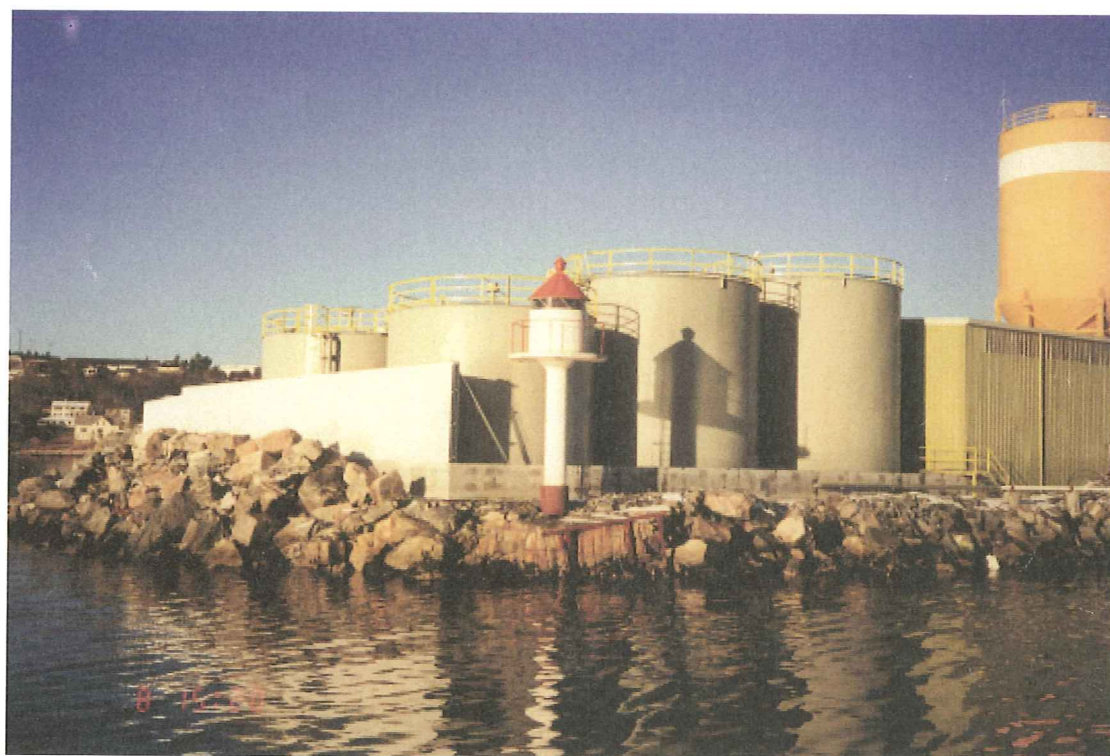


RAPPORT LNR 4376-2001

Vurdering av utslipp
til sjø fra
Renovasjon-Nord AS
i Kristiansund



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Vurdering av utslipp til sjø fra Renovasjon-Nord AS i Kristiansund	Løpenr. (for bestilling) 4376-2001	Dato Mai, 2001
	Prosjektnr. Undernr. O-21043	Sider Pris 31
Forfatter(e) Lars G. Golmen Torgeir Bakke Camilla Grimsby	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Møre og Romsdal	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Renovasjon-Nord AS v/Børge Hansen, Omagata 110c, 6517 Kristiansund	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag Oppdraget gjelder miljøvurderinger omkring framtidig utslipp av rensert prosessvann fra Renovasjon-Nord AS i Kristiansund. Miljøtilstanden i resipienten Bolgsva er vurdert ut fra opplysninger fra 1992 eller tidligere. Simuleringer av hvordan et utslipp gjennom et 100 mm rør vil oppføre seg og spres syner at ved grunnere utslipp enn 30 m dyp vil det bli betydelig overflatepåvirkning. Vi har derfor anbefalt 40 m utslipp eller dypere. TOC er den komponenten i utslippet som krever høyest fortynning og som først tilfredsstillest nedstrøms, i sekundærfortynningsfasen. Derneft følger kopper, men tilstrekkelig fortynning oppnås stort sett under primærfortynningen. Med de gitte forutsetningene og den anbefalte plasseringen er det ikke forventet målbar effekt på organismer, men siden forutsetningene har en del usikkerheter, anbefales en viss overvåking i resipienten for kontroll.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Oljeboringsavfall	1.
2. Behandling	2.
3. Utslipp til sjø	3.
4. Resipient	4.

Lars G. Golmen
Lars G Golmen
Prosjektleder

Jan Magnusson
Jan Magnusson
Forskningsleder
ISBN 82-577-4015-2

Jens Skei
Jens Skei
Forskningsjef

NIVA oppdrag Nr O-21043

Vurdering av utslipp til sjø

fra

Renovasjon-Nord AS i Kristiansund

Forord

Oppdraget kom i stand etter innledende samtaler med prosjektleder Børge Hansen ved Renovasjon-Nord AS, i januar, 2001.

Innledningsvis ble det enighet om at en ikke skulle foreta feltmessige målinger i sjøen ved bedriften der framtidig avløp er tenkt lagt, men la dette utgå eller vente. Det var imidlertid ønske om at NIVA foretok en befaring så snart som råd. Denne befarings ble gjennomført 8. februar, med velvillig assistanse fra bedriften og mannskapet på for anledningen innleide M/B "Hagbart Waage".

Forsinkelse med ferdigstilling eller igangsetting av anlegget gjorde at en ikke fikk tatt vannprøver for å få en karakteristikk av det framtidige uslippsvannet, men dette løste seg ved at resultat fra tidligere prøver fra om lag samme prosess ble stilt til rådighet.

Havforskningsinstituttet v/Jan Aure bidro med hydrografiske data fra Bolgsva fra 1986. Statoil v/R E Næss på Tjeldbergodden fristilte hydrografiske data fra 1990-91 som opprinnelig var innsamlet av NIVA. Birger Bjerkeng hos NIVA ga nyttige kommentarer til rapportutkastet. Takk for innsatsen til dem og alle andre som har bistått underveis.

Bergen/Oslo 15. mai, 2001

Lars G Golmen

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
1.1 Bedriften Renovasjon Nord A/S	6
1.2 Beskrivelse av eksisterende utslipp	6
1.3 Behandlingsprosessen	8
1.4 Avløpsvannet	10
1.5 Aktuelle problemstillinger for denne utredningen	10
1.6 Valgt strategi for gjennomføring av prosjektet	11
2. Foreliggende data og opplysninger om resipienten	12
2.1 Omtale av resipienten og eksisterende utslipp	12
2.2 Hydrografiske data fra området	12
2.3 Strømdata	15
2.4 Andre aktuelle opplysninger om resipienten	15
3. Beregninger av fortykning og speding	16
3.1 Mål og metode	16
3.1.1 JETMIX	17
3.1.2 CORMIX	17
3.2 Tilrettelegging av inngangsdata	18
3.2.1 Hydrografi	18
3.2.2 Fysiske data for utslippet	18
3.3 Resultater	19
3.3.1 Utslipp i 10, 20 og 30 m dyp	19
3.3.2 Beregninger for 40 og 50 m utslippsdyp	20
3.3.3 Test mot andre data.	21
3.3.4 Beregninger for NIVAs måling 8. februar, 2001	22
3.3.5 Effekt av vannstrøm	23
3.3.6 Y-formet utslipp	23
4. Vurderinger av effekter	25
4.1 Effekter av utslippsvannet på vannmassene i resipienten	25
4.1.1 TOC.	25
4.1.2 Upolare HC	25
4.1.3 Metaller	26
4.1.4 pH	26
4.2 Effekter av utslippsvannet på bunnområdene i resipienten	27
5. Sluttbemerkninger	29
6. Litteraturreferanser	31

Sammendrag

I januar 2001 fikk Norsk Institutt for Vannforskning, NIVA, i oppdrag å utrede noen vannfaglige problemstillinger i tilknytning til plassering av framtidig utslippsledning for avløpsvann fra bedriften Renovasjon Nord A/S i Kristiansund. Bedriftens nye anlegg på Vikaholmen som er under oppstart, skal motta, oppbevare og behandle oljeboringsavfall og liknende oljeforurensset masse i det vesentligste fra offshore aktivitet. Prosessen vil innebære behov for utslipp av rensset prosessvann til sjøen i Bolgsva og SFT har i sin utslippstillatelse satt utslippsgrenser og gitt pålegg om konkret vurdering av plassering av utslippet.

Bolgsva har utløp med terskler både mot vest og øst. Det antas at sirkulasjon og vannutskifting er svak/dårlig i de dypere delene mens øvre vannmasser i Bolgsva antas å ha god/akseptabel utskifting uten at dette er undersøkt nærmere verken tidligere eller nå. Selv om flere eksisterende utslipp går ut i resipienten, antas miljøtilstanden pr i dag likevel å være tilfredsstillende.

På basis av eksisterende data og opplysninger om det framtidige utslippet har NIVA foretatt beregninger for innlagring og fortynning for ulike utslippskonfigurasjoner og utslippsdyp. Med de gitte forutsetningene syner beregningene at utslippet bør legges til minimum 30 m dyp eller dypere. Vi anbefaler 40 m utslippsdyp eller ennå dypere siden 30 m utslippsdyp eller grunnere ser ut til å gi noe overflatepåvirkning. Et rør med 100 mm diameter ser ut til å ville gi bedre fortynning og dypere innlagring enn tykkere rør.

