoff på, kl 10:45. Doseringa starta kl 9:50 så det gjekk m.a.o. nesten ein time før stoffet kom ut i sjøen eller i alle fall blei detektert der.



Figur 51. Hydrografiske profilar ved Kleppestø 19. juli 2007. Øvst t.v.: Profil 7a kl 10:52; t.h.: Profil 47 kl 16:20. Under: Oksygenprofil kl 16:20.

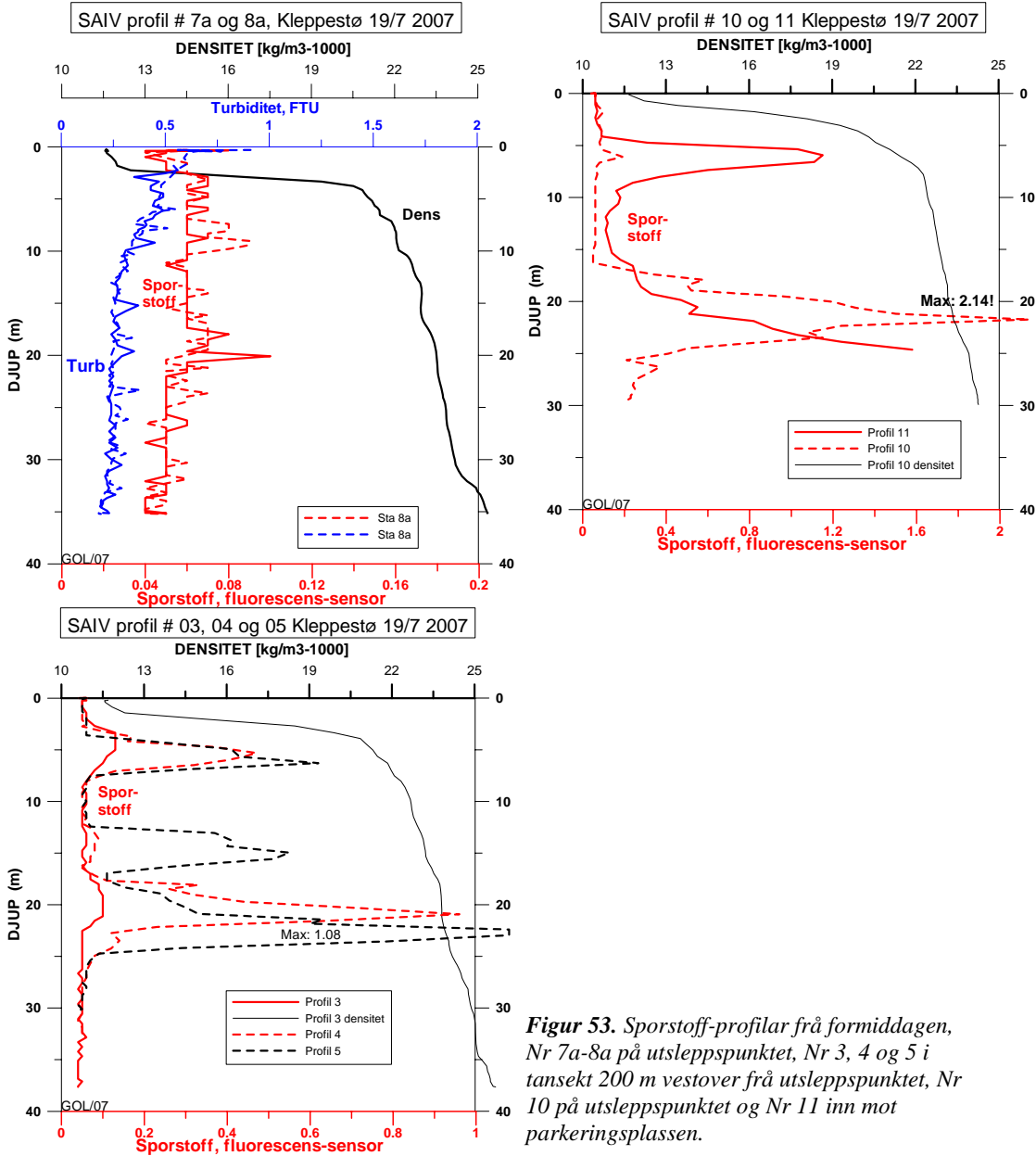
Stasjonane 3-5 frå vestafor utsleppet like etter synte tydelege utslag, både i sjiktet 4-8 m djup, og i 18 – 25 m djup (**Figur 53**). Profil 5 lengst vest hadde også eit signal i eit 3. sjikt rundt 15 m djup. Maksimal-verdien låg i overkant av 1.0 på stasjon 4 og 5, høgast i sjiktet rundt 20 meter der konsentrasjonen auka med aukande avstand frå utsleppspunktet.



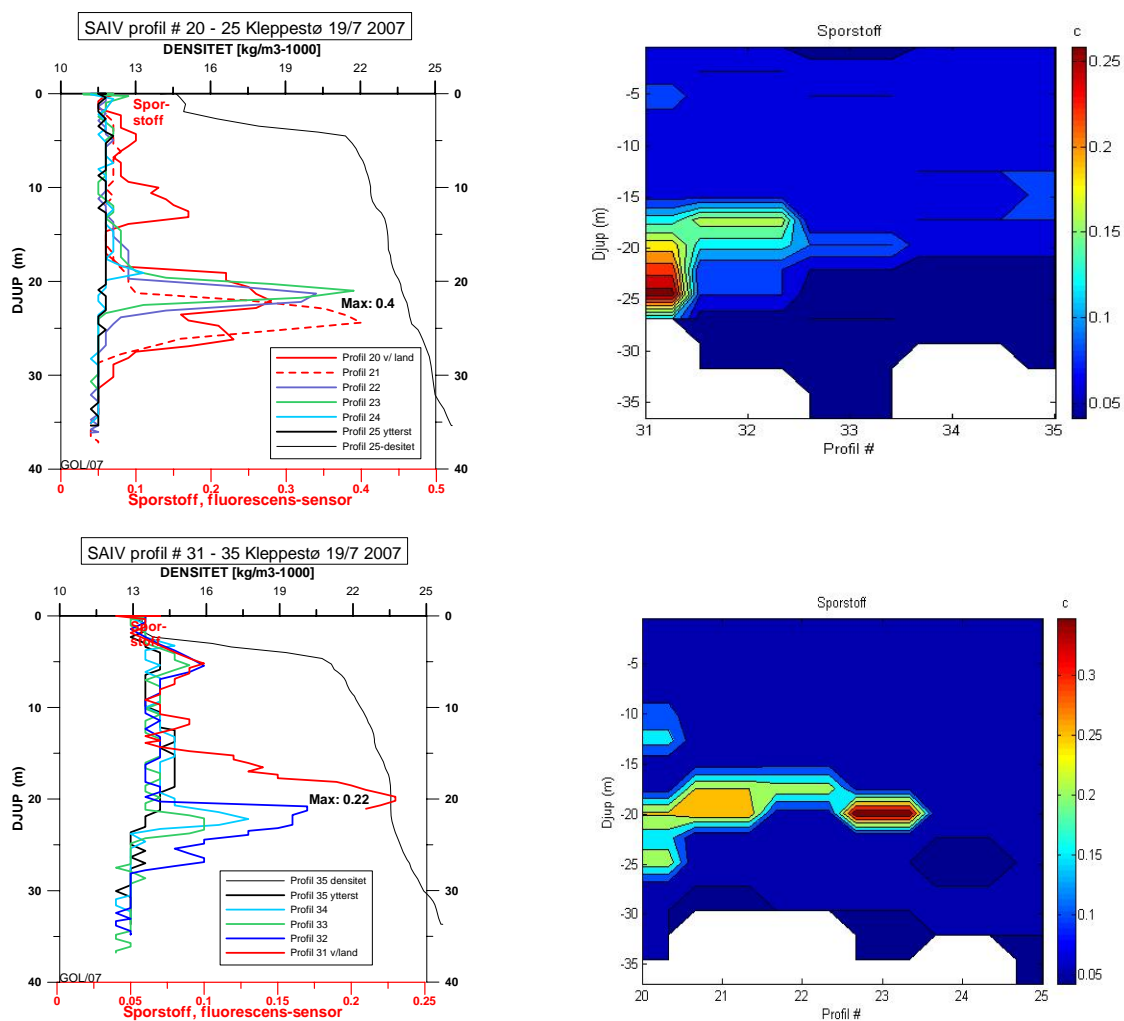
Figur 52. Stasjonskart. Øvst: Stasjonane/profilane i austlege del av kartlagt område med utsleppet og nokre av snitta som er diskutert i rapporten. Nedst: Dei vestlege stasjonane, med snittet med profilane 36-43 som er framstilt grafisk.

Dei første 8 profilane blei tatt kun med intern logging i sonden. Stasjonsnummereringa for desse er nemnt 1a-8a, og dei påfølgjande profilane har løpenr 1, 2...47, som avmerka i stasjonsplottet (Figur 52). Vi viser grafisk eit utval av profilar, det fører for langt å presentere alle.

To av dei første profilane over utsléppspunktet er illustrert i Figur 53, oppe til venstre, for både sporstoff og turbiditet. Profil 7a kl 10:52 var den første som ga utslag for sporstoff, dette var moderate verdiar, opp til om lag 0.1 rundt 20 m djup. Profil 8a hadde noko utslag også i 8-10 m djup. Turbiditet hadde avtakande verdiar frå overflata og nedover; det var ikkje noko lokale maksima som evt. kunne tilskriva utsléppet.



Figur 53. Sporstoff-profilar frå formiddagen, Nr 7a-8a på utsléppspunktet, Nr 3, 4 og 5 i tansekt 200 m vestover frå utsléppspunktet, Nr 10 på utsléppspunktet og Nr 11 inn mot parkeringsplassen.



Figur 54. Til venstre: Sporstoffprofilar frå to snitta vest for Kleppestø; snitt profil 20-25 og profil 31-35. Merk ulik skala for sporstoff-aksen. Til høgre: konturar av sporstoff-konsentrasjon for dei same transekta tvers av land. Raud farge representerer høg konsentrasjon, blått repr. bakgrunn.

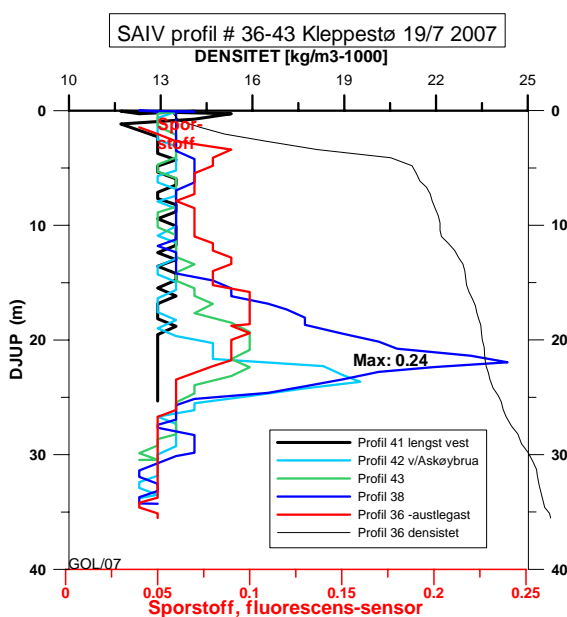
Profil nr 6 - 9 vart tatt austafør utleppspunktet, dette fordi vi ville undersøke om stoff hadde kome i den retningen, i følge med strømkorset som først dreiv austover. Vi tok desse profilane med 35-70 m avstand, og dei to siste på line normalt ut frå land. Ingen av desse stasjonane synte innslag av sporstoff.

Profil nr 10 (**Figur 53**) var tilbake på utleppspunktet og der registrerte sonden konsentrasjon av sporstoff på 2.14 i 23 m djup, dette var høgste verdien målt på toktet. Profil nr 11 var tatt på 25 m djup, innafor utleppspunktet i retning av parkeringsplassen. Her var det tydeleg innslag av stoff både i 6-8 m og frå 20 m mot botnen.

Etter ny profil nr 12 kl 13:01 på utleppspunktet (tydeleg signal, max 0.4 i 25 m) konsentrerte vi oss om å kartlegge spreinga vidare vestover. Dette var basert på at vi ikkje detekterte stoff austafør utleppet, at vi hadde deltektert stoff vestafør (profil 3-5), og at strømkorset nå dreiv vestover. Profilane på ettermiddagen blei delvis fordelt langs nord-sør snitt ut frå land, med avstand mellom snitta på 100-200 m. Dette blei gjort for å prøve finne utstrekninga av spreingsområdet ut frå land. Profil Nr 41, 300 m vestafør Askøybrua (50 m botndjup der) var den vestlegaste sporstoff-profilen. Den hadde for øvrig null utslag i sporstoff.

Figur 54 syner vertikalprofilane av målt sporstoff for to av snitta (transekta) ut frå land, for stasjonane 20-25 og 31-35. Figuren syner også snitt med konturar av sporstoff-signalet. Snittet nærast Kleppestø hadde høgast konsentrasjonar, med maksimalverdi på 0.4 som avtok til 0.22 på snittet vestafør (profil 31-35). Konturplotta syner at sporstoffet heldt seg inn mot land i dette området, innafor avstand på 150-200 m.

Fordelinga langs eit snitt frå aust v/utleppet og vestover er synt i **Figur 55**, med høgst målt konsentrasjon på stasjon 38, 75 m frå land, 250 m aust for Askøybrua. Kun den austleaste profilen i transektet, nr 36, hadde signal i øvre lag (4-6 m), mens alle hadde tydeleg utslag i sjiktet 15 – 25 m djup.