Ved utslipp på 30 m eller dypere oppnås tilstrekkelig fortynning i nærsone for de fleste kritiske forurensingskomponentene m.h.t. økologiske effekter. TOC krever høy fortynning (>600x), som oppnås først i sekundærfortynningsfasen nedstrøms en god del av året. Kopper krever også høy fortynning, men beregningene indikerer at dette oppnås alt i primærfortynningsfasen i de fleste tilfeller. Effekter på bunnen blir sannsynligvis små fordi tyngre partikler forutsettes å være fjernet fra avløpsvannet før utslipp, men dette bør overvåkes/kontrolleres.

Avstanden fra andre eksisterende utslipp til Renovasjon Nord sitt planlagte utslipp er 500 m eller mer. Fra tid til annen vil det kunne forekomme at influensområdene for ulike utslipp overlapper i og med at vannmasser langs sørsida av Nordlandet sannsynligvis passerer Vikaholmen på veg øst- eller vestover med strømmen.

Dynamikken i vannmassene i Bolgsva er ikke nærmere bedømt eller bestemt i dette arbeidet. NIVAs beregninger syner imidlertid klart at det er en markert tidsvariasjon (gjennom året) for hvordan et utslipp fortynnes og innlagres i vannmassene. Det er derfor anbefalt gjennomført en mer detaljert kartlegging av dynamikk og spredning samt interaksjon mellom forskjellige utslipp.

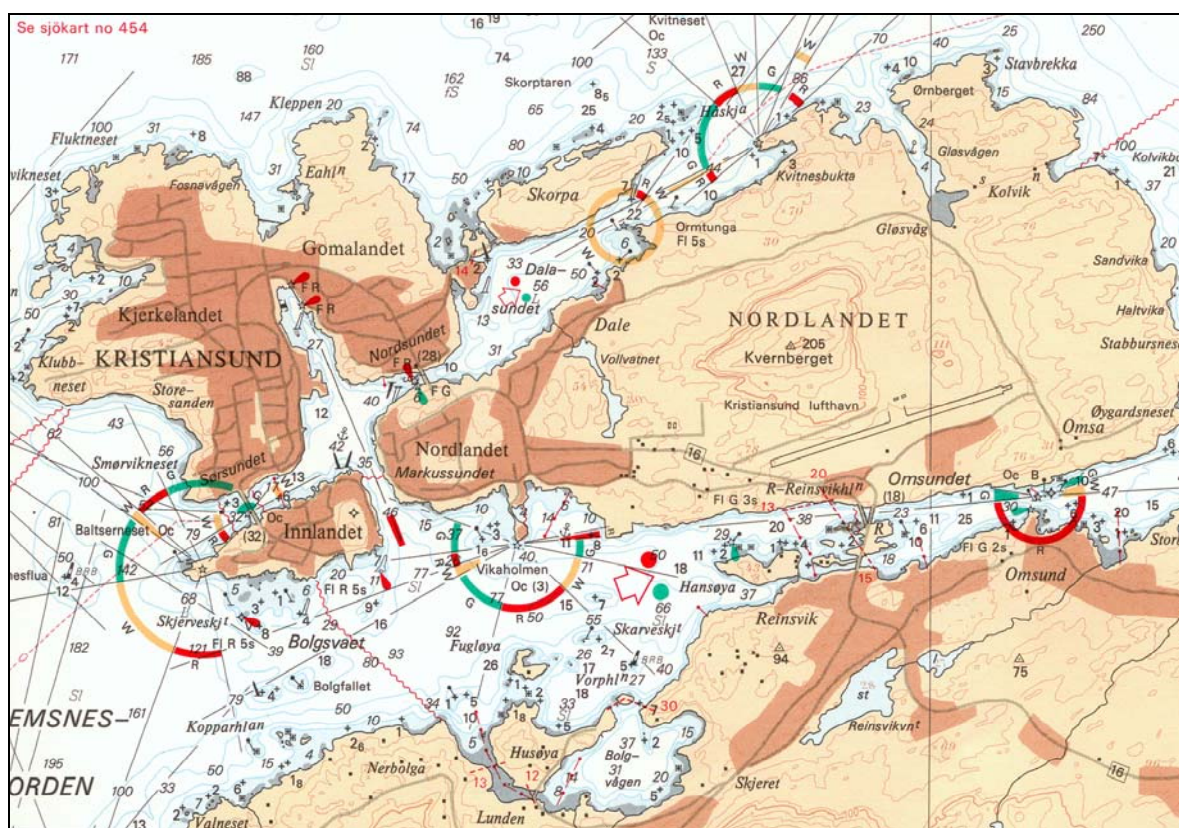
Sesongmessig forekomst og variasjon av ulike organismer og fiskeslag med spesiell vekt på mulig influens på lokale (nedstrøms) fiskeplasser bør også vurderes. Vi har anbefalt at kommunen bidrar til å tilrettelegge for en tilleggsgransking som kan kombineres med oppstart av systematisk og standardisert overvåking av de forskjellige utslippene etter de retningslinjer som myndighetene i Norge og EU legger opp til.

1. Innledning

Bedriften Renovasjon Nord A/S i Kristiansund har gitt Norsk institutt for vannforskning, NIVA, i oppdrag å utrede vannfaglige miljøfaktorer i tilknytning til utplassering av framtidig utslippsledning for avløpsvann. I dette kapittelet gis det en kort omtale av bedriften, avløpsvannet, sjøområdet (resipienten), aktuelle problemstillinger og valgt strategi for å gjennomføre utredningen.

1.1 Bedriften Renovasjon Nord A/S

Renovasjon Nord A/S i Kristiansund ligger ytterst på Vikaholmen (**Figur 1**) som en del av Vestbase der betjening av offshoremarkedet er hovedaktivitet. Se foto i **Figur 2**. Bedriften mottar, oppbevarer og behandler oljeboringsavfall og liknende oljeforurenset masse som losses fra supplybåter over i store tanker på land. Prosessen vil innebære behov for utslipp av rensert prosessvann fra området til sjøen i Bolgsva. SFT har satt grensen til max 144 m³/døgn i utkastet til utslippstillatelse (mer om dette senere).



Figur 1. Utsnitt av sjøkart nr 128 med Kristiansund, Bolgsva og tilstøtende områder.

1.2 Beskrivelse av eksisterende utslipp

Fra Nordlandet går det ut et kommunalt utslipp ved Vågakaia i bukta på østsida av Vikaholmen (**Figur 4**) tilsvarende 3.500 pe dimensjonering (2.500 pe foreløpig tilknyttet) samt noe overvann fra drenering. Utslippsdypet er 15-20 m, om lag 150 m fra kaia retning sørvest. Det er også en pumpestasjon på vestsida av Vikaholmen der overløp går ut i bukta. For øvrig er det kun mindre/diffuse utslipp fra spredt bebyggelse, landbruk o.l. i området.



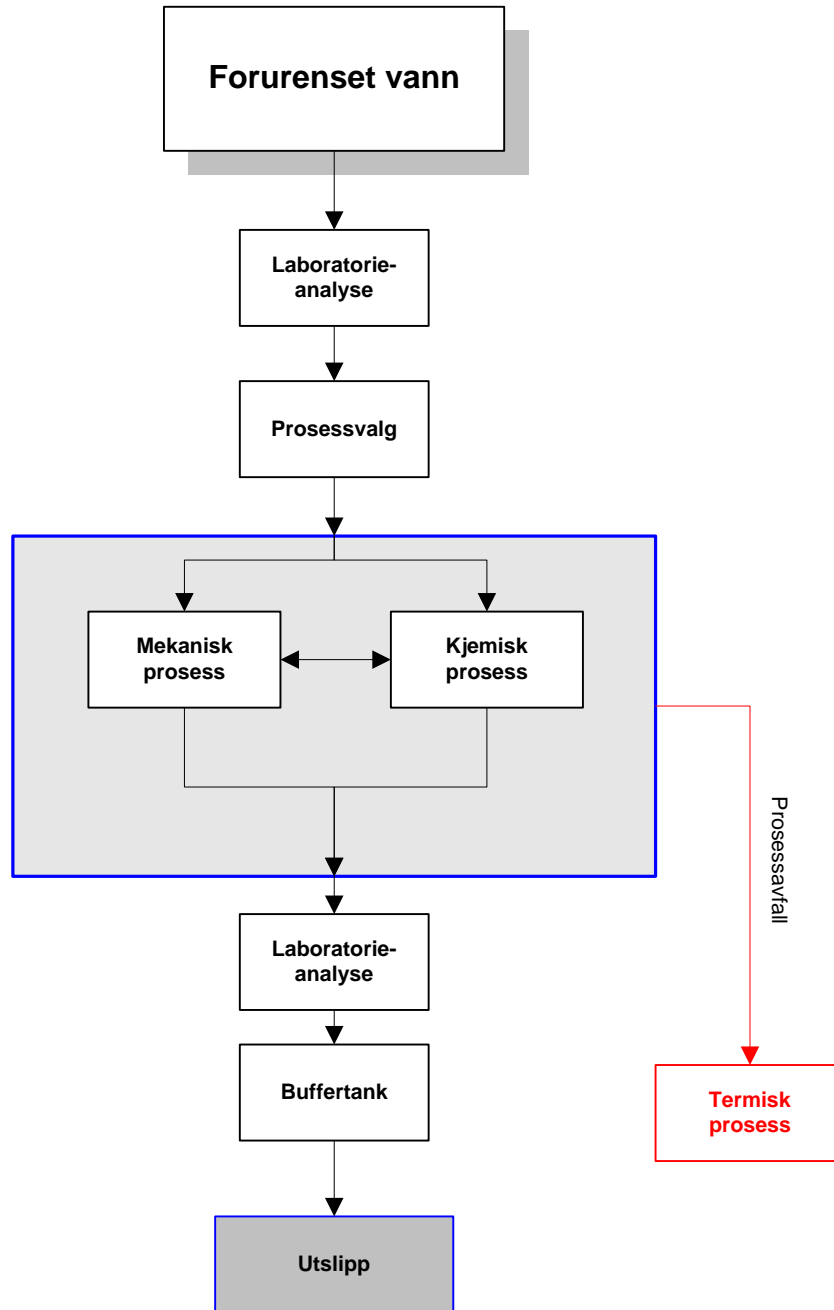
Figur 2. Fotografier fra 8. februar, 2001, som viser anlegget sett fra sjøen (øverst) og toppen av de nedgravde sedimenteringstankene på land. Foto: L.G. Golmen.

1.3 Behandlingsprosessen

Tre hovedtyper oljeboringsavfall vil bli behandlet ved anlegget: forurenset borevæske, kompletteringsvæsker, samt borekaks. Målet med behandlingen er gjenbruk av borevæskene, enten det er borevæske eller brønnvæsker. Hvis ikke direkte gjenbruk lar seg gjennomføre, så vil et delmål være gjenbruk av hovedkomponenter i væskene.

Tre forskjellige behandlingsmetoder vil bli benyttet på anlegget, nemlig mekanisk, kjemisk og termisk behandling. Behandlingsutstyret er mobilt, og det er stor fleksibilitet m.h.t. hvilken prosess som benyttes for ulike typer avfall. De kjemiske behandlingsmetodene er emulsjonsbryting, flokkulering og adsorpsjon, der flokkuleringsbehandling blir benytta på inngående forurenset vann. For mekanisk behandling er metodene filtrering og sentrifugering. Termisk separasjon vil foregå gjennom indirekte oppvarming av faststoff.

Vann fra renseprosessen er normalt ikke rent nok til å slippes ut, så det vil enten gå til gjenbruk i ny borevæske eller bli sendt til vannrenseanlegget. Den foreliggende vurderingen gjelder utslipp av vann som har vært gjenstand for kjemisk og/eller mekanisk behandling. Hvilken behandling som velges, bestemmes av prøvetaking (se **Figur 3** for en skisse av renseprosessen for avløpsvann). Kjemisk behandling vil foregå i miksekar eller tanker. Avløpsvannet skal kunne prosesseres gjennom tilstrekkelig mange trinn slik at utslippskravene tilfredsstilles. Renset vann lagres på buffertanker og oljeavskillingstanker (**Figur 2**). Fra oljeavskiller går så avløpsrør til sjøen, der det vil bli pumpet ut til tilstrekkelig dyp etter behov, og etter de anbefalinger som blir gitt i denne rapporten.



Figur 3. Skisse over forløpet for behandling av avløpsvann (Fra Renovasjon-Nord/Tetra Technologies AS).

1.4 Avløpsvannet

Utslippsgrensene for avløpsvannet som er gitt av SFT i utslippstillatelsen, er angitt i

Tabell 1. Renset vann/prosessvann vil gå fra buffertank til oljeutskiller som er nedgravd i steinfyllinga på bedriftens område nær sjøen. Fra oljeutskiller går vannet videre til pumpekum og så til slutt ut i sjøen gjennom rørledning. Utslippsfluksen kan reguleres fra 1-3 m³/time og til 6-7 m³/time eller mer i h.h.t. opplysninger fra bedriften (6 m³/time i snitt over et døgn tilsvarer max utslippstillatelse).

Tabell 1. Utslippsgrenser for ulike komponenter i utslippet til sjø, i h.h.t. SFT.

Komponent	Max. tillatt utslipp		Komponent	Max. tillatt utslipp	
	mg/l	g/døgn		mg/l	g/døgn
TOC	1000	72 000	Cd	0,02	0,5
Upolare HC	20	1 500	Sn	0,2	5
Cr (tot)	0,1	2,5	Ba	0,5	12
Ni	0,5	12	Hg	0,005	0,12
CU	0,2	5	Pb	0,1	2,5
Zn	0,5	12	V	0,5	12
As	0,05	1,2	Max utslipp:	144 m ³ /døgn	
Mo	0,2	5	pH	i intervallet 6-9	

1.5 Aktuelle problemstillinger for denne utredningen

I foreliggende utkast til utslippstillatelse fra SFT er det skissert krav bl.a. om at bedriften før oppstart utreder vannfaglige problemstillinger slik som optimalt utslippsdyp- og sted for avløpsvann. Utredningene skal vurdere

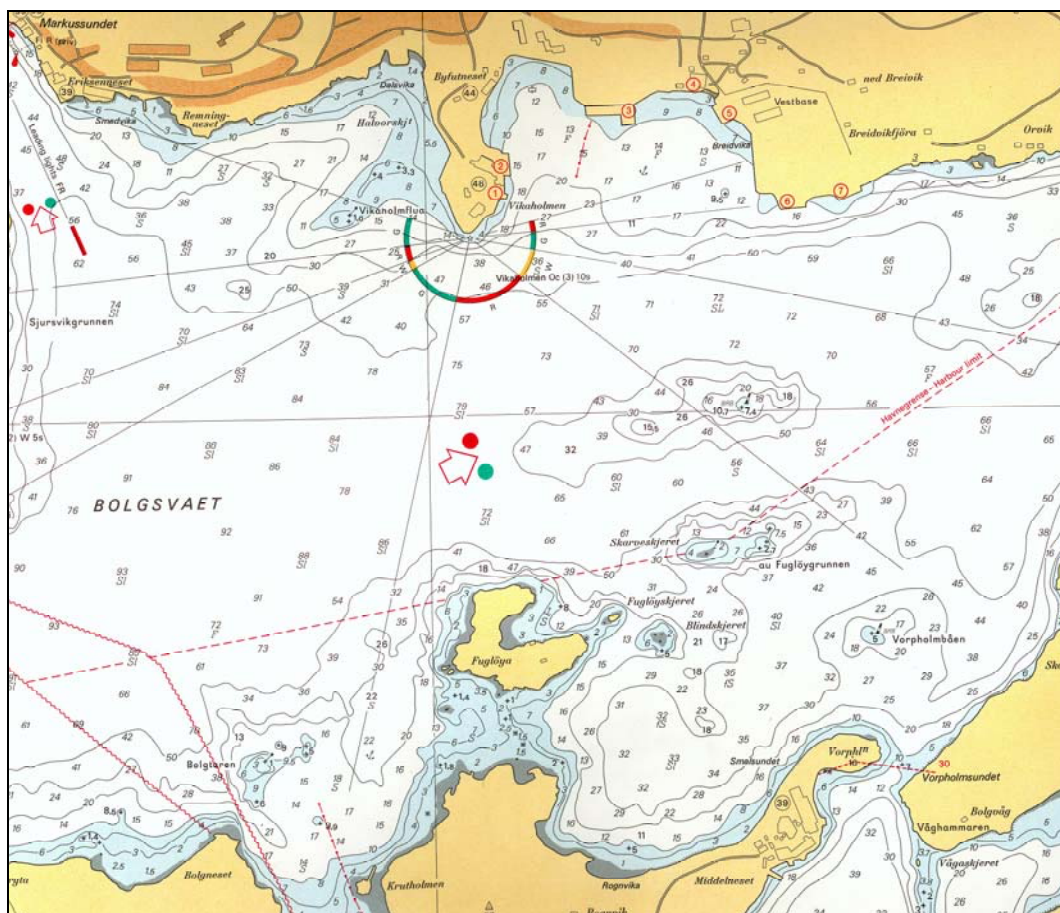
1. Grad av innblanding i vannmassene
2. Spredning og transport ut av lokalresipienten
3. Grad av begroing ved ulike dyp
4. Ulempe for andre brukere av resipienten

Resultatene av vurderinger og beregninger skal ligge til grunn for etablering av utslippsledning, der SFT har stilt eller skissert følgende konkrete vilkår:

- Avløpet skal føres ut i Bolgsva
- Utslippsdyp og plassering skal sikre god innblanding i vannmassene
- Det skal ikke skje unødig bruk av begroingshindrende midler
- Minst mulig ulempe for tredjepart
- Utslippet skal ikke medføre sedimentering eller nedslamming i resipienten
- Bedriften skal bidra til miljøovervåking av resipienten

Videre er det satt opp grenseverdier for konsentrasjoner og døgnflukser for en rekke komponenter (tungmetaller m.m. se **Tabell 1**).

Det er altså en vurdering av plassering av utslippet som skal foretas. Dette kan best baseres på modell-simulering av utslippet, d.v.s. for ulike utslippsdyp og flukser sammenholdt med måledata for sjikting og strøm i resipienten i den grad slike data finnes. Praktiske omsyn til plassering (hva som er teknisk mulig) må også tas. Løsningen som gir beste fortykning og innblanding kan så vurderes nærmere kjemisk/biologisk m.h.t. sannsynlige framtidige miljøeffekter.