Figur 55. Profilar frå eit 900 m langt transekt langs land frå profil Nr 36 i aust til Nr 41 lengst vest, ca 300 m vest for Askøybrua.

Den siste profilen på utsleppspunktet, Nr 46 frå klokka 16:06, er illustrert i **Figur 56**. Det var då kun små mengder sporstoff att, så vidt detekterbart, med antyding til to sjikt, eit rundt 12 m djup, og eit rundt 23 m djup.

Kommentarar til målingane ved Kleppestø

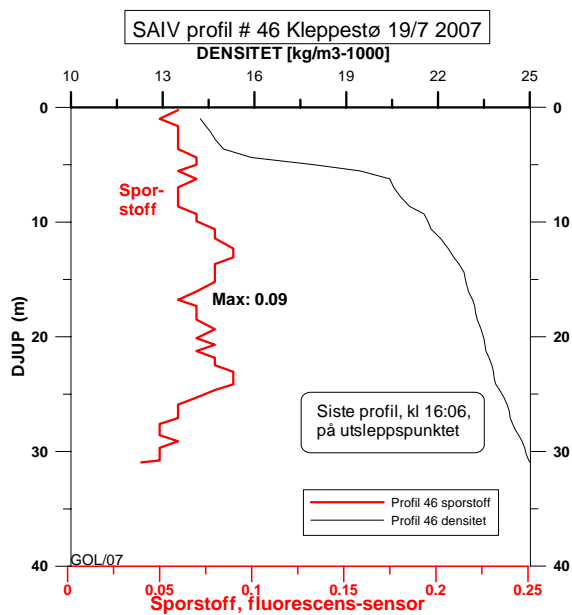
To separate sjikt med sporstoff var eit fellestrekk ved mange av observasjonane; eitt i 5-8 m djup og eit i 20-25 m djup. Det øvste sjiktet ga svakast utslag, og blei borte lenger vest i fjorden. Det skriv seg nok frå **overløpet** som ikkje var heilt blokkert under doseringa, slik at det lak ut litt gjennom det røyret også, til utslepp på 7 m djup.

Normalsituasjonen siste åra har nok vore at overløpet har tatt meir enn halvparten av vassføringa, og at spreininga i sjiktet rundt 5-8 m faktisk representerer ein normalsituasjon for deler av avlaupet frå Kleppestø RA. Det kan verke frå observasjonane oppe i kummen som at det eigentlege utslepps røyret er underdimensjonert i høve til dagens vassmengder (som stadig aukar) og at overløpet uansett må nyttast deler av tida i alle fall. Kommunen har antyda at overløpsleidningen kan bli forlenga ut til 30 m djup, som eit avbøtande tiltak her.

Dei målte konsentrasjonane i sjøen var for det meste under 0.5, som motsvarer ein konsentrasjon av sporstoff på under 10^{-9} i høve til kalibreringa. Den estimerte utgangskonsentrasjonen ut frå røyret på 30 m djup var på 10^{-5} , slik at det meste av sporstoffet m.a.o. raskt blei fortynna i alle fall 1.000X.

Den høgste målte konsentrasjonen på 2.14 motsvarar ein konsentrasjon på ca 10^{-8} , m.a.o. ca 1.000X fortynning. Dette kan verke mykje som initialfortynning men den målte verdien representerer neppe den maksimale verdien i sentrum av plumen på det aktuelle tidspunktet. Nokre få meters ”bomskudd” vil ha gjort at profilen blei tatt utt mot periferien av plumen. I sentrum av plumen nær utlaupet kunne vi forvente konsentrasjonar på 10^{-6} – 10^{-7} , som skulle gje utslag i målingane på over 25. Ved tidlegare høve i prosjekt andre stader har vi sporadisk hatt målingar opp mot slike nivå, mens det meste også då har lege nesten ned mot bakgrunn, i intervallet 0.06 – 0.20 (Golmen 2004, 2007).

Utbreiinga av utsleppet frå Kleppestø syntes i hovudsak å gå mot vest den aktuelle dagen under forsøket. Strømmen i starten av dagen gjekk austover, men vi deteketerte likevel ikkje sporstoff i den retningen. Det kan ha å gjere med at strømmen snudde mot vest innan sporstoff kom ut i sjøen.



Figur 56. Sporstoff-profil, siste stasjon, Nr 46 på utleppspunktet kl 16:06 den 19. juli 2007.

6. Undersøkelse av utslippene med ROV

6.1 Metodikk

Undersøkelsen av utslippene med ROV (Remotely Operated Vehicle) ble utført lørdag 9. juni 2007 ved hjelp av katamaran "M/S Vita" fra Bergen Sjøservice A/S og en oppgradert Buster MkII ROV fra ARGUS (*Figur 57*). Tilstedet var skipper, 2 ROV operatører fra ARGUS, Stein-Tore Sørland fra Norconsult, Pierre Jaccard fra NIVA og 2 sommerstudenter fra NIVA.



Figur 57. Katamaranen "M/S Vita" og ROVen.

Bortsett fra undersøkelsen i Erdal, der det blåste litt kraftigere fra sørvest, var det ingen problemer med å styre og posisjonere verken båt eller ROV.

På bunnkart ble det identifisert områder der en kunne lett finne ledninger ved hjelp av ROV. Bortsett fra første undersøkelsen i Strusshamn, ble dette vellykket. Først ble ledningene fulgt ned mot utslippspunktene og filmet med fokus på å beskrive tilstand, mulige lekkasjer og samt svakheter i festeanordninger. Ved utslippspunktene ble strømmen av avløpsvann ut av endehullet observert i noen minutter med hensikt til å vurdere blandingssegenskaper i vannkolonnen. Bunnforholdene omkring utslippspunktene ble undersøkt for å oppdage om det var tegn til forurensing.

Deretter ble ledningene fulgt opp igjen mot land. I de fleste tilfelle ble det umulig å holde kurs langs ledningene i de siste meterne til overflata. Dette skyldes meget stor begroing på bunn, meget dårlig sikt i de øverste 5-10m, eller at ledningene hadde vært dekket med stein.

Til slutt ble det gjort tilsvarende filmopptak langs overløpsledningene.

6.2 Resultater

Generelt sett ble det ikke oppdaget alvorlige skader eller forurensing ved noen av de fire utslippene. Av de tekniske forholdene langs ledningene nevnes spesielt:

- en lekkasje i Strusshamn,
- en stor stein som var falt på ledningen i Florvåg,
- og stor spenn mellom forankringspunkt langs ledningene i Florvåg og Erdal.

Det ble observert noe begroing i strandsonen ved Florvåg- og Erdal-utslippene og mer markert ved det innerste av de to utslippene på Kleppestø.

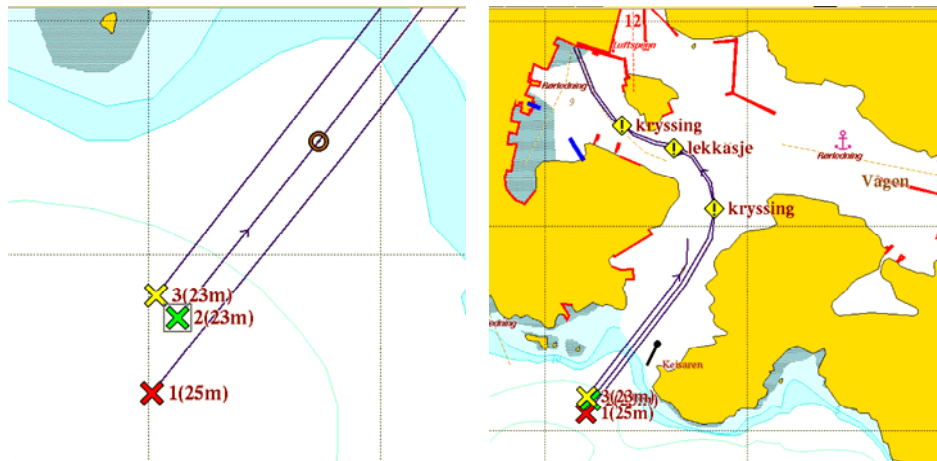
Ved Erdal, Kleppestø og Strusshamn var det lite begroing på ledningene. Ved Florvåg ble det observert mye begroing på ledningen innover mot land.

6.2.1 Strusshamn

En prøve først å finne avløpsledningen ved å kjøre ROV langs bunn på tvers av det trange innseilingsundet. Det ble oppdaget flere ledninger og samme operasjon ble derfor gjentatt utenfor sundet. Utslippspunktet ble funnet på 26 m dyp. En annen ledning ble oppdaget parallell til denne, med utslippspunkt ved 23 m dyp (**Figur 58- Figur 59**). Det var mindre avløpsvann fra denne. Begge ledningene lå parallellt, men krysset hverandre på to steder. Begge gikk innover mot vågen, passerte på sørvest side av holmen for å ende ved Gnr. 10/145 innerst i vågen. En tredje ledning som endte i 23 m dyp ble også funnet, men denne så ikke ut til å føre avløpsvann.

Det var minimal nedslamming og forsøpling av bunnen ved utslippene (**Figur 60**)

En mindre lekkasje ble observert ved sørvest side av holmen og en fikk inntrykk av at den var forårsaket av en forankring fra en flytebrygge har dradd en skjot av to ledningselementer litt fra hverandre. Undersøkelsen i Strusshamn ble vanskelig pga et stort antall forankringer fra flytebrygger og båter som lå tett i tett.



Figur 58. De tre avløpsledningene utenfor Strusshamn. Ledning nr. 1 er hovedutslippet, mens ledning nr. 2 førte også ut noe vann. Merk at ledningene 1 og 2 krysset hverandre på to steder og det ble funnet en lekkasje på ledning 1.



Figur 59. Strusshamn: en strøm av avløpsvann ut av hovedutløp (ledning 1)



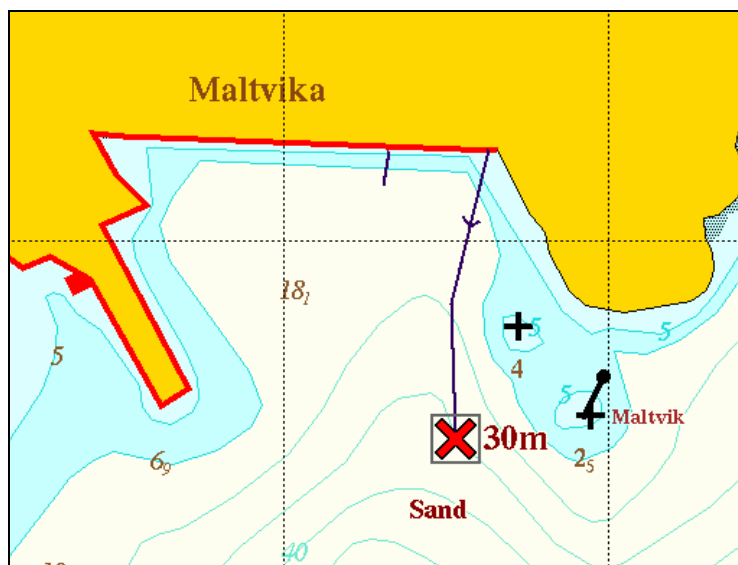
Figur 60. Strusshamn: praktisk talt ingen nedslamming av bunnen ved hovedutløpet.

6.2.2 Kleppestø

Innerste del av hovedledningen var synlig fra overflata og var dermed lett å finne. Utløpet ble funnet ved 30 m dyp, ca 25 m fra en stake. Mellom denne hovedledning og kaien ble det funnet en annen ledning som munnet ut på 7 m dyp (**Figur 61**).

Det ble ikke observert tegn til nedslamming eller forsøpling ved utslippet i 30 m dyp (**Figur 62**). Forholdene omkring utslippet i 7 m dyp var vanskelig å registrere pga. dårlig sikt i vannet og tare, men med dette forbeholdet ble heller ikke der observert nedslamming og forsøpling.

Begge ledningene lå godt forankret langs bunnen og det ble ikke observert lekkasjer.



Figur 61. Avløpsledningene ved Kleppestø. Overløpet vises som kort ledning mellom hovedledning og kai.



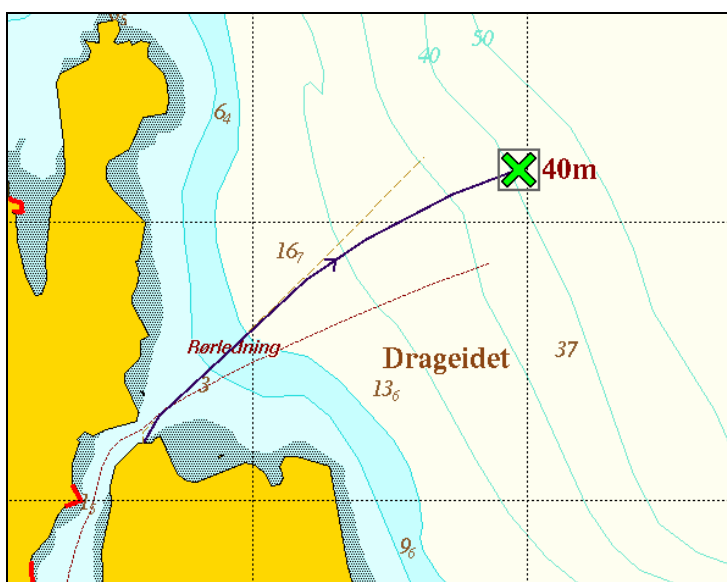
Figur 62. Kleppestø 30 m: plume og utslippsområde. Ingen merkbar nedslamming

6.2.3 Florvåg

Ledningen var lett å finne og da ROven fulgte den utover mot utslippet (*Figur 63*) ble det oppdaget deler av ledningen som ikke lå på bunn. Til dels med betydelig spenn mellom forankringene. Midt mellom strandsonen og utslippspunkt var det en stor stein (diameter ca 2m) som hadde rullet ned og støttet seg mot ledningen.