Figur 4. Utsnitt av sjøkart nr 452 som viser det aktuelle utslippsområdet i Bolgsva.

1.6 Valgt strategi for gjennomføring av prosjektet

Bedriften har sagt følgende om vurderingene: "Utslippspunktet må sees i forhold til utslippsvannets temperatur og tetthet (densitet) sett i forhold til hydrografiske forhold på stedet, f.eks. variasjoner i sjikting/blandingsdyp og bunntopografi". Dynamiske aspekt er m.a.o. sterkt vektlagt. D.v.s. å vurdere utslippet ut fra naturlige variasjoner i resipienten og variasjoner i avløpet.

På grunn av knapp tidsfrist ble det ikke gitt rom for å foreta strømmålinger m.m. i resipienten, noe som vanligvis utgjør innledende fase i slike vurderinger. I stedet ble følgende strategi (grovt skissert) valgt:

1. Samle inn og få oversikt over eksisterende vannfaglige data og opplysninger om resipienten og miljøtilstanden fra foreliggende rapporter etc. Bedriften og kommunen hjelper til med dette
2. Framskaffe opplysninger om andre utslipp i området (kommunen)
3. Få oversikt over det planlagte utslippet, og sjøområdet rundt (resipienten)
4. Sette opp en numerisk modell for simulering av utslippet
5. Kjøre modellen basert på eksisterende data for strøm og hydrografi (sjikting) i den grad slike data finnes
6. Variere modell-input med ulike utslippflukser (max, middel, min.) v/ulike forhold for strøm/hydrografi
7. Beskrive og vurdere løsningene av beregningene m.h.t. spredning og kjemisk fortykning
8. Vurdere løsningene i forhold til mulige biologiske miljøeffekter i resipienten (EQS verdier m.m.)
9. Sammenfatte resultatene og lage skriftlig rapport

2. Foreliggende data og opplysninger om resipienten

2.1 Omtale av resipienten og eksisterende utslipp

Bolgva er sjøområdet mellom Frei og Nordlandet, og grenser mot vest mot Bremsnesfjorden og i øst mot Omsundet der max seilingsdyp (terskeldyp) er om lag 22 m. Mot vest, ved Bolgfallet, er minste dyp 56 meter. Største dyp i Bolgsva i følge sjøkartet er 93 m. Horisontal utstrekning er anslagsvis 3-4 km øst-vest og 2 km nordsør.

Bolgsva er m.a.o. et sjøområde med terskler i begge ender og det kan antas at sirkulasjon og vannutskifting er svak/dårlig i de dypere delene (særlig dypere enn 50-60 meter). De øvre vannmassene, d.v.s grunnere enn ca 20 m, kan antas å ha akseptabel utskifting, men vi kjenner ikke til undersøkelser som bekrefter dette. Det har heller ikke vært gjort strømmålinger i området, i følge kommunen.

2.2 Hydrografiske data fra området

Simuleringer ved hjelp av numerisk modell for å se på innlagring og fortykning krever et minimum av inngangsdata, spesielt for hydrografi og dennes variasjon gjennom året i resipienten. Med hydrografiske data menes måledata for temperatur og salinitet (saltholdighet) i ulike dyp, og tidsvariasjoner over sesonger og år. Disse dataene danner grunnlag for beregning av sjiktning i sjøen og variasjonen for denne, og er viktig input til modellberegningene for utslippsvannet.

Havforskningsinstituttet gjennomførte målinger i Bolgvågen og i Bolgsva fra juli, september og november, 1986, (Aure og Stigebrandt 1989). Vi har fått kopi av disse tre målingene fra Jan Aure på Havforskningsinstituttet. Resultater fra de tre målingene er synt i **Figur 5**.

Havforskningsinstituttet har også målinger på faste stasjoner langs kysten. Nærmeste stasjon til Kristiansund er Bud på Romsdalskysten. Målingene foreligger oppsummert inntil 1992 i tabeller som månedsmidler for hvert dyp; 1 m, 10 m, 20 m 25 m, 30 m 50 m etc. (Aure og Østensen 1993). Begrenset dybdeoppløsning samt tidsmidlingen gjør materialet mindre optimalt for beregninger og vi har valgt ikke å benytte dette.

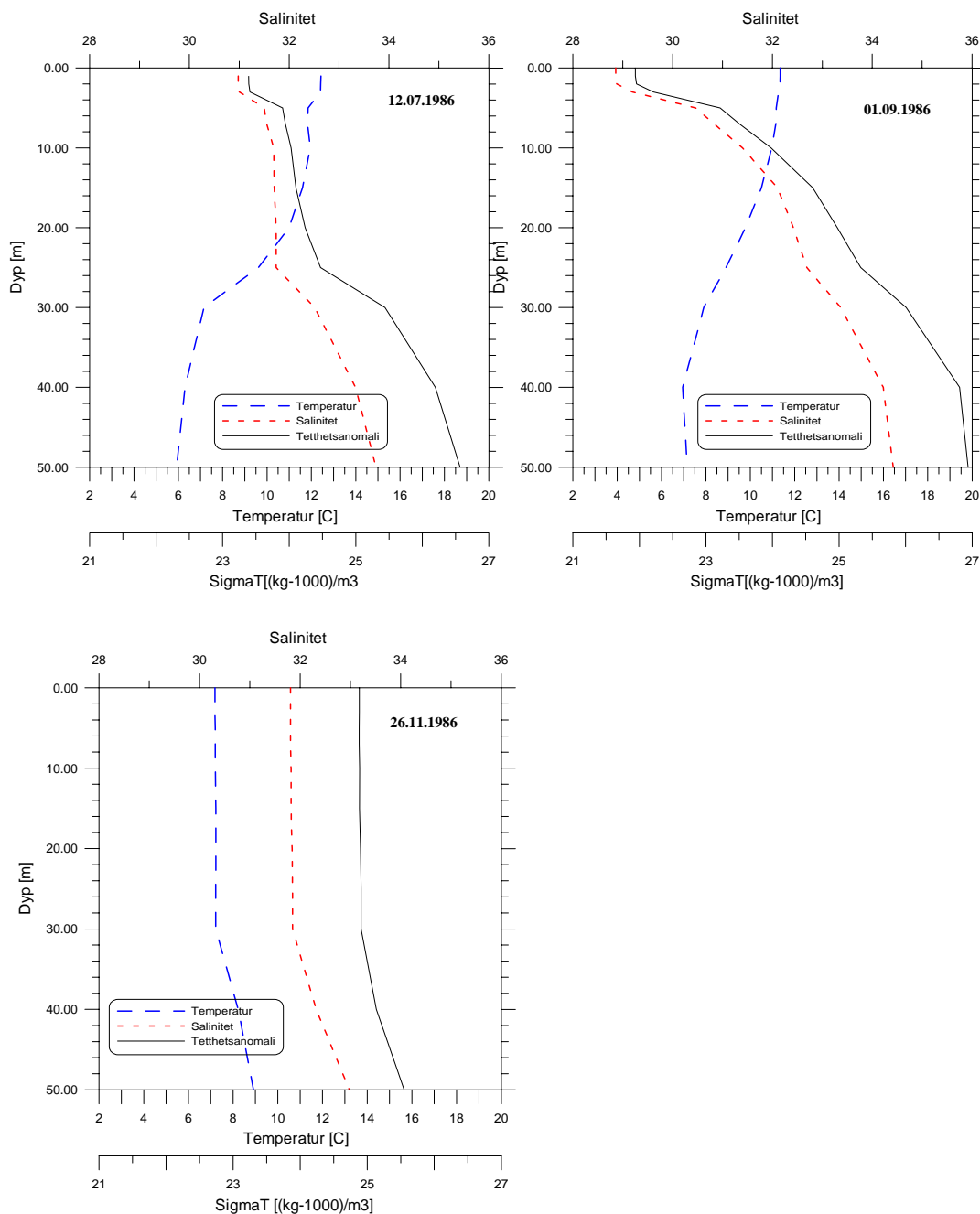
Det foreligger en måleserie fra en posisjon ved det dypeste punktet i Bolgsva fra mai 1991 til desember, 1992 målt av **Universitetet i Trondheim** (Vassdal 1995). Målingene er fra 5, 60, 70 og 80 m dyp. Prøvene i dypvannet som inkludere oksygenmålinger, synte en minimumsverdi på 4,3 ml/l O₂ (des. 1991). De påfølgende prøvene synte høge O₂ -verdier, noe som var satt i sammenheng med "nyttårsorkanen" og omrøringen som denne sannsynligvis bidrog til. "Målinger av temperatur og saltholdighet (salinitet) viste ingen lagdeling nedover i vannsøylen, noe som tyder på en stadig omrøring og bevegelse i vannmassene" (fra Vassdal 1995).