Utløpet ble funnet på 39m dyp og ligger ca 5m over bunn.

Det ble ikke observert tegn til nedslamming eller forsøpling ved utslippet i 30 m dyp (*Figur 64*).



Figur 63. Florvåg: traseen for utslippsledning.



Figur 64. Utslippet og utslippsområdet. Ingen merkbar nedslamming.



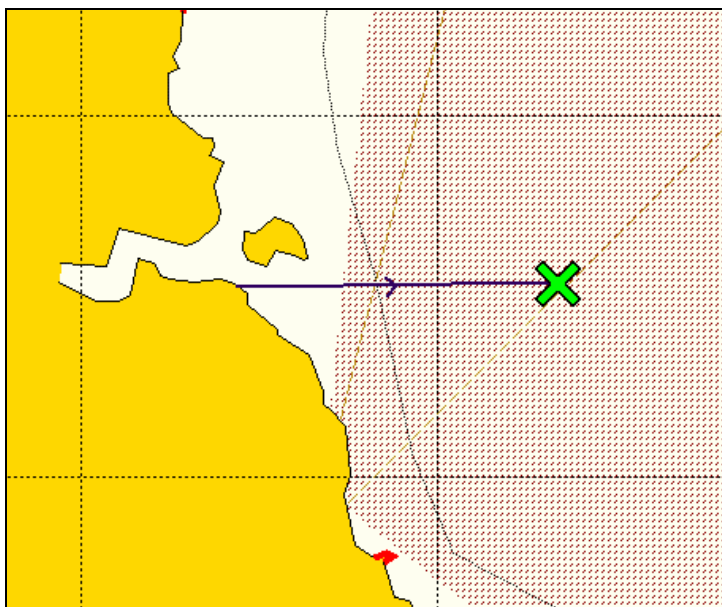
Figur 65. Florvåg: En stein ligger inn mot ledningen på ca. 20 m dyp

6.2.4 Erdal

Utløp ble funnet ved ca 30m dyp, litt sørøst for en holme (**Figur 66**). Det ble observert flere andre ledninger som krysset denne ledningen mellom 18m og 10m dyp. Et overløpsrør ble funnet ved 10m dyp litt på sørside av hovedledningen.

Det ble ikke observert tegn til nedslamming eller forsøpling ved utslippet i 30 m dyp (**Figur 67**).

Det ble ikke funnet hengende spenn eller skader på ledningen.



Figur 66. Erdal: traseen for utslippsledning.



Figur 67. Erdal: plume og utløpsområde. Ingen merkbar nedslamming.

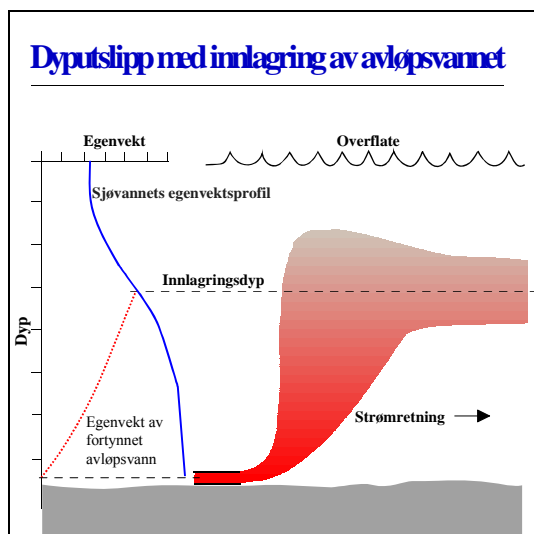
7. Beregninger av avløpsvannets fortykning og spredning

7.1 Metodikk og data

Formålet med å beregne avløpsvannets fortykning og spredning er å vurdere om avløpsvannet fra de fire utslippene føres til resipienter som ikke påvirker hverandre. Som kriterium for å avgjøre om utslippene går til samme resipient brukes SFTs "Resipientveileder" som oppgir at (Molvær et. al., 2002, kap. 4.1.2): *Utslippene går til samme resipient dersom vannkvaliteten der avløpsvannet fra to utslipp kommer i kontakt med hverandre, er dårligere enn en viss grenseverdi. Påvirkningen må være liten og konsentrasjonen av termostabile koliforme bakterier (TKB) i blandingsvannmassen bør derfor ikke overstige 20 TKB/100ml. Tilsvarende beregninger kan gjøres for næringssalter, der grenseverdien bør samsvare med vannkvalitetsklasse I-II, eller ligge tett opp til normaltilstanden i området for alle viktige parametre. Dette må være normalsituasjonen, dvs. i 90-95 % av tilfellene.* I denne utredningen blir fosfor brukt.

Avløpsvannet har i praksis samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Når det slippes til sjøen på dypt vann vil avløpsvannet derfor begynne å stige mot overflata samtidig som det fortyknes raskt med omkringliggende sjøvann. Hvis sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se **Figur 68**). Da har ikke lenger blandingsvannmassen noen "positiv oppdrift", men har fortsatt vertikal bevegelsesenergi og vil vanligvis stige noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

Dette innlagringsdypet kan beregnes og vi bruker den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001).



Figur 68. Prinsippkisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

På et tidligere tidspunkt ble det vurdert å bruke den 2-dimensjonale modellen SMS med modulene RMA2 og RMA4 (se ECGL, 1995) for å beregne konsentrasjonen i skyen med fortynnet avløpsvann i økende avstand fra utslippene. Modellen forutsetter en vertikal homogen vannmasse og da det viste seg at avløpsvannet til vanlig innlagres i 10-20 m dyp var ikke den modellen lenger aktuell.

I en fjord er der vanligvis en vertikal sjiktning i sjøvannet og det fortynnete avløpsvannet kan i prinsippet innlagres uten å nå overflaten. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres med strømmen samtidig som det fortynnes videre. For beregningene av innlagringsdyp og spredning behøves opplysninger om

- Ledningsdiameter, utslippsdyp og vannmengder (Q_{middel} og Q_{max} for 2007 og 2020), jfr. **Tabell 1**.
- vertikale profiler av temperatur og saltholdighet: i alt 34 vertikalprofiler ble brukt. Se kap. 4.1 for en nærmere beskrivelse
- strømhastighet og strømrretning i innlagringsdypet: for hastighet ble brukt v_{middel} og 90-persentilen. Se kap. 4.2 for en nærmere beskrivelse.

Den beregnede fortynningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding som varierer fra sted til sted og med tiden. Vi velger å følge EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann og bruker koeffisienten $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$. Beregningene gjøres både med en koeffisient som holdes konstant over hele tidsrommet da fortynningen foregår, og med en koeffisient som øker ettersom fortynningen øker fordi "skyen" med fortynnet avløpsvann blir større og eventuelt brytes opp i mindre deler.

Ved 1-2 anledninger er det utført analyser av avløpsvannet på anleggene. For nitrogen og fosfor er resultatene vist i

Tabell 7. Ved å inkludere disse i modellsimuleringene kan konsentrasjon i gitte avstander fra utslippspunktet beregnes og influensområdet kvantifiseres.

Tabell 7. Analyser av total fosfor og total nitrogen på avløpsvannet ved Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn. Valgt typisk konsentrasjon og med analyserte verdier i parentes. (kilde: Norconsult)

Sted	Total fosfor mg/l	Total nitrogen mg/l
Erdal (2 prøver innløp)	4 (2,9-4,8)	23 (20,1-26,5)
Florvåg (1 prøve utløp)	3	26
Kleppestø (2 prøver utløp)	5 (2,3-7,5)	19 (18,9-19,2)
Strusshamn (2 prøver innløp)	2 (0,74-2,0)	13 (7,5-19,2)

Bedømmelsen av de vannkjemiske resultatene blir gjort ved bruk av de norske miljøkvalitetskriteriene for Total fosfor (**Tabell 8**, Molvær et al., 1997). Dette er kriterier for "vannkvaliteten i fjordens overflatelag" som er et litt uklart begrep. **Figur 5** viser at overflatelaget (regnet ut fra vertikal sjiktning) varierer i tykkelse, men er i hovedsak begrenset til de øverste 10-15 m. I andre sammenhenger kan overflatelaget settes likt den vannmassen som omfattes av veksten av planteplankton, og data fra Byfjordundersøkelsen tyder på at dette vannlaget kan strekke seg ned til 20-30 m dyp (Heggøy et al., 2005). Beregningene av innlagringsdyp (kap. 7.2) viser at avløpsvannet fra de fire anleggene vanligvis innlagres i 15-30 m dyp.

Konsentrasjonen av fosfor er forskjellig sommer og vinter og i forhold til utslipp av næringssalter – gjensidig påvirkning av utslipp – virkning i resipienten er det mest relevant å vurdere påvirkningen i forhold til konsentrasjoner i sommerhalvåret. For stasjon 4 i Byfjorden tyder data fra Byfjordundersøkelsen på at man sommerstid vil ha konsentrasjoner omkring $12 \mu\text{gP/l}$ i 10-20 m dyp, og vi legger disse til grunn for vurderingene. Konsentrasjonen tilsvarer overgangen mellom vannkvalitetsklasse I og vannkvalitetsklasse II. Grunnlaget for å velge denne konsentrasjonen er svakt,

men den er ikke avgjørende for vurderingene av påvirkning. For disse er det økningen i forhold til dette nivået som er avgjørende.

Utslippene er tidligere beskrevet i **Tabell 1** og **Tabell 7**, mens **Tabell 9** supplerer med vannmengder og strømhastigheter som brukes i konsentrasjonsberegningene. Begge er i det høye området, noe som betyr at man ikke underestimerer konsentrasjonene. Den beregnede fortyningen vil variere med størrelsen av koeffisienten for turbulent blanding, som varierer fra sted til sted og med tiden. Sporstoffutslippene tyder på stor fortykning/sterk blanding.

Tabell 8. Klassifisering av tilstand for næringsalter, klorofyll a og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet. Klassifiseringen for næringsalter gjelder for saltholdighet over 20. Oksygenmetningen er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6°C.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Overflatelag Sommer (Juni-august)	Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5	
Overflatelag Vinter (desember- februar)	Total fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor ($\mu\text{g P/l}$)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen ($\mu\text{g N/l}$)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen ($\text{ml O}_2/\text{l}$)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktoren fra $\mu\text{g/l}$ til $\mu\text{g-at/l}$ er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.

** Omregningsfaktoren fra mlO_2/l til mgO_2/l er 1.42

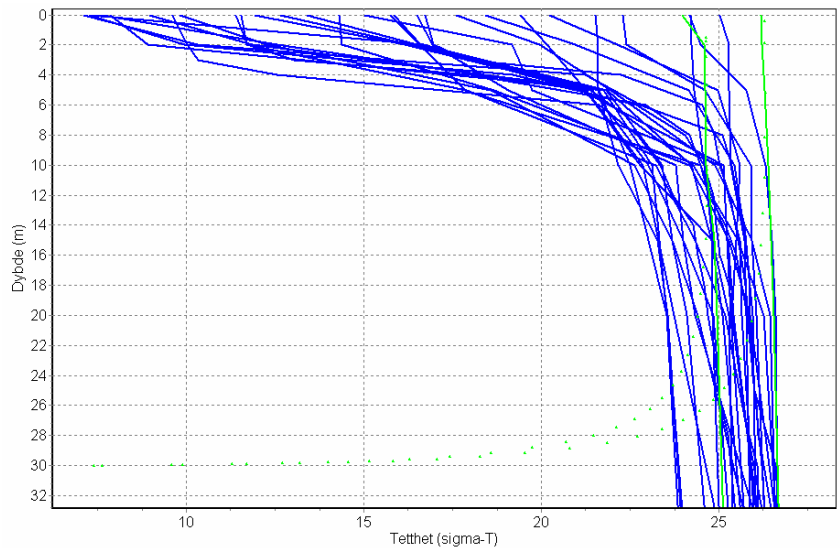
Tabell 9. Beskrivelse av utslippene

Sted	Vannmengde, l/s		Strømhastighet, cm/s	
	Gjennomsnitt	Stor	Gjennomsnitt	Sterk
Erdal	15	40	2,5	5,5
Florvåg	6	25	2,5	5,5
Kleppestø	15	89	3	6,5
Strusshamn	6	40	3	7

7.2 Resultater

For hvert utslipp beskrives resultatene med to sett figurer. Først vises innlagingsdypet for avløpsvannet for gjennomsnittlig vannmengde og stor vannmengde, for de 34 vertikallprofilene og for gjennomsnittlig strømhastighet og sterk strøm, som beskrevet ovenfor. I alt 116 kombinasjoner av disse tre faktorene blir dermed vurdert for hvert utslipp.

Mulighetene for innlagring bestemmes i stor grad av den vertikale sjiktningen og **Figur 69** viser profilene som er brukt for Erdal (31 fra Byfjorden+5 ved Erdal).



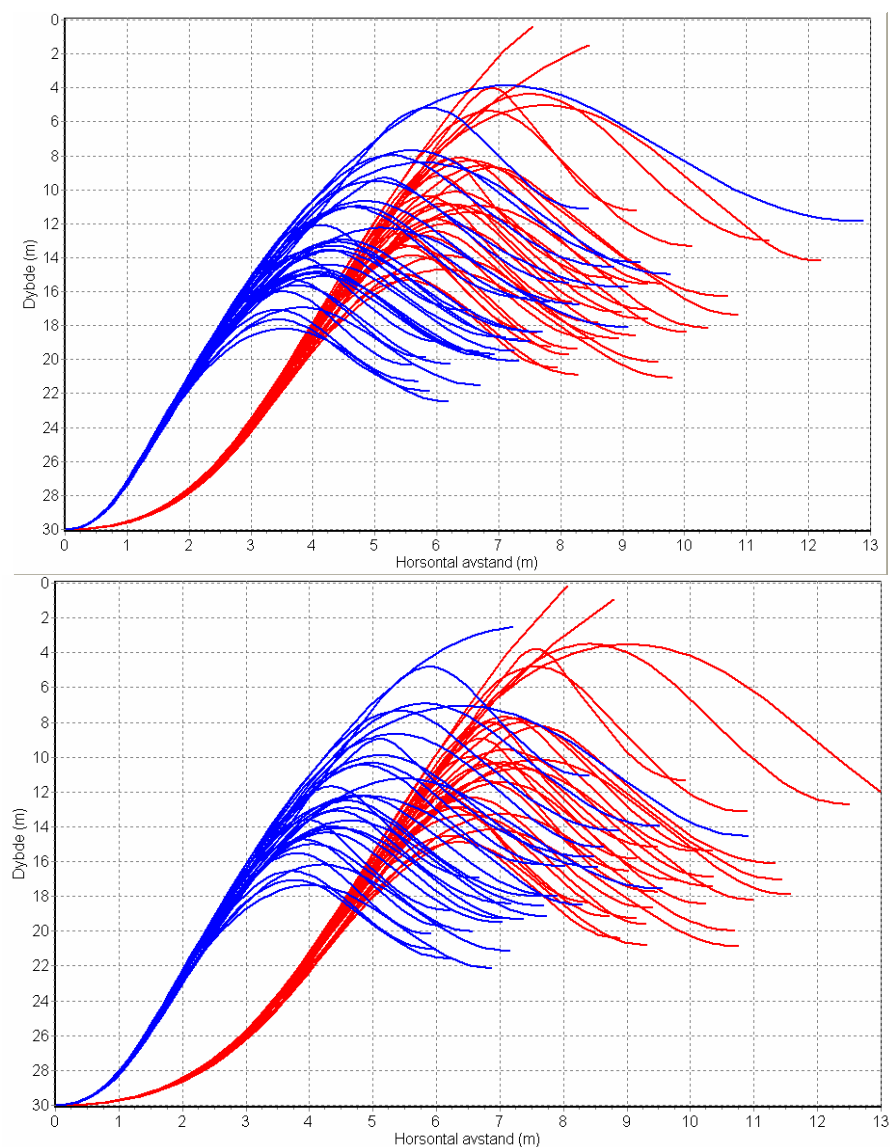
Figur 69. Figuren viser tetthetsprofilene som er brukt som beregningsgrunnlag. For fire av profilene fra Byfjorden var det praktisk talt ingen vertikal sjiktning. Ved slike situasjoner er det svært vanskelig å oppnå innlagring uten bruk av diffusor.

Dataprogrammet beregner graden av blanding mellom avløpsvannet og det omkringliggende sjøvannet. Denne blandingen øker med økende avstand fra utslippet. Vi kjenner konsentrasjonen av fosfor i avløpsvannet (**Tabell 7**) og konsentrasjonen av fosfor i sjøvannet er satt til $12 \mu\text{gP/l}$ som tilsvarer overgangen mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II. For hvert utslipp er den gjennomsnittlige fosforkonsentrasjonen for tverrsnittet av skyen med fortynnet avløpsvannet beregnet ut til en avstand på 1000 m – for de samme vannmengder, de samme 34 vertikallprofiler og de samme strømhastigheter som brukt i beregningen av innlagingsdypet. Ved at beregningene starter ved nedre grense for vannkvalitetsklasse II må resultatene vurderes mot vannkvalitetsklasse III. En vertikal pil viser hvor konsentrasjonen går fra klasse III til klasse II ($16 \mu\text{gP/l}$).

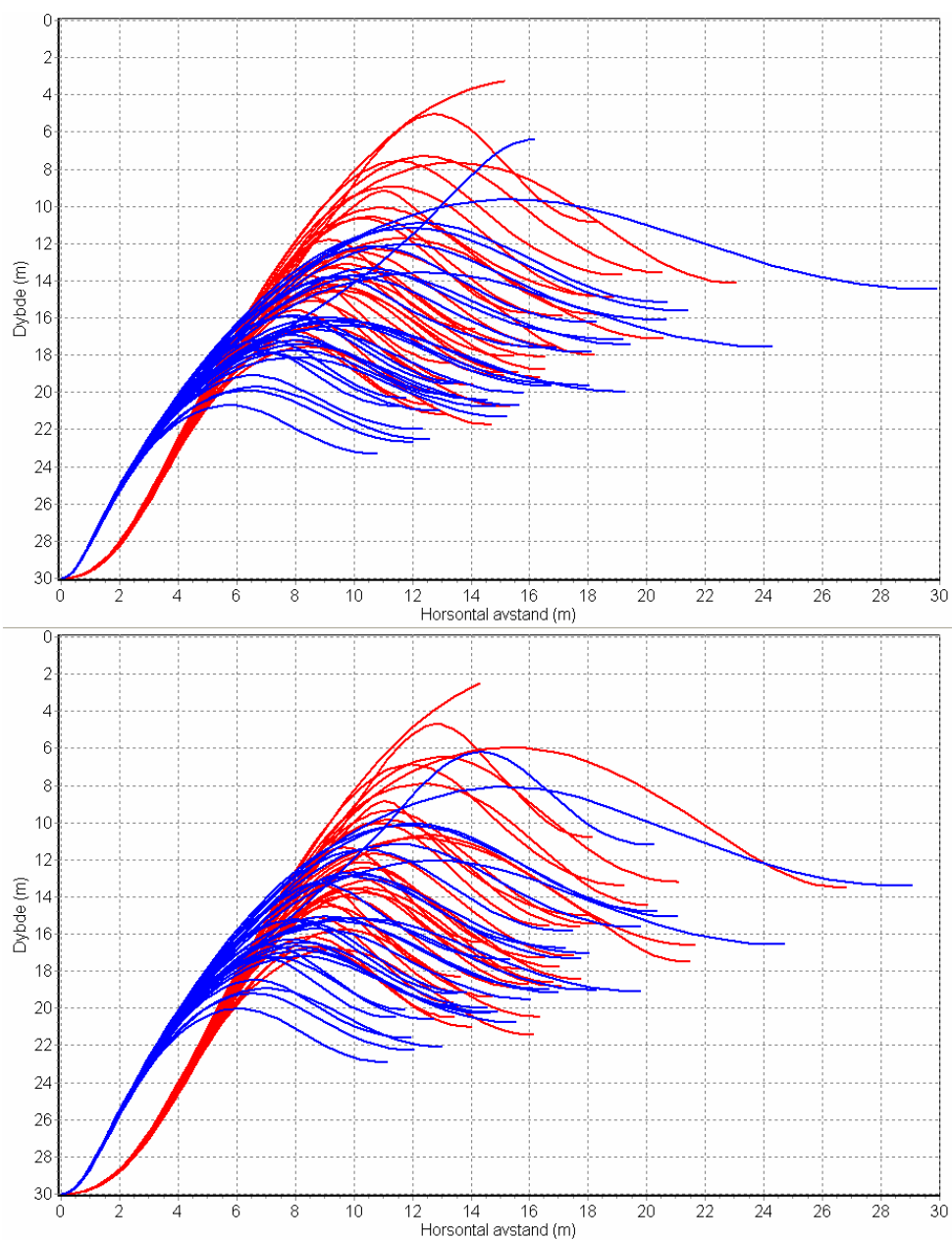
Erdal:

Resultatene av beregningene er vist i **Figur 70 -Figur 72** og kan sammenfattes slik:

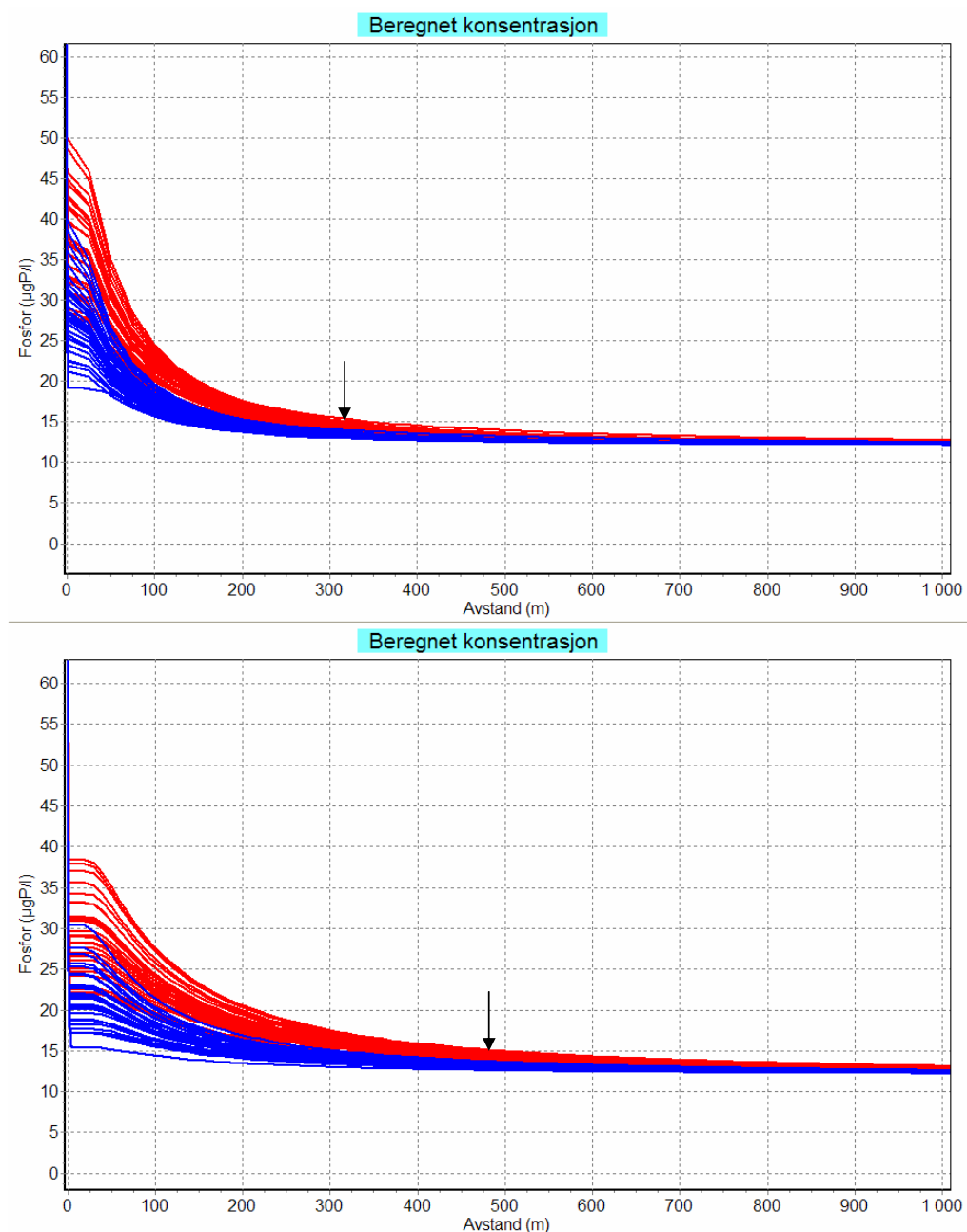
1. *Innlagringsdypet vil i stor grad variere med den vertikale sjiktningen, vannmengder og strømhastighet. Ved svak sjiktning er det sannsynlig at avløpsvannet i perioder med svak strøm når overflata selv med moderate eller små vannmengder. Fortynningen vil da være 300-400x og utenom i helt stille vær vil dette neppe være visuelt merkbart på overflata, men kan skape dårlig hygienisk vannkvalitet.*
2. *Risikoen for gjennomslag til overflata øker med økende vannmengde. På den annen side er kombinasjonen stor vannmengde – svak vertikal sjiktning lite realistisk hvis stor vannmengde har sammenheng med sterk nedbør eller snøsmelting som samtidig tilfører fjordområdet mye ferskvann vannstrømhastighet. Stor ferskvannstilførsel skaper sterk vertikal sjiktning.*
3. *Det er liten sannsynlighet for at Erdalutslippet bidrar til situasjoner med ”gjensidig påvirkning fra utslipp” utenfor en avstand på ca. 500 m fra utslippet.*



Figur 70. Erdal. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 2,5 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.



Figur 71. Erdal. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 5,5 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.