Universitetet i Bergen foretok hydrografiske målinger 29. mai, 1991 på samme stasjon (Botnen m. fl., 1992). Målingene var fra 0m, 20m og 80 m dyp, med følgende resultater:

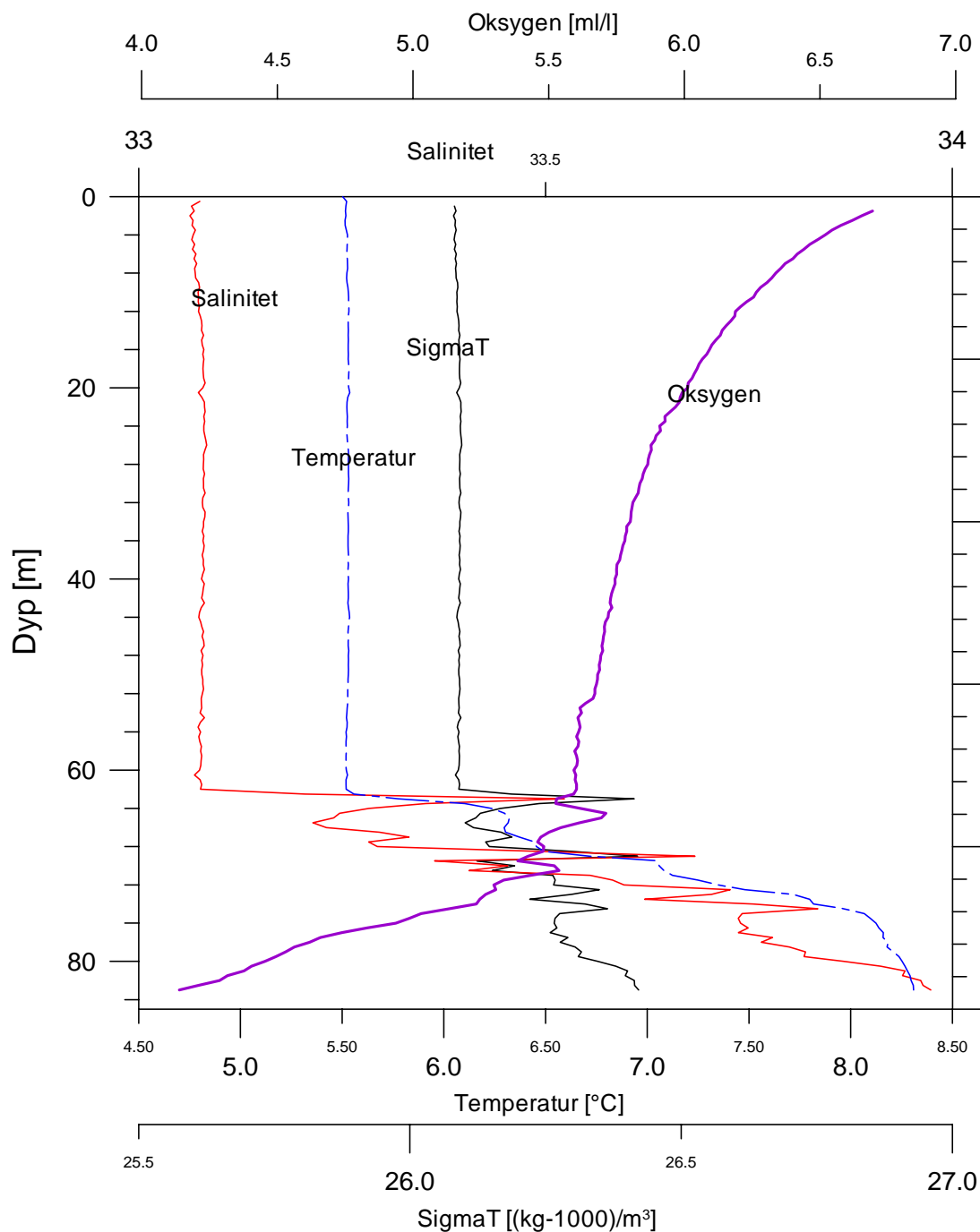
Dyp (m)	Temperatur, °C	salinitet, ppt	densitet, kg/m ³	Oksygen, ml/l	Oksygen, %
0	8.06	29.44	1022.94	7.22	105,7
20	5.37	33.51	1026.48	7.12	100,4
80	6.57	34.03	1026.74	6.50	94,7

Det framgår at det var en tydelig sjikting med forskjeller mellom overflate og 20 m dyp på ca $3,5 \text{ kg/m}^3$. Vassdal (1995) rapporterte at det var liten forskjell fra 5 m og nedover, noe som kan indikere at det er de øverste ca 5 m som opptrer mest sjiktet (om våren/sommeren i alle fall).

NIVA gjennomførte et omfattende hydrografisk måleprogram ved Tjeldbergodden i Aure kommune i 1990-91 (Golmen 1991). I alt blei det tatt 37 profiler med 1-2 ukers mellomrom på en stasjon (posisjon) i Trondheimsleia rett utafor odden. Vi har fått tillatelse fra Statoil (R E Næss, pers. komm.) til å benytte disse målingene i det foreliggende prosjektet. Også her er det en viss geografisk avstand som må tas i betraktning ved tolkingen av resultatene, men datakvalitet og oppløsning i tid/dyp er ellers svært bra og materialet bør være velegnet for de foreliggende beregningene.



Figur 5. Resultater fra målingene i Bolgsva i 1986 for temperatur ($^{\circ}\text{C}$), salinitet (ppt) og sjøens densitet. Kilde: Jan Aure, Havforskningsinstituttet.



Figur 6. Resultat av NIVA hydrografiske målinger i Bolgsva 8. februar, 2001.

Under NIVAs befaring 8. februar, 2001, blei det tatt en profil til vel 80 m dyp på det dypeste partiet i Bolgsva. Målingene ble utført med en Seabird SBE 19 batteridrevet målesonde med internt dataminne og hurtig sampling (2 g/sekund). Dermed fikk vi en profil med ekstra fin oppløsning i dypet av de målte størrelsene salinitet, temperatur og oksygeninnhold, og resultatene er framstilt i **Figur 6**. Øvre del av vannsøylen var tilnærmet homogen med kaldt vann ned til ca 60 m dyp. Under dette økte densitet, salinitet og temperatur tydelig, noe som indikerer (delvis) stagnerende vann under ca 60 m

som følge av terskelen vestover. Oksygeninnholdet sank også tydelig mot bunn til ned mot 4 ml/l i 80 m dyp (bunndypet er ca 93 m).

For alle foreliggende målinger utenom NIVAs ene nye profil gjelder at de er fra 1992 eller tidligere. I de siste åra har en sett endrede trekk ved klimaet også på Nordvestlandet, med mange år med varmere sjø og mindre nedbør enn normalt for enkelte sesonger i alle fall. Dette vil også medføre visse endringer i sjiktning og hydrografi, men det vil være vanskelig her å foreta noen teoretisk analyse for effekten av dette på fortykning og spredning av et utslipp.

2.3 Strømdata

Det foreligger ikke strømmålinger fra sjøområdet så langt vi har kunnet bringe på det rene. Problemstillingen er av en slik karakter at en også burde hatt data for strømforholdene i utslippsområdet (resipienten), men det ville tatt minimum 1-2 måned å planlegge og gjennomføre slike målinger på faglig sett forsvarlig måte i h.h.t. Norsk Standard.

2.4 Andre aktuelle opplysninger om resipienten

De siste miljø-observasjonene av sjøbunn og sjøvann i Bolgsva er fra 1992. Utsagn om dagens tilstand må dermed baseres på relativt gamle data. Fylkesmannens miljøvern avdeling i Molde (Relling og Otnes 2000) ga en kort omtale av Bolgsva basert på foreliggende data:

"Oksygeninnholdet ned til 80 m djup var tilfredsstillende i heile perioden mai-91 til des. 1992. Innholdet av organisk materiale var nokså høgt i sedimenta frå Bolgsvaet (18,6%). Botndyrfaunaen viste ikkje teikn på stor organisk belastning, men artsdiversiteten var noko låg. Mykje børstemark kan truleg forklare den reduserte artsdiversiteten og det høge organiske innholdet i sedimentprøvene."

I følge kommunen er det ikke utført spesifikke beregninger omkring det kommunale utslippet øst for Vikaholmen. NIVA utredet i 1997 mulige effekter av utslippet fra Algea AS innerst i Vikan (Ø for Vikaholmen; Berge 1997). Dette gjaldt utslipp av formaldehyd m.m. fra prosessen som bedriften hadde dispensasjon fra SFT til å slippe ut, fram til 31/12, 1998. I 1997 skulle bedriften legge utslippet ut til ca 8 m dyp. Rapporten fastslo at det trengtes betydelig fortykning av avløpsvannet for å unngå effekter på organismer. Det ble for øvrig nevnt at miljøtilstanden i resipienten var lite kjent, mens prøver fra andre deler av Kristiansund innsamlet i tidligere prosjekt synte moderat til sterk forurensing.