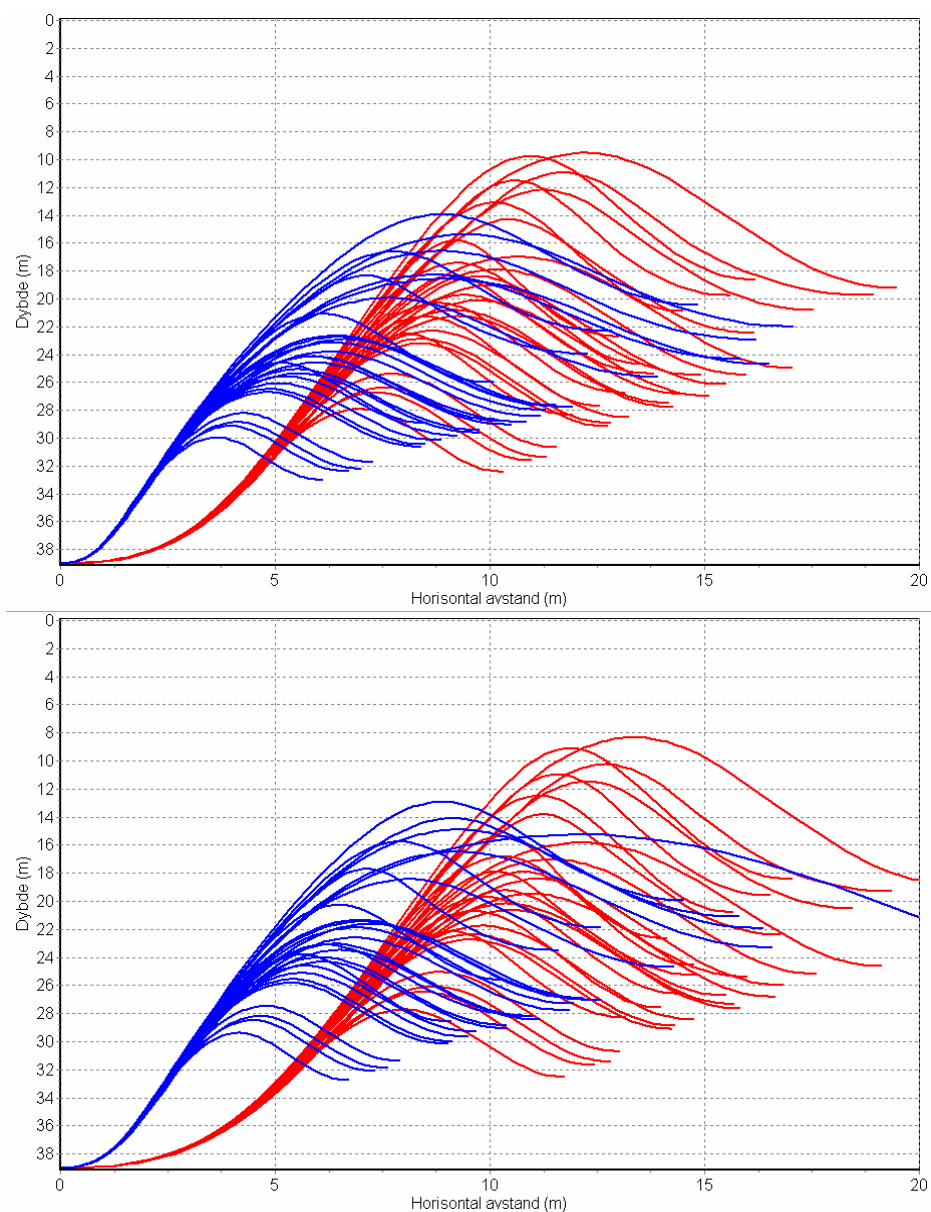


Figur 72. Erdal. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor i skyen med fortynnet avløpsvann, med strømhastighet 2,5 cm/s (øverst) og 5,5 cm/s (nederst). De blå kurvene viser resultat for gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Bakgrunnskonsentrasjonen er 12 $\mu\text{gP/l}$ som tilsvarer skillet mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II sommerstid. Øvre grense for vannkvalitetsklasse II er 16 $\mu\text{gP/l}$. Vertikal pil viser hvor konsentrasjonen er 16 $\mu\text{gP/l}$.

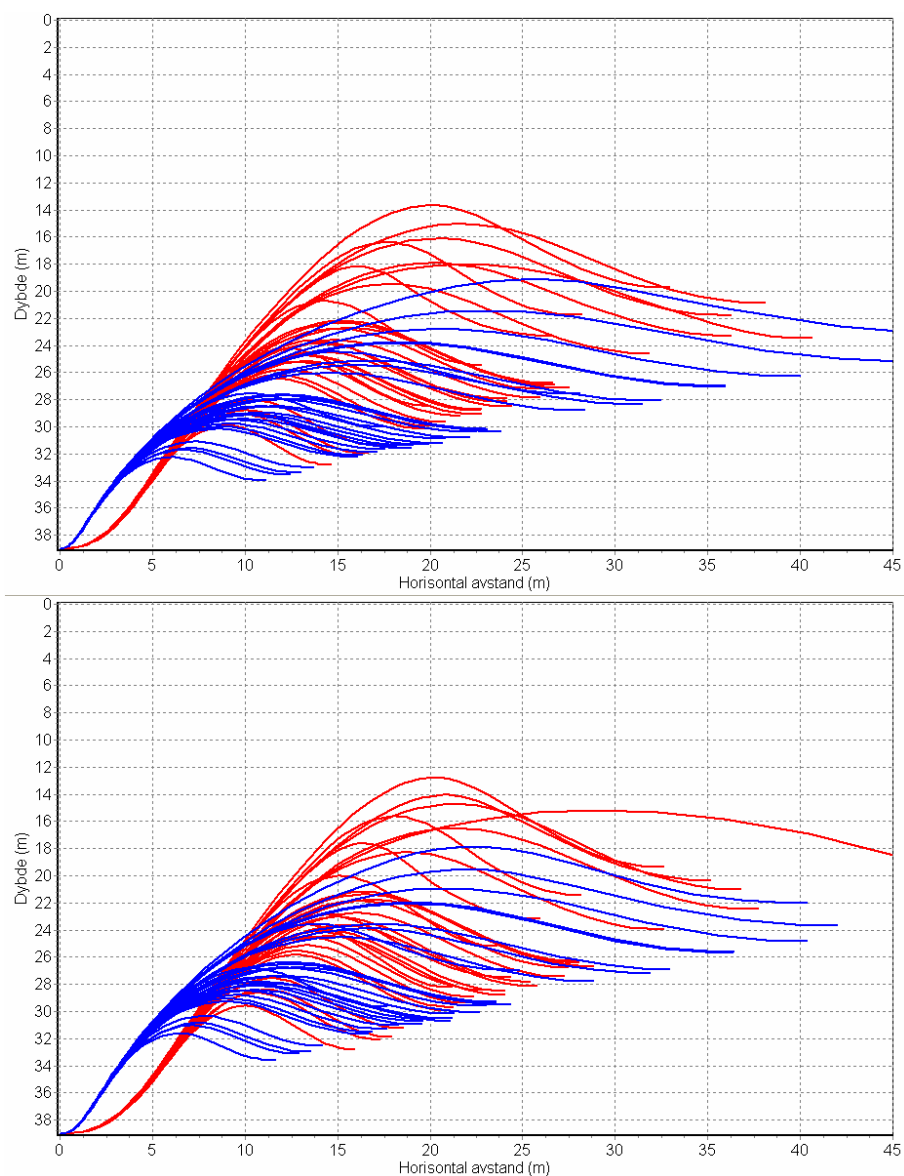
Florvåg

Resultatene av beregningene er vist i **Figur 73 - Figur 75**. Hovedtrekkene er som for Erdal og kan sammenfattes slik:

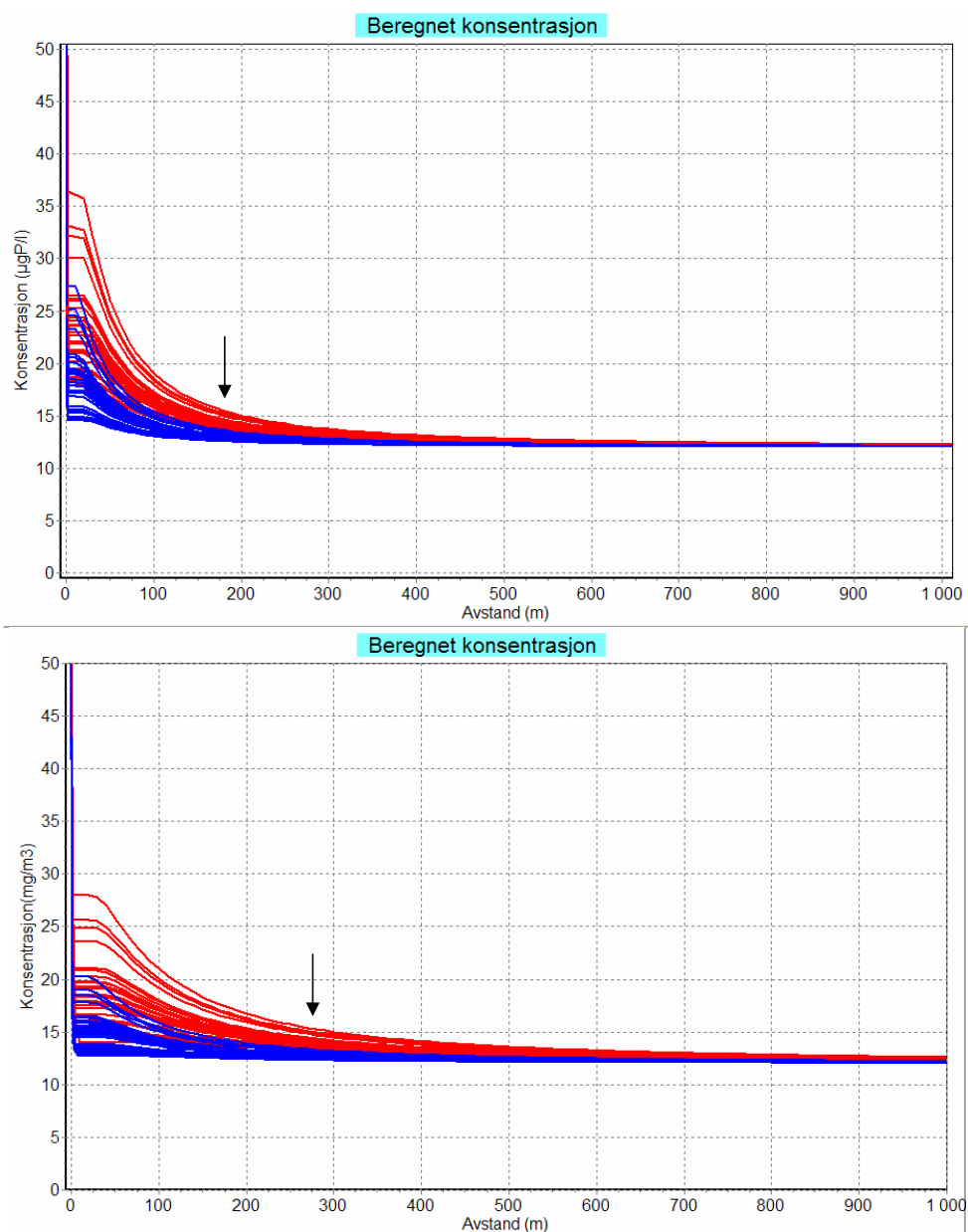
1. *Innlagringsdypet vil i stor grad variere med den vertikale sjiktningen, vannmengder og strømhastighet, men i motsetning til Erdal-utslippet er det ikke gjennomslag til overflata. Grunnen til dette er større utslippsdyp og mindre vannmengde.*
2. *Det er liten sannsynlighet for at Florvågutslippet bidrar til situasjoner med "gjensidig påvirkning fra utslipp" utenfor en avstand på ca. 300 m fra utslippet.*



Figur 73. Flurvåg. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 2,5 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.



Figur 74. Florvåg. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 5,5 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.



Figur 75. Flurvåg. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor i skyen med fortennet avløpsvann, med strømhastighet 2,5 cm/s (øverst) og 5,5 cm/s (nederst). De blå kurvene viser resultat for gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Bakgrunnskonsentrasjonen er 12 µgP/l som tilsvarer skillet mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II sommerstid. Øvre grense for vannkvalitetsklasse II er 16 µgP/l. Vertikal pil viser hvor konsentrasjonen er 16 µgP/l.

Kleppestø

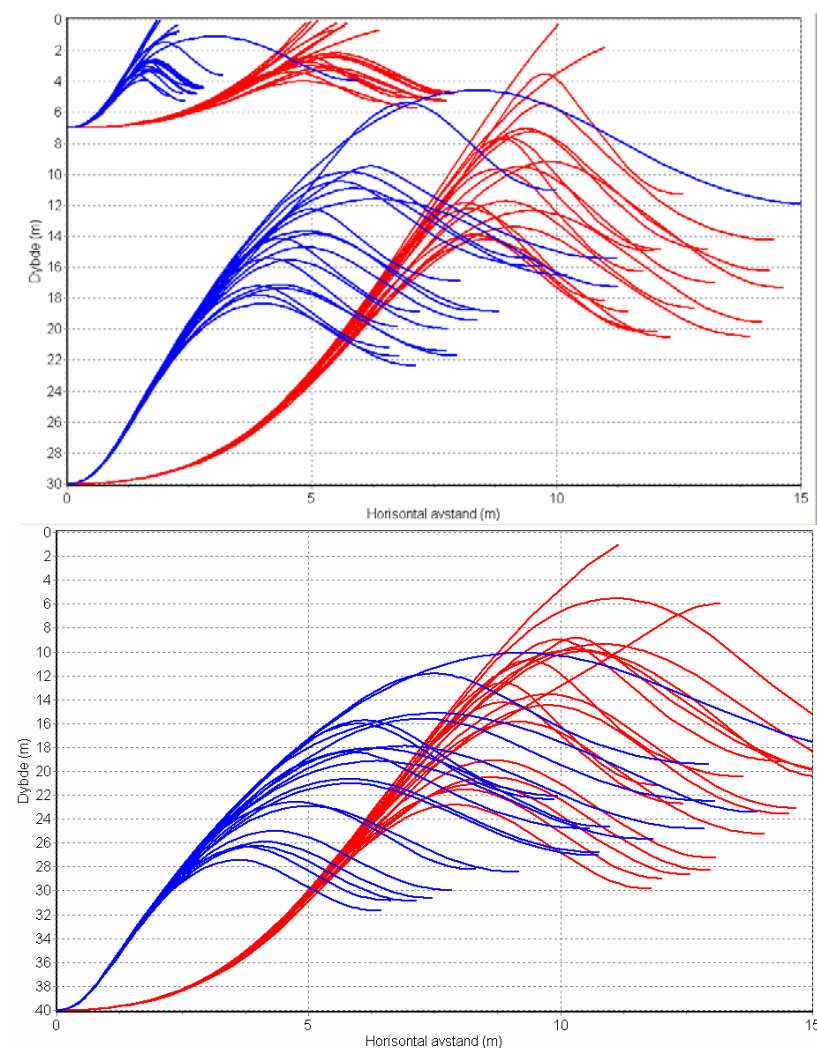
Resultatene av beregningene er vist i **Figur 76 - Figur 79** og kan sammenfattes slik:

Utslipet i 7 m fører de største vannmengdene og fungerer svært dårlig i forhold til innlagring og fortykning. Det blir ofte gjennomslag til overflata med lav fortykning og ellers fordeles avløpsvannet mellom overflata og 5-6 m dyp. Utslipet medfører utvilsomt en dårlig hygienisk vannkvalitet i området.