3. Beregninger av fortynning og speding

3.1 Mål og metode

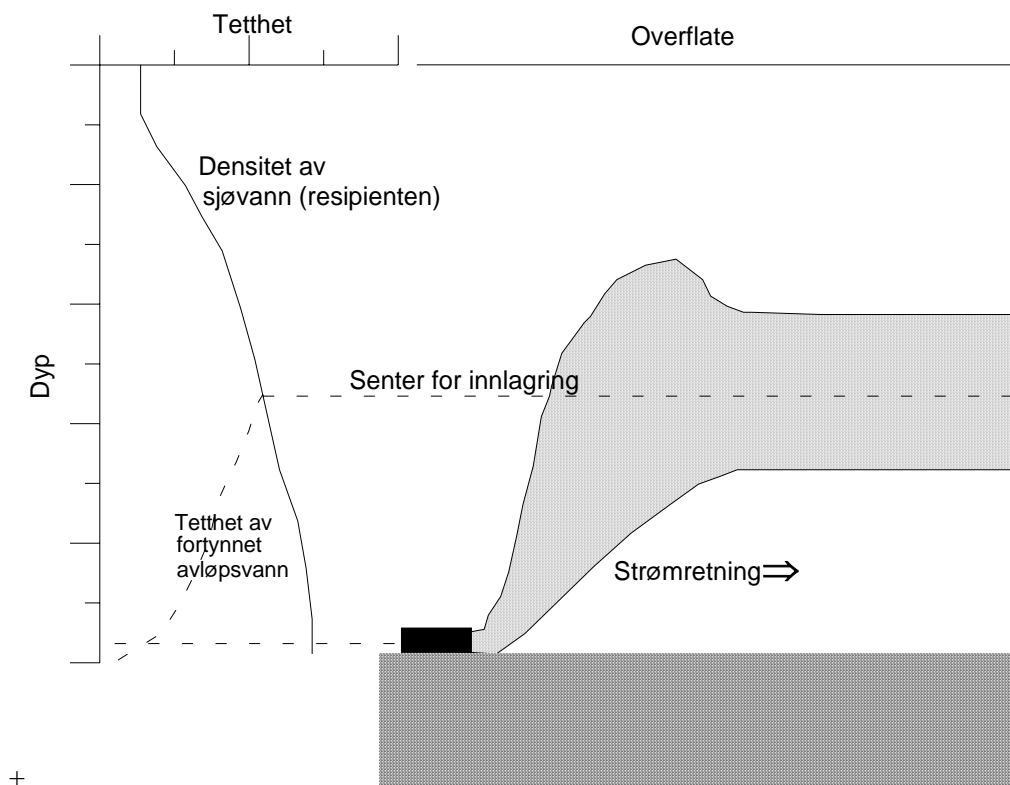
Ved etablering av et dykket utslipp for avløpsvann er det flere faktorer en må ta omsyn til for å oppnå beste resultat. Det viktigste formålet ved design av utslipp er å minimalisere eller eliminere negative miljøeffekter. For de fleste typer utslipp ønsker en at avløpsvannet skal fortynnes og spres raskt og effektivt i en åpen vannmasse (resipient) med god utskifting. Påvirkning av overflatelaget eller bunnen er som oftest det en søker å unngå eller redusere mest mulig. I noen tilfeller vil negative effekter kanskje ikke være til å unngå i enkelte situasjoner eller tider av året med realistiske og gjennomførbare utslippsarrangement. Og av og til kan en bli nødt til å veie effekter ved ulike arrangement mot hverandre (f.eks. bunn- versus overflatepåvirkning), og velge en løsning som gir minst effekt i sum.

Densiteten eller egenvekten på avløpsvann fra et utslipp som fra Renovasjon Nord kan antas å variere med temperatur og innhold av løste komponenter samt konsentrasjon av fin-partikulært materiale. Den faktiske densiteten (egenvekten) og utslippsfluksen til enhver tid vil være viktige/avgjørende parametre for å bestemme spredningen av avløpsvannet. Ved utslipp på dypt vann vil avløpsvannet enten synke eller stige opp mot overflaten (sistnevnte dersom innholdet av salter m.m. ikke er for stort) mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Ofte består utslippsvann av lette komponenter eller ferskvann som gjør at det stiger oppover i vannsøylen og innblandes mens både volumet og egenvekten av "blandingsvannmassen" øker.

Hvis vannet i resipienten som f.eks. Bolgsva er lagdelt, dvs. der er markert lettere vann over tyngre vann, vil selv et lett avløpsvann (mye ferskvann) stanse å stige før det når helt opp til sjøoverflata. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann som da er "innlagret", begynner å bre seg horisontalt utover, mens den spres og fortynnes videre med strømmen. Denne prosessen er illustrert i **Figur 7**.

Ved beregninger av fortynning og innlagring av utslipp som i dette konkrete tilfellet vil høyere fluks vanligvis gi grunnere innlagring og lavere fortynning i gitt avstand fra utslippet enn ved lavere flukser. Ved å beregne for forskjellige utslippsflukser vil vi få resultater som inkluderer "verste tilfelle" (i forhold til opptrenging mot sjøoverflata) under gitte forhold for sjikting etc. Vi har variert utslippsfluksen i beregningene fra 3 m³/time og opp til 10 m³/time. 6 m³/time i snitt over et døgn tilsvarer for øvrig max utslippstillatelse.

Vi har gjort beregninger med to ulike numeriske simuleringsmodeller for utslipp; NIVAs modell *JETMIX* og modellen *CORMIX* fra US-EPA. *JETMIX* har fordelen at en rasjonelt kan simulere mange utslippsscenarier (dyp, flukser, rørdiametre o.l.) og raskt få en samlet oversikt. *CORMIX* er tyngre å bruke, men har fordelen at den i tillegg tar omsyn til strømmen i resipienten ved beregninger av fortynning og speding. Vi gir innledningsvis en kort beskrivelse av disse to modellene.



Figur 7. Skisse av hvordan utslippsvannet vil kunne spre seg i sjøen i Bolgsva.

3.1.1 JETMIX

Programmet JETMIX (Bjerkeng og Lesjø 1973) beregner fortykning og innlagringsdyp for en enkelt stråle avløpsvann i en sjiktet resipient, på basis av tetthetsprofiler i resipienten og data om strålen i utløpet. Programmet beregner ikke eksakt innlagringsdyp, men gir det nivået der "blandingsvannets" egenvekt er den samme som omgivelsenes egenvekt. Blandingsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør imidlertid at det stiger noe forbi dette "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I det følgende vil imidlertid innlagringsdyp være ensbetydende med likevektsdypet.

Dataprogrammet beregner den teoretisk høyeste opptrengning på to måter:

- ved fortsatt fortykning etter at likevektsdypet er "passert" (EQS).
- uten blanding eller friksjon etter likevektsdypet er "passert" (GRAV).

Det første metoden (EQS) antas å gi mest sannsynlig resultat.

JETMIX inkluderer ikke virkningen av varierende strømhastighet, "sammensmelting" av strålene fra forskjellige diffusorhull hvis slike finnes og fortykningen videre i strømmens retning etter at avløpsvannet er innlagret. For å simulere dette har vi anvendt modellen CORMIX.

3.1.2 CORMIX

CORMIX er en modell som likner JETMIX og som amerikanske EPA anbefaler for denne type beregninger (Jirka et al. 1996). CORMIX kan i tillegg simulere fortykningseffekten av vannstrømmen i resipienten. Til beregningene med CORMIX har vi brukt de mest aktuelle verdiene for rørdiameter og utslippsdyp og som gir de gunstigste verdier for innlagring og primærfortyning i henhold til resultatene fra JETMIX. Med disse størrelsene og de aktuelle vannmengdene og strømverdiene gjøres beregninger for en normalsituasjon for sjiktning og eventuelt for en situasjon med mindre gode innlagringsforhold.

3.2 Tilrettelegging av inngangsdata

3.2.1 Hydrografi

I beregningene av innlagringsdyp og primærfortynning med JETMIX har vi i mangel på lokale data primært anvendt vertikalprofiler av temperatur og salinitet fra stasjonen ved Tjeldbergodden i Trondheimsleia, 1990-1991 (Golmen 1991). Materialet representerer hele 37 ulike måletidspunkt gjennom 12 måneder, d.v.s. 1-2 ukers mellomrom mellom hver måling.

3.2.2 Fysiske data for utslippet

Framtidig utslipp vil sannsynligvis ligge i området rundt $6 \text{ m}^3/\text{time}$, men vi har tatt høyde for utslipp opp til $10 \text{ m}^3/\text{time}$. I tillegg har vi beregnet for en lav fluks, d.v.s. $3 \text{ m}^3/\text{time}$.

I mangel av eksakte målinger har vi satt densiteten på utslippsvannet som for ferskvann, d.v.s. 1000 kg/m^3 . Sjøvannets densitet ligger oftest i området $1020\text{-}1028 \text{ kg/m}^3$, noe som innebærer at utslippsvannet da vil være tydelig lettere enn omgivende vann. Den valgte utslippsdensiteten representerer sannsynligvis et miljømessig konservativt eller "verste tilfelle" anslag.

Planlagt utslipp tilsvarer 100 mm plastrør, men vi har også beregnet for 150 mm og 200 mm rørdiameter, for å se på i hvilken grad dette virker på innlagring og fortynning. Tynnere rør enn 100 mm ansees urealistisk. Vi har tatt utgangspunkt i et utslipp med glatt rør uten fordyrende diffusor i enden. Diffusor kan anvendes for å forbedre primærfortynningen rundt utslippet og evt. å oppnå dypere innlagring (vi har på slutten gjort en simulering med to utslippshull). Røret v/utslippspunktet har fått en helling på 5 grader nedover.

Strategien for modellsimuleringene med JETMIX var å gå skrittvis fram, og prøve å "iterere" seg fram til en tilfredsstillende og enklest mulig løsning. Vi startet simuleringene for grunnest mulig utslipp, d.v.s. 10 m dyp, og deretter 20 m og 30 m dyp for flere rørtykkelser og utslippsflukser. Deretter fulgte simuleringer for større dyp, men for litt færre fluks- og diameter varianter.

De innledende beregningene med JETMIX gjelder for null vannstrøm (strømstille). I mangel på konkrete data for vannstrømmen i området la vi inn et estimert strømprofil i etterfølgende beregninger med CORMIX med $0,5 \text{ m/s}$ i overflata og avtakende til 5 cm/s i 50 m dyp.

For hver av de hydrografiske situasjonene (profil) er det gjort beregninger med modellen JETMIX for de aktuelle vannfluksene og utslippsdyp. **Tabell 2** gir en oversikt over dette.

Tabell 2. Oversikt over parametre for utslippet som er variert i beregningene.

Kjøring nr.	Rørdiameter mm	Fluks m^3/time : l/s	Utslippsfart m/s	Utslippsdyp m
1	100	3 : 0,83	0,11	10, 20, 30
2	100	6 : 1,67	0,21	10, 20, 30, 40, 50
3	100	10 : 2,78	0,35	10, 20, 30
4	150	3 : 0,83	0,11	10, 20, 30
5	150	6 : 1,67	0,21	10, 20, 30
6	150	10 : 2,78	0,35	10, 20, 30
7	200	3 : 0,83	0,11	10, 20, 30
8	200	6 : 1,67	0,21	10, 20, 30
9	200	10 : 2,78	0,35	10, 20, 30

3.3 Resultater

3.3.1 Utslipp i 10, 20 og 30 m dyp

I alt blir det beregninger for $9 \times 3 \times 37 = 999$ forskjellige situasjoner for disse dypene og kombinasjonene med mange delresultat. Vi har tatt ut det vesentligste av statistikken fra beregningene i **Tabell 3** der det framgår en generell tendens at høyere utslippsfluks gir grunnere innlagring, og at større rørdiameter også gir grunnere innlagring, uansett utslippsdyp. Umiddelbart vil en derfor kunne si at lav fluks kombinert med 100 mm rør (eller tynnere) gir best løsning m.h.t. minst mulig synlig effekt på sjøoverflata, ved utslippsdyp mellom 10 og 30 meter.

Det er samtidig ønskelig med best (høyest) mulig primærfortynning av utslippet. Fortynningen ved oppnådd innlagring øker med redusert utslippsfluks, og tynt rør gir bedre fortynning enn tykkere rør i disse tilfellene. Også her kommer m.a.o. et tynt, 100 mm rør, kombinert med lav fluks, best ut.

Det framgår imidlertid av resultatene at alle konfigurasjonene ofte ga innlagring i eller nær sjøoverflata (0 m). For utslipp i 10 m skjedde dette relativt ofte (10-20% av tiden), fortrinnsvis for profiler fra vinteren når det er svak sjiktning i sjøen. For utslipp i 20 m dyp var det færre tilfeller med opptrenging (5-10% av tiden). For 30 m utslipp forekom dette sjelden; kun for et par av profilene, tilsv. max. 5% av tiden.

Tilfellene som ga gjennomtrengning til overflata svarte til målinger fra perioden seint i november til medio februar, m.a.o. vintermålinger ved Tjeldbergodden. For mange av disse tilfellene ble fortynningen høy (100x eller høyere) slik at det ikke nødvendigvis alltid vil forekomme sporbare utslippskonsentrasjoner i overflata under slike vinterforhold.

Tabell 3. Noen resultat (statistikk) for modellberegningene med JETMIX, basert på 37 profiler (tidspunkt) for et glatt rør med en åpning.**Utslippsdyp: 10 m.**

Rørdiam, mm	Fluks, m ³ /tme	Midl innlagrings dyp (m)	Midlere fortynning
100	3	2,94	171
100	6	2,28	128
100	10	1,94	101
150	3	2,12	119
150	6	1,62	87
150	10	1,24	68
200	3	1,68	90
200	6	1,29	67
200	10	1,01	50

Utslippsdyp: 20 m.

Rørdiam, mm	Fluks, m ³ /tme	Midl innlagrings dyp (m)	Midlere fortynning
100	3	9,14	358
100	6	8,14	260
100	10	7,90	200
150	3	8,24	237
150	6	7,28	175
150	10	6,68	136
200	3	7,31	182
200	6	6,59	131
200	10	5,72	104

Utslippsdyp. 30 m.

Rørdiam, mm	Fluks, m ³ /tme	Midl innlagrings dyp (m)	Midlere fortynning
100	3	16,78	530
100	6	13,50	337
100	10	14,48	311
150	3	15,16	361
150	6	13,27	282
150	10	12,30	225
200	3	13,35	290
200	6	12,11	212
200	10	10,84	169

3.3.2 Beregninger for 40 og 50 m utslippsdyp

Siden utslipp på 30 m dyp eller grunnere så ut til å gi mulighet for en viss opptrenging til overflata om vinteren, prøvde vi med noe dypere utslipp, d.v.s. i 40 m og 50 m dyp, for 100 mm rørdiameter og lav, middels og høy fluks. Resultatene er synt i **Tabell 4**. Midlere innlagring er på 24 m eller dypere for alle utslippsvalgene. Fortynningsfaktorene ved innlagring ligger i middel rundt 400-500, m.a.o. høy fortynning.

Fortsatt er det noen gjenstridige tilfeller (hydrografiske profiler) for vinteren som gir oppstigning til overflata (det dreier seg om ett evt to tilfeller, eller < 5 % av tida). En kan merke seg at også her gir disse tilfellene svært høy fortykning (oftest 1000 eller høyere).

For lav og middels fluks ga utslipp i 50 m ikke innlagring i overflata i det hele tatt, og midlere fortykning ble h.h.v. 462 og 422.

Tabell 4. Noen resultat (statistikk) for modellberegningene med JETMIX, basert på 37 profiler (tidspunkt) for et glatt 100 mm rør med en åpning, og utslipp i 40 og 50 m dyp.

Utslippsdyp: 40 m.

Rørdiam, mm	Fluks, m ³ /tme	Midl innlagrings dyp (m)	Høyeste(grunneste) innlagringsdyp, m	Midlere fortykning
100	3	25,60	0	653
100	6	24,10	0	477
100	10	23,13	0	372

Utslippsdyp: 50 m.

Rørdiam, mm	Fluks, m ³ /tme	Midl innlagrings dyp (m)	Høyeste(grunneste) innlagringsdyp, m	Midlere fortykning
100	3	36,98	9	462
100	6	34,03	2	422
100	10	29,36	0	435

3.3.3 Test mot andre data.

For å få en vurdering omkring representativitet i forhold til andre hydrografiske data og situasjoner, gjorde vi beregninger med Havforskningsinstituttets målinger fra 1986, d.v.s. tre profiler fra perioden juli-november. Vi gjorde beregninger kun for middels vannfluks (6 m³/time) og 100 mm rør. Resultatene er synt i **Tabell 5**.

Det framgår at for utslipp i 10 og 20 m er det tale om varierende innlagring fra overflaten (november) og nedover til 14 m dyp (september). Disse resultatene viser samsvar med de foregående beregningene for samme sesong, innenfor den variasjon en må forvente å finne i sjøen fra år til år. For utslipp i 30 m ga beregningene for 1986 innlagring rundt 25-26 m dyp for juli og september situasjonen, og gjennomslag til overflata for november. Utslipp i 40 m dyp ga innlagring i 30 m eller dypere, og utslipp i 50 m ga innlagring i 39 m eller dypere.

Av resultatene for datamaterialet fra 1986 kan en slutte at de gir rimelig godt samsvar med materialet fra 1990/91 (Tjeldbergodden), med til dels noe dypere innlagring for sammenlignbar sesong (sommer/høst). Fortynningsfaktorene for 1986 målingene (**Tabell 5**) varierer en del, fra under 10 til over 600, avhengig av situasjon og utslippskonfigurasjon.

Tabell 5. Resultat av beregninger med JETMIX for tre hydrografiske profiler fra Bolgsva fra 1986. Profil Nr 1: 12. juli, Profil Nr 2: 10. september, Profil Nr 3: 26. november. Resultater for senterfortynning og innlagingsdyp (Depth) er framheva.