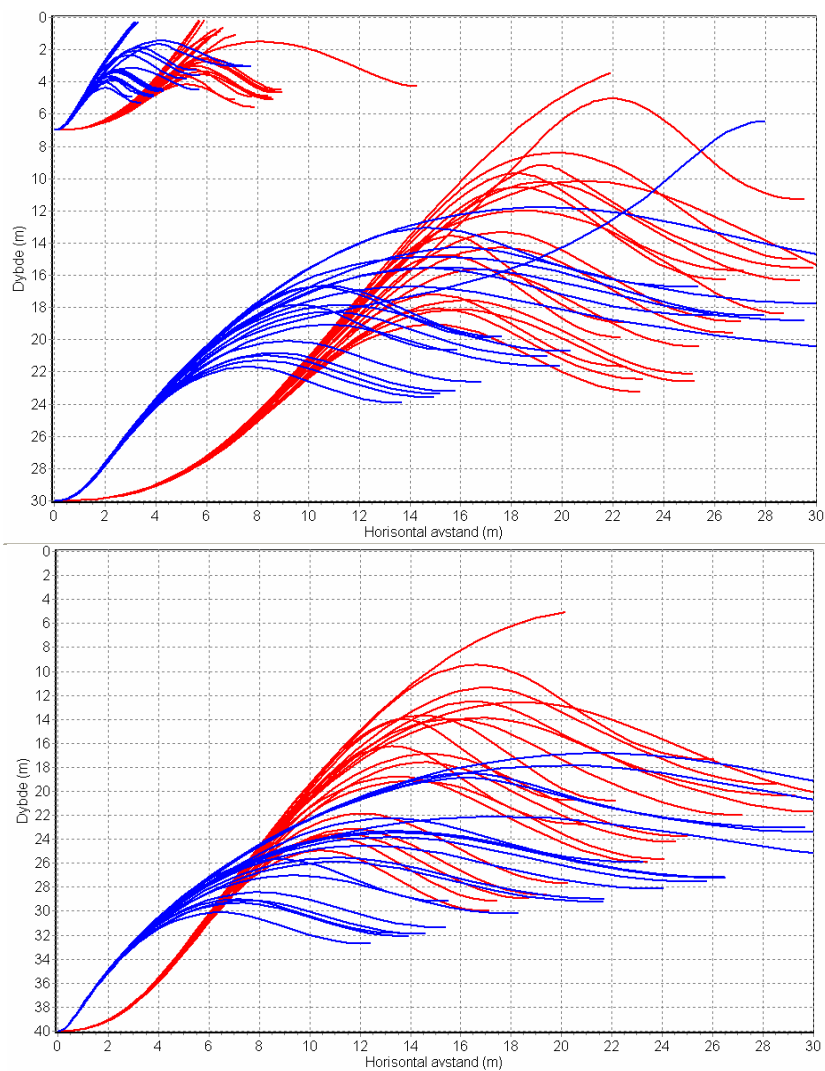
Utslipet i 30 m dyp fører i dag forholdsvis lite vann, men har likhetstrekk med Erdalutslippet:

- 1. Innlagingsdypet vil i stor grad variere med den vertikale sjiktningen, vannmengder og strømhastighet. Ved svak sjiktning er det sannsynlig at avløpsvannet i perioder med svak strøm når overflata. Fortynningen vil da være 800-1000x og avløpsvannet vil neppe være visuelt merkbart på overflata, men kan skape dårlig hygienisk vannkvalitet.*
- 2. Risikoen for gjennomslag til overflata øker med økende vannmengde, og simuleringene for en samlet vannmengde i 2020 viser en økende sannsynlighet. På den annen side kan kombinasjonen stor vannmengde – svak vertikal sjiktning lite realistisk hvis stor vannmengde har sammenheng med sterk nedbør eller snøsmelting som samtidig tilfører fjordområdet mye ferskvann vannstrømhastighet. Stor ferskvannstilførsel skaper sterk vertikal sjiktning.*

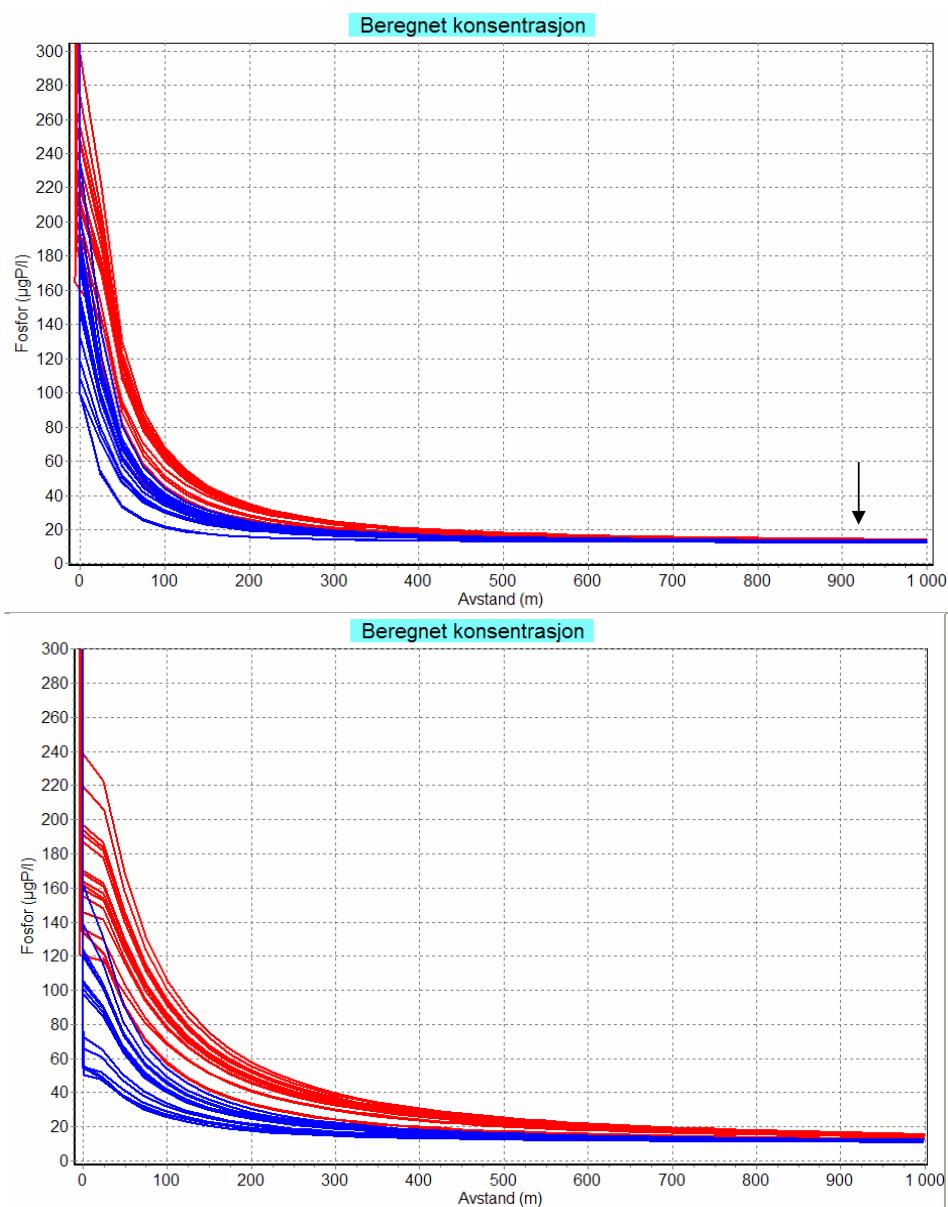
Utslipet i 7 m dyp er en svært dårlig utslippsløsning og medfører risiko for situasjoner med "gjensidig påvirkning fra utslipp" ut til en avstand på. 1000 m eller mer fra utslippet. For utslippet i 30 m dyp er avgrensingen ca. 300 m.



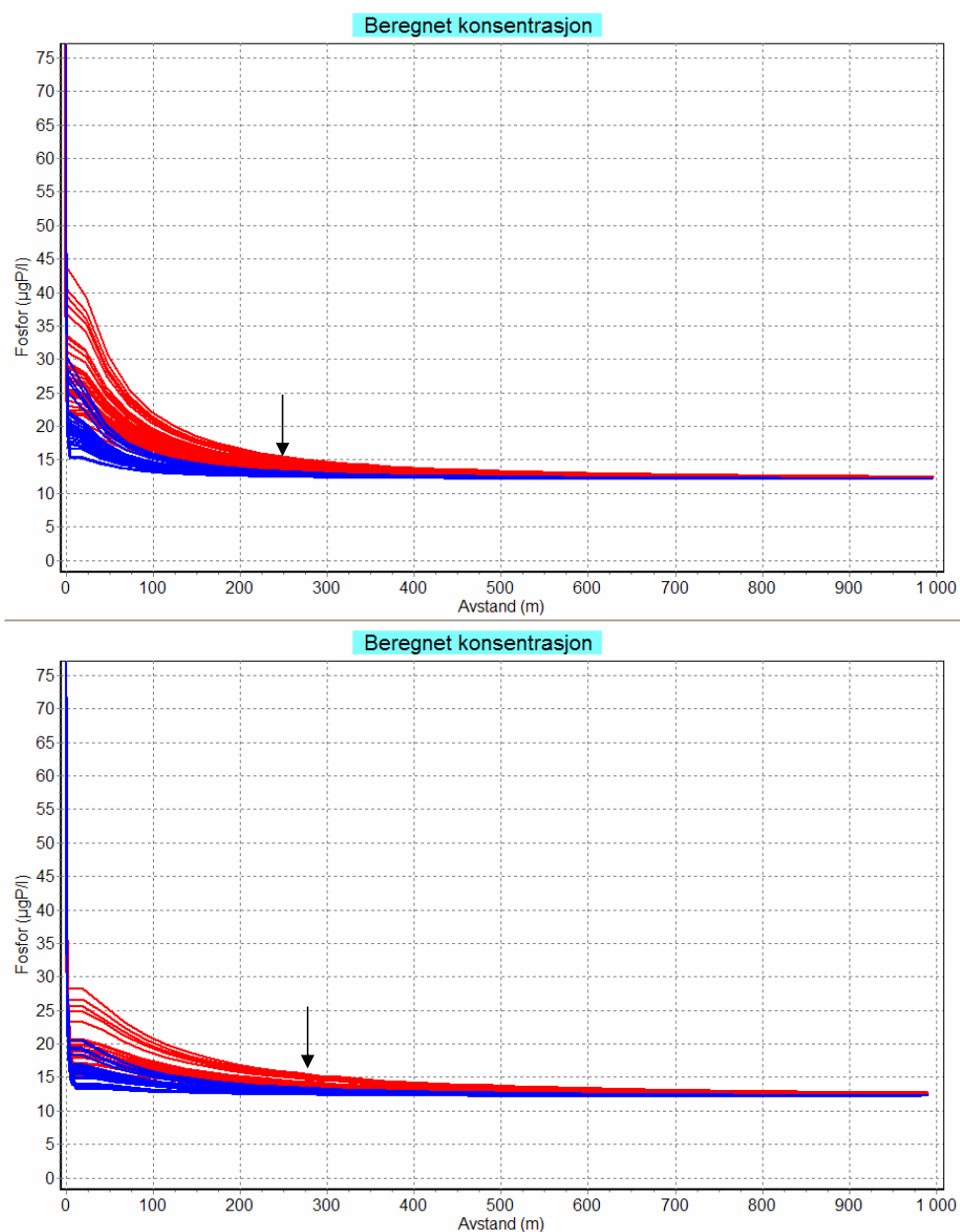
Figur 76. Kleppestø. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 3,0 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp i 7 m dyp og 30 m dyp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020 for et antatt samlet utslipp i 40 m dyp.



Figur 77. Kleppestø. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 6,5 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp i 7 m dyp og 30 m dyp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020 for et antatt samlet utslipp i 40 m dyp.



Figur 78. Kleppestø, utslipp 7m dyp. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor i skyen med fortennet avløpsvann, med strømhastighet 3 cm/s (øvre figur) og 6,5 cm/s (nedre figur). De blå kurvene viser resultat for gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Bakgrunnskonsentrasjonen er 12 µgP/l som tilsvarer skillet mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II sommerstid. Øvre grense for vannkvalitetsklasse II er 16 µgP/l. Vertikal pil viser hvor konsentrasjonen er 16 µgP/l. For høyeste hastighet er konsentrasjonen høyere enn denne grensa i mer enn 1000 m avstand.