ENTRAINMENT AND DILUTION, MANIFOLD NR. 1 OUTFALL SITE: BOLGSVA													
JET DATA AFTER CONTRACTION										RESULTS			
!PRO- !													
!FILE !										NEUTRAL	POINT	EXTREMAL	
! !												DEPTHS	
HOLE	DEPTH	DIAM.	VEL.	ANGLE	NO.	WIDTH	ANGLE	CENTER		DEPTH	EQS.	GRAV.	
NR.	(M)	(M)	(M/S)	DEG.	!	(M)	DEG.	DILUT.	(M)	(M)	(M)		
1	10.0	.10	.21	-5	!	1.3	88	78	4.3	2.9	< .0		
					!	1.1	88	48	5.7	4.4	3.1		
					!	2.1X	89X	190X	.1X	< .0	.0		
2	20.0	.10	.21	-5	!	2.4	89	186	9.6	6.9	3.7		
					!	1.3	88	73	14.4	12.8	10.2		
					!	4.1X	89X	571X	.1X	< .0	.0		
3	30.0	.10	.21	-5	!	1.0	88	43	26.1	24.6	20.9		
					!	1.1	88	55	25.4	23.5	19.9		
					!	6.6X	89X	1037X	.1X	< .0	.0		
4	40.0	.10	.21	-5	!	1.4	88	80	34.1	32.1	29.0		
					!	1.4	88	78	34.2	32.2	29.1		
					!	2.2	89	164	30.6	23.2	3.0		
5	50.0	.10	.21	-5	!	1.9	89	126	42.1	39.5	36.3		
					!	2.3	89	203	39.5	37.5	34.7		
					!	1.8	89	114	42.5	40.0	35.3		

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT
 < : BEYOND MIN DEPTH OF DENSITY RANGE
 X : CALC. STOPPED, NO NEUTRAL POINT

3.3.4 Beregninger for NIVAs måling 8. februar, 2001

Målingene som NIVA tok i sjøen under befaringen 8. februar var utført med et høypresisjons instrument med høyere målefrekvens og større dybdeoppløsning enn for de tidligere målingene. Målingene var tatt i en kritisk sesong m.h.t. mulig oppstigning av utslippsvannet, evt. opptrenging til overflata. Til tross for "stikkprøve" karakter er det derfor interessant å utføre tilsvarende modellberegninger med JETMIX for denne ene profilen som for det foregående datamaterialet.

Resultatene er synt i **Tabell 6**, med fortynning og innlagingsdyp framheva. Denne profilen ga innlagring nær, men ikke helt i overflata, og litt dypere innlagring for dypt utslipp enn for grunt. Fortynningsfaktorene ved innlagring er høye for alle konfigurasjoner, fra 165 for grunneste alternativ til over 1000 for de dypeste.

Resultatene basert på februar-målingene ved Tjeldbergodden ga også i noen tilfeller innlagring i eller nær overflata, mens særlig de dypere utslippsalternativene ga noe dypere innlagring enn 2001 målingen. Igjen kan dette skyldes år-til-år variasjoner i sjøen, og vi konkluderer med at forskjellene i beregningsresultatene er innenfor det som kan forventes.

Tabell 6. Resultat av beregninger for NIVAs hydrografiske profil i Bolgsva fra 8. februar, 2001. Rørdiameter er 100 mm, utslippsfluks er 6 m³/time og utslippsdypet er variert fra 10 m til 50 m.

ENTRAINMENT AND DILUTION, MANIFOLD NR. 1												OUTFALL SITE: BOLLSVA				
JET DATA AFTER CONTRACTION										RESULTS						
!PRO- !																
! !																
!FILE !										NEUTRAL		POINT		EXTREMAL		
! !										DEPTHS						
HOLE	DEPTH	DIAM.	VEL.	ANGLE	!	NO.	!	WIDTH	ANGLE	CENTER	DEPTH					
NR.	(M)	(M)	(M/S)	DEG.	!	!	!	(M)	DEG.	DILUT.	(M)	EQS.	GRAV.	(M)		
1	10.0	.10	.21	-5	!	1	!	1.9	89	165	1.0	<	.0	<	.0	
2	20.0	.10	.21	-5	!	1	!	3.8	89	511	1.6	<	.0	<	.0	
3	30.0	.10	.21	-5	!	1	!	5.9	89	1017	1.8	.	.3	<	.0	
4	40.0	.10	.21	-5	!	1	!	8.3	89	1667	1.7	.	.6	<	.0	
5	50.0	.10	.21	-5	!	1	!	9.8	89	2239	4.6	.	.9	<	.0	

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

3.3.5 Effekt av vannstrøm

Strømmen og den turbulensen som den skaper, vil bidra til en noe endret blandings- og oppstigningsprosess i forhold til strømstille slik vi forutsatte i de foregående beregningene. Vannstrømmen i resipienten vil videre bidra til å transportere avløpsvannet bort etter at det har innlagret seg, og det er av den grunn spesielt interessant å se hvor raskt spredning og fortykning skjer nedstrøms.

Vi har ikke data for vannstrømmen i resipienten, men har foretatt noen beregninger med modellen CORMIX for et antatt strømprofil med 0,5 m/s (1 knop) i overflata, og avtakende til 5 cm/s i 50 m dyp. Vi benyttet måledataene fra februar 2001 sammen med strømprofilet som resipientdata, og et utslipp på 6 m³/time i 30 m dyp som eksempel. Modellen baseres for øvrig på en rekke forutsetninger og matematiske koeffisienter som vi ikke har hatt anledning til å kalibrere inn spesielt for Renovasjon Nord sitt utslipp og resipienten (vi har for det meste benytta default verdier og settinger).

Modellen viste at etter 1 time har utslippsskya nådd 500 m nedstrøms og bredde på 24 meter med fortykning på 170. Etter 2 timer er den nådd 1000 m nedstrøms med bredde 65 meter og fortykning 470. Etter tre timer er den nådd 1500 m nedstrøms, med bredde 119 meter og fortykning på 860. Det er neppe realistisk å regne stort lenger enn dette siden strømmen etter noen timer sannsynligvis slakker av og snur, slik at forutsetningene ikke lenger gjelder.

3.3.6 Y-formet utslipp

Av det foregående framgikk det at opptrenging til overflata vil kunne skje i enkelte tilfeller, sjøl med et dypt utslipp. En relativt enkel mulighet er å lage et Y-formet utslippsarrangement i rørenden og la hver gren være så lang at utslippene fra hver åpning ikke interfererer med hverandre. Forsøksvis har vi satt opp et slikt arrangement for den hydrografiske profilen for februar, 2001 som ga grunn innlagring. Vi har fordelt utslippet på to 50 mm rør, som gir doblet utslippsfart (0,4 m/s) ved 6 m³/time total fluks.

Resultatene i **Tabell 7** viser at det oppnås noe dypere innlagring med dette arrangementet. For utslipp i 40 m er økningen ca 3 m, og for utslipp i 50 m er økningen ca 5 m. Også fortykningen v/innlagring øker noe.

En endelig vurdering og anbefaling må baseres på betraktninger om utslippskomponenter og eventuell giftighet etc i forhold til potensielt sårbare ressurser i området (neste kapittel).

Tabell 7. Resultat av beregninger for den hydrografiske profilen fra Bolgsva fra 8. februar, 2001. Det er antatt to utslippsrør (Y-form), hvert med diameter er 50 mm. Total utslippsfluks er som før 6 m³/time og utslippsdypet er variert fra 10 m til 50 m. Resultatet viser innlagring og fortykning for hver stråle.

ENTRAINMENT AND DILUTION, MANIFOLD NR. 1										OUTFALL SITE: BOLLSVA					
JET DATA AFTER CONTRACTION										RESULTS					
!PRO- !															
!FILE !										NEUTRAL		POINT		EXTREMAL	
! !										DEPTHS					
HOLE DEPTH DIAM. VEL. ANGLE				! NR. !		WIDTH ANGLE		CENTER DEPTH		EQS. GRAV.					
				! !				DILUT.							
NR.	(M)	(M)	(M/S)	DEG.	!	!	(M)	DEG.	(M)	(M)	(M)				
1	10.0	.05	.40	-5	!	1 !	1.8	89	251	1.4	< .0	< .0			
2	20.0	.05	.40	-5	!	1 !	3.8	89	818	1.8	.5	< .0			
3	30.0	.05	.40	-5	!	1 !	6.1	89	1633	1.9	.9	< .0			
4	40.0	.05	.40	-5	!	1 !	7.8	89	2387	4.7	1.1	< .0			
5	50.0	.05	.40	-5	!	1 !	8.6	89	3044	9.7	1.4	< .0			

EXTREMAL DEPTHS:- EQS. : MIXING CONTINUED AFTER NEUTRAL POINT
 - GRAV.: NO MIXING, ONLY GRAVITY AFTER NEUTRAL POINT

4. Vurderinger av effekter

4.1 Effekter av utslippsvannet på vannmassene i resipienten

Effekter av avløpsvannet er primært vurdert ut fra øvre grense for konsentrasjon av forurensningsstoffer gitt i SFTs utkast til utslippstillatelse, og hvilken fortykning av utslippsvannet som kreves for at disse skal komme ned under kjente/antatte grensenivåer for effekter på organismer i resipienten (miljøkvalitetsstandarder - MS). Risiko for effekter er også vurdert ut fra tilgjengelige analysedata om sammensetning i et analogt utslipp fra Renovasjon Nord etter rensing av boreavfall i 1999. Teknologien anvendt her ikke eksakt den samme som nå planlegges. Dette gjør relevansen av disse analyseresultatene noe usikker.

Tabell 8 viser utslippsgrensene og de høyeste konsentrasjonene målt i 1999, satt opp mot kjente eller antatte grenseverdier for effekter ved lengre eksponering (MS-verdier). For flere av komponentene har vi definert øvre grense for klasse II (moderat forurenset) i SFTs miljøkvalitetsklassifisering (Molvær et al. 1997) for miljøgifter i sjøvann, som MS-verdi. For de øvrige har vi benyttet andre relevante grenseverdier. Tabellen viser videre hvor stor fortykning med omgivende sjøvann som skal til for at konsentrasjonen av de aktuelle stoffene skal komme under MS-verdien. Dersom denne fortykninga oppnås før innlagring (**Figur 7**) anser vi ikke stoffet for å representere en miljøfare. Vi har ikke opplysning om konsentrasjonen