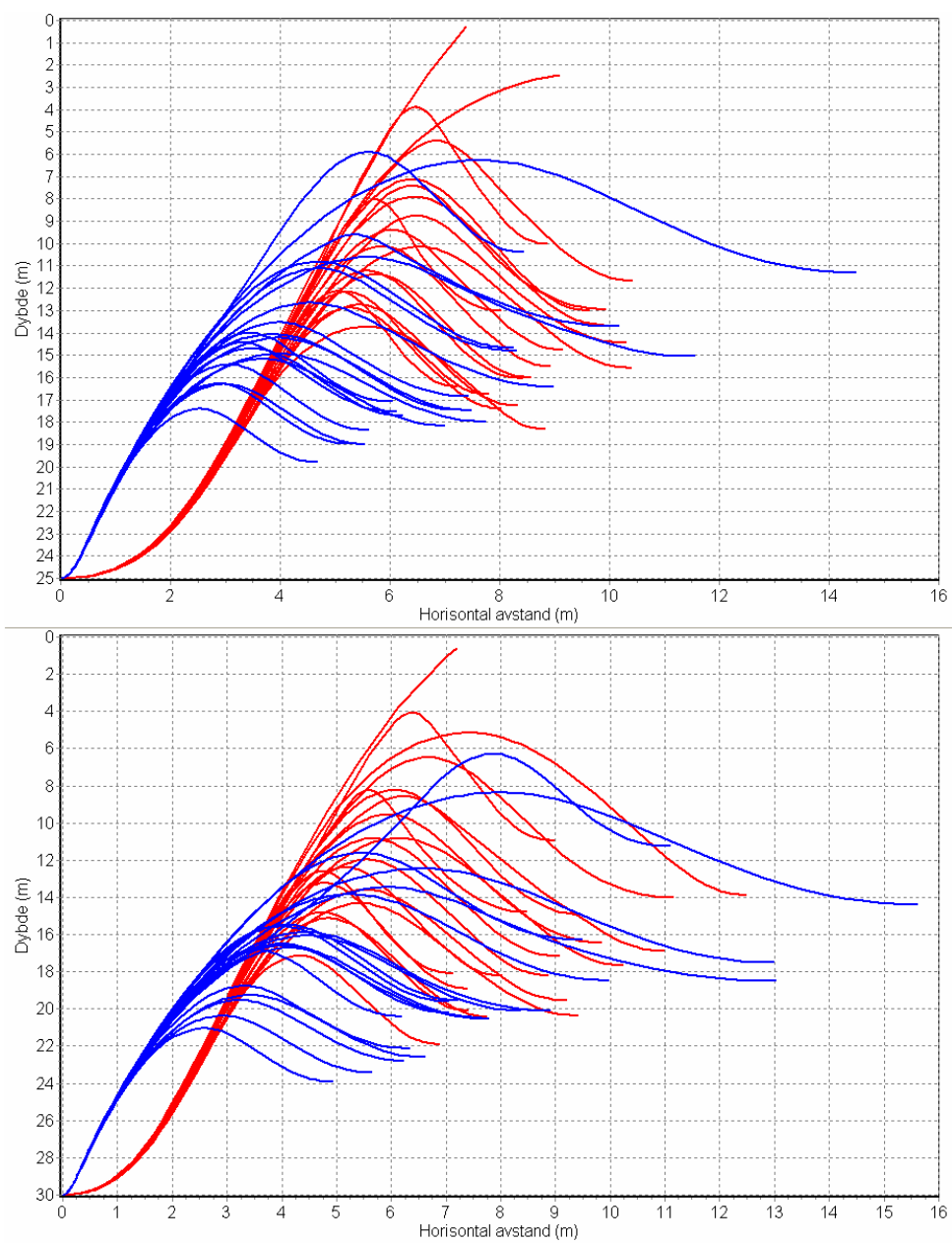


Figur 79. Kleppestø, utslipp 30 m dyp. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor i skyen med fortynnet avløpsvann, med strømhastighet 3 cm/s (øverst) og 6,5 cm/s (nederst). De blå kurvene viser resultat for gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Bakgrunnskonsentrasjonen er 12 µgP/l som tilsvarener skillet mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II sommerstid. Øvre grense for vannkvalitetsklasse II er 16 µgP/l. Vertikal pil viser hvor konsentrasjonen er 16 µgP/l.

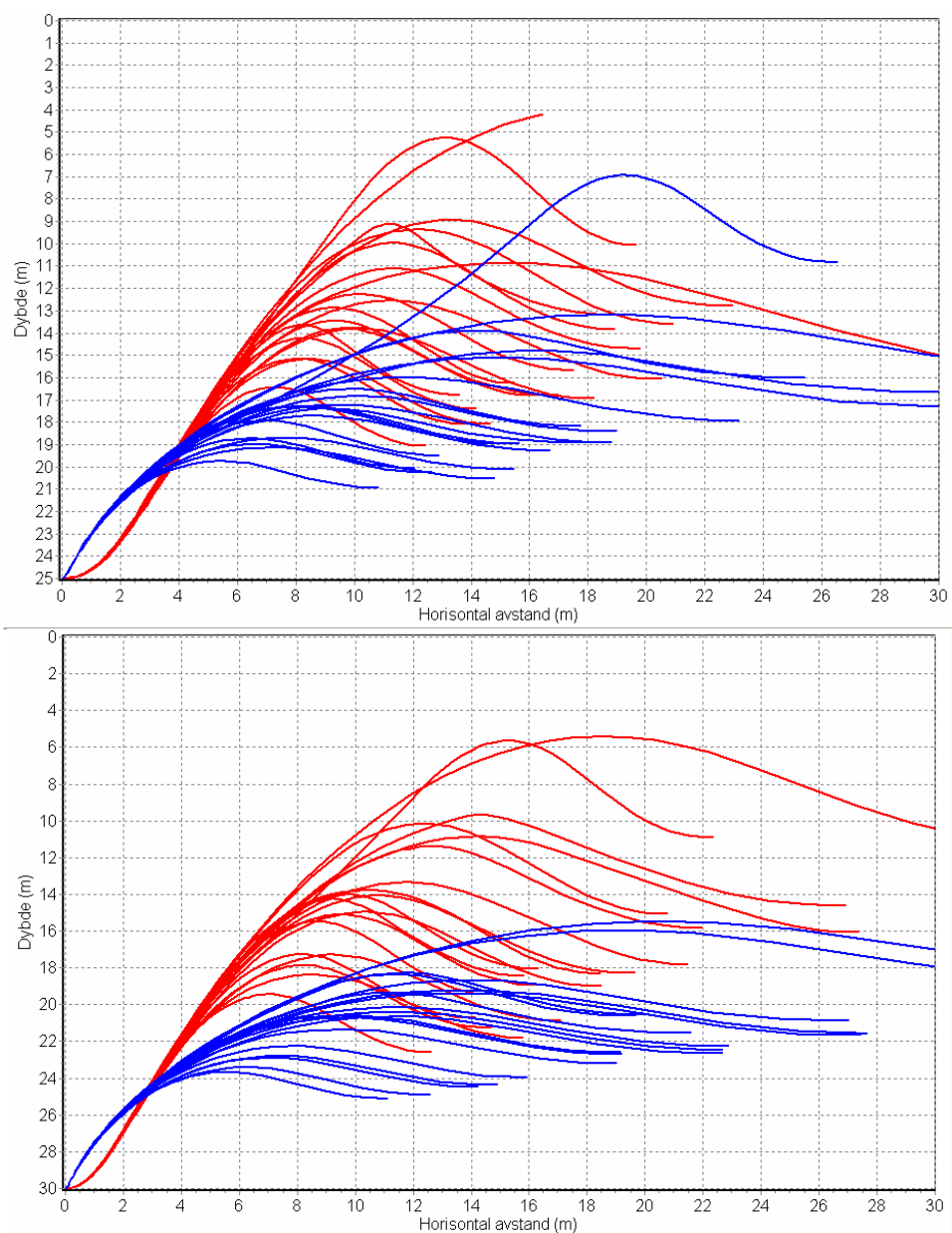
Strusshamn

Resultatene av beregningene er vist i **Figur 80 - Figur 82** og kan sammenfattes slik:

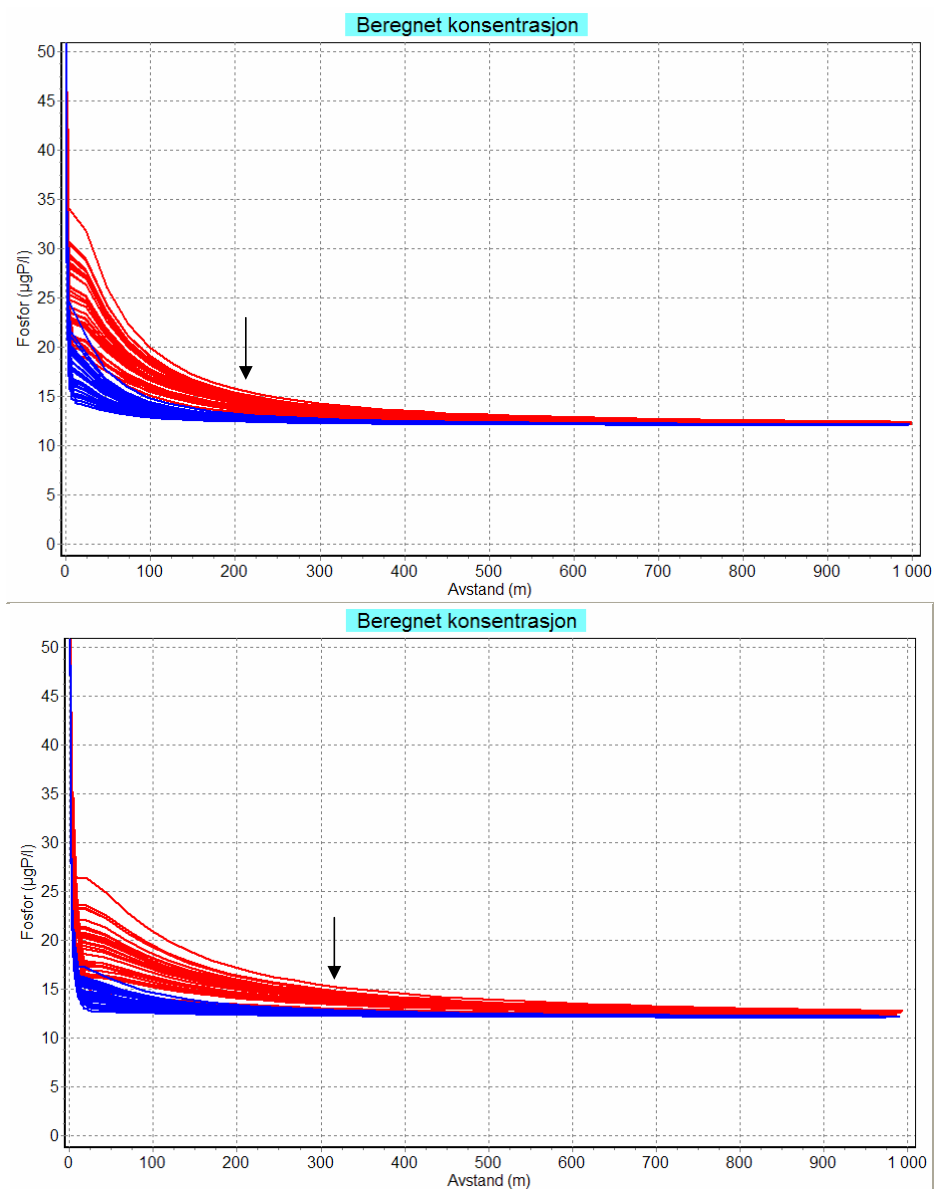
1. *Utslippsdyp og vannmengder har likhet med Erdalutslippet og beregningene av innlagringsdyp viser tilsvarende likhetstrekk. Ved svak sjiktning er det sannsynlig at avløpsvannet i perioder med svak strøm når overflata med moderate eller store vannmengder. Fortynningen vil da være 200-500x og utenom i helt stille vær vil dette neppe være visuelt merkbart på overflata, men kan skape dårlig hygienisk vannkvalitet.*
2. *Risikoen for gjennomslag til overflata øker med økende vannmengde. På den annen side er kombinasjonen stor vannmengde – svak vertikal sjiktning lite realistisk hvis stor vannmengde har sammenheng med sterk nedbør eller snøsmelting som samtidig tilfører fjordområdet mye ferskvann vannstrømhastighet. Stor ferskvannstilførsel skaper sterk vertikal sjiktning.*
3. *Det er liten sannsynlighet for at Strusshamnslippet bidrar til situasjoner med "gjensidig påvirkning fra utslipp" utenfor en avstand på ca. 400 m fra utslippet.*



Figur 80. Strusshamn. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 3,0 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.



Figur 81. Strusshamn. Beregnet innlagringsdyp med strømhastighet 7,0 cm/s. Den øverste figuren viser dagens utslipp, hvor de blå kurvene viser gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Den nederste figuren viser innlagringsdypet med forventet gjennomsnittlig og maksimal vannmengde i 2020.



Figur 82. Strusshamn, utslipp 30 m dyp. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjon av fosfor i skyen med fortynnet avløpsvann, med strømhastighet 3 cm/s (øverst) og 7 cm/s (nederst). De blå kurvene viser resultat for gjennomsnittlig vannmengde og de røde kurvene maksimal vannmengde. Bakgrunnskonsentrasjonen er 12 µgP/l som tilsvarer skillet mellom vannkvalitetsklasse I og klasse II sommerstid. Øvre grense for vannkvalitetsklasse II er 16 µgP/l. Vertikal pil viser hvor konsentrasjonen er 16 µgP/l.

8. Sammenfattende vurderinger

8.1 Risikoen for gjensidig påvirkning mellom utslippene på Askøy

Avløpsdirektivets renskrav er bl.a. avhengig av størrelsen på tettbebyggelsen. For utslipp over 10.000 pe angir Forurensningsforskriften at standardkravet for utslipp til mindre følsomme kystområder er sekundærrensing. Hvis det er flere avløpsanlegg i samme tettbebyggelse, kan tettbebyggelsen betraktes som to (eller flere) tettbebyggelser dersom anleggseier kan dokumentere at utslippene går til resipienter som ikke påvirker hverandre. Som vist i **Tabell 1** vil de fire utslippene på Askøys øst- og sørside med tiden utgjøre i underkant av 10.000 pe. I det etterfølgende vurderes om disse kan betraktes som utslipp fra adskilte tettbebyggelser.

Avstanden mellom utslippene er:

- Erdal - Florvåg: ca. 1,7 km
- Florvåg – Kleppestø: ca. 3,3 km
- Kleppestø – Strusshamn: ca. 3 km

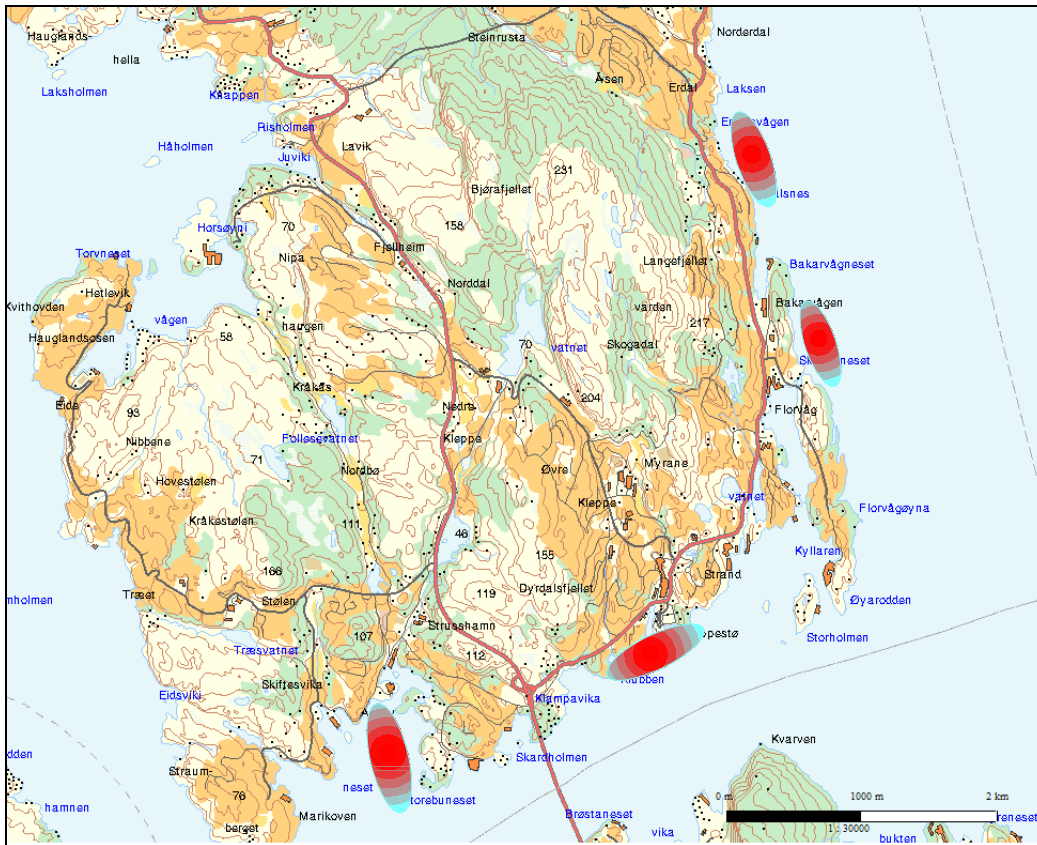
Strømhastighetene ligger i intervallet 2,5-7 cm/s og ved den laveste hastigheten behøves derfor ca. 11 timer for at avløpsvannet transporteres 1 km. Ved 7 cm/s behøves ca. 4 timer. Dette tyder på at avløpsvannet vil trenge minst 7-10 timer for å forflytte seg mellom Erdal og Florvåg, og i størrelsesorden 12-18 timer for å forflytte seg mellom Florvåg – Kleppestø og Kleppestø – Strusshamn.

Som tidligere vist er strømforholdene ved utslippsstedene preget av det halvdaglige tidevannet, dvs. at vannmassen enkelt sagt strømmer ca. 6 timer i en retning for så å snu 180 grader og strømme motsatt vei. Strømmålingene viser at bare svært sjelden vil avløpsvannet fra et utslipp nå fram til et nærliggende utslipp før strømrretningen endres. En ytterligere sikkerhet mot dette ligger i at ”vannmassene beveger seg i samme retning – ikke mot hverandre”. Dette betyr til eksempel at når avløpsvannet ved Erdal føres sørover mot Florvåg vil samtidig avløpsvannet fra Florvåg bevege seg sørover – og ikke nordover mot Erdal. Og tilsvarende for Kleppestø og Strusshamn. Til vanlig bør man derfor regne med at det vil det gå vesentlig lenger tid – og med vesentlig større fortykning og tilsvarende lavere konsentrasjon – før utslippene kan komme i kontakt med hverandre, enn om skyene med avløpsvann hadde beveget seg direkte mot hverandre hele tiden.

I det foregående kapitlet ble risikoen for gjensidig påvirkning beregnet i forhold til konsentrasjonen av fosfor i skyen med fortynt avløpsvann. Normalkonsentrasjonen i sjøvannet var satt til 12 µgP/l (startkonsentrasjonen) som er nedre grense for vannkvalitetsklasse II, og kriteriet for ”ikke-gjensidig” påvirkning var at konsentrasjonen i skyen med fortynt avløpsvann skulle være bedre enn klasse III.

Beregningene viste at som gjennomsnitt for skyens tverrsnitt – med unntak for utslippet i 7 m dyp ved Kleppestø - ble dette oppnådd 300-500 m fra utslippet, selv med stor vannmengde og sterk strøm. Resultatene fra utslipp av sporstoff ved Florvåg og Kleppestø bekrefter dette fortykningsbilde som er illustrert i

Figur 83. I forhold til kriteriet er der en betryggende avstand til en situasjon med gjensidig påvirkning.



Figur 83. Illustrasjon av spredningen og fosforkonsentrasjon i skyen av fortynnet avløpsvann. NB! I figuren er påvirkningen vist der hvor vannkvaliteten er klasse III-IV.

8.2 Risiko for miljøskader i nærsonen til utslippene

Omkring hvert utslipp vil det være et område der vannkvalitet, sedimenter og biologiske forhold vil være påvirket. Denne påvirkningen kan være avgrenset til 1 m - noen få meter – fra utslippet, eller i verste fall strekke seg over hundrevis - tusenvis av meter.

Kapitlet ovenfor har fokusert på risiko for at utslippene ”flyter sammen” og gjensidig påvirker hverandre og har ikke inkludert noen egen undersøkelse av vannkvaliteten i nærsonen til utslippene. Imidlertid er det neppe tvil om at vannkvaliteten (hygieniske forhold, næringssaltkonsentrasjon) ved utslippet på 7 m dyp ved Kleppestø er dårlig.

Prosjektet omfattet dessuten to undersøkelser som tok sikte på å beskrive miljøskader i nærsonen til utslippene:

1. Filming av utslippene med ROV, som beskrevet i denne rapporten
2. Undersøkelsen av bløtbunnsfauna og sedimenter omkring utslippene utført av Akvaplan-niva i juli 2007, og der resultatene rapporteres i en separat rapport (Dahl-Hansen et al., 2007).

Filmene fra ROV-undersøkelsen viser at utenom en avstand på noen få meter fra utslippspunktene er der ikke nedslamming, søppel eller andre visuelle tegn til miljøskader.

For helhetens skyld tas med at undersøkelsene av bunnsedimenter ved de fire utslippene viste generelt lave konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter. Ved Erdal, Florvåg og det ytre utslippet ved Kleppestø var det ingen effekter på bunndyrssamfunnet ved utslippene. Ved Strusshamn og det indre utslippet ved Kleppestø er det tegn til at bunndyrssamfunnene er i en stimuleringsfase med god næringstilgang (se Dahl-Hansen et al., 2007).

Samlet sett viser resultatene meget liten risiko for miljøskader ved utslippene på Erdal, Florvåg og det ytre utslippet ved Kleppestø. Ved Strusshamn er bunndyrssamfunnet i en stimuleringsfase og utslippet bør ikke økes. Det indre utslippet ved Kleppestø bør fjernes.

9. Litteratur

- Dahl-Hansen, G., Velvin, R. og Johnsen, T., 2007. Resipientundersøkelse ved kommunale kloakkutslipp på Askøy, Askøy kommune, Hordaland, 2007. Akvaplan-niva rapport nr. 4020-1. 44 sider.
- ECGL, 1995. Surface water modeling system, Reference manual. Brigham Young University. Engineering Computer Graphics Laboratory. 368B CB, Provo, Utah, USA. 170 sider.
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Golmen, L. 2004: Bergen kommune. Utslepp Sentrum Syd-Sentrum Nord. Kartlegging av spreiring av avlaupsvatn. Rapp. nr. 4760, NIVA, Bergen/Oslo, 61 sider.
- Golmen, L.G. 2007: Flesland og Kvernevikken RA i Bergen. Kartlegging av spreiring av avlaupsvatn i sjøen. Rapp. Nr. 5186, NIVA Bergen/Oslo, 109 sider.
- Göranson, C. G., E. Fogelqvist og G. Nyquist 1984: Spårämnesundersökningar vid pappersmasseindustrier – resultat og erfaringer. Rapp. Sv. Havforskarforeningens årsmøte 1984, V62/139/CGG/UBP, 18 sider.
- Hageberg, A. 2001: ROMEO. Roterande fysisk fjordmodell av Hjeltefjorden, Byfjorden, Herdlefjorden og fjordane rundt Osterøy. Hovedoppgåve, Geofysisk institutt, UiB, 92 sider.
- Helle, H 1975: Oseanografisk resipientundersøkelse av fjordene rundt Bergen 1973-74. Rapp. juni 1975, Geofysisk institutt, UiB, 44 sider.
- Heggøy, E., Johansen, P-O, Vassenden, G., Botnen, H.B., Johannessen, P.J., 2005. ”Byfjordundersøkelsen” – Overvåking av fjordene rund Bergen. Marinbiologisk miljøundersøkelse i 2004. Institutt for Biologi, Universitetet i Bergen. 194 sider.
- Molvær, J., Velvin, R., Berg, I., Finnesand, T. og Bratli. J.L., 2002. EUs Avløpsdirektiv - Veileder i planlegging, gjennomføring og rapportering av resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. SFT-rapport. TA-nr.1890/2002 (oppdatert 2007). 47 sider.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet in fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03. TA-1467/1997. 36 sider.
- Smart, P. L. and I. M. S. Laidlaw 1977: An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing. Water Resources Research, Vol. 13 –Nr 1, 15-33.

Vedlegg A.

Innmålingsdata for utslippene ved Erdal, Florvåg, Kleppestø og Strusshamn

Strusshamn

		Latitude		Longitude	
		degree	minute	degree	minute
LAND	1	60	23,9872	5	11,4324
	2	60	23,9768	5	11,4388
	3	60	23,9658	5	11,4500
	4	60	23,9560	5	11,4639
KRYSSING	5	60	23,9472	5	11,4815
	6	60	23,9426	5	11,5019
LEKKASJE	7	60	23,9380	5	11,5306
	8	60	23,9335	5	11,5482
	9	60	23,9244	5	11,5592
KRYSSING	10	60	23,9157	5	11,5657
	11	60	23,9395	5	11,5666
	12	60	23,8893	5	11,5602
	13	60	23,8765	5	11,5463
	14	60	23,8665	5	11,5315
	15	60	23,8560	5	11,5166
	16	60	23,8442	5	11,4982
	17	60	23,8337	5	11,4824
	18	60	23,8255	5	11,4667
	19	60	23,8155	5	11,4527
UTSLIPP	20	60	23,8078	5	11,4398

Kleppestø

		Latitude		Longitude	
		degree	minute	degree	minute
LAND	1	60	24,36406	5	13,7628
	2	60	24,35986	5	13,7608
	3	60	24,35559	5	13,7586
	4	60	24,3518	5	13,7569
	5	60	24,34774	5	13,7547
	6	60	24,34303	5	13,7530
	7	60	24,33879	5	13,7515
	8	60	24,33403	5	13,7520
	9	60	24,33014	5	13,7517
	10	60	24,32565	5	13,7527
UTSLIPP	11	60	24,31982	5	13,7528

Florvåg

	Latitude		Longitude	
	degree	minute	degree	minute
LAND	1	60 25,3487	5	14,6611
	2	60 25,3654	5	14,6673
	3	60 25,3791	5	14,6797
	4	60 25,3931	5	14,6895
	5	60 25,4055	5	14,6998
	6	60 25,4195	5	14,7101
	7	60 25,4315	5	14,7219
	8	60 25,4451	5	14,7344
	9	60 25,4555	5	14,7470
	10	60 25,4648	5	14,7598
	11	60 25,4753	5	14,7739
	12	60 25,4800	5	14,7849
UTSLIPP	13	60 25,4867	5	14,7970

Erdal

	Latitude		Longitude	
	degree	minute	degree	minute
LAND	1	60 26,3266	5	13,8450
	2	60 26,3264	5	13,8565
	3	60 26,3264	5	13,8707
	4	60 26,3266	5	13,8834
	5	60 26,3266	5	13,8952
	6	60 26,3266	5	13,9058
	7	60 26,3267	5	13,9171
UTSLIPP	8	60 26,3265	5	13,9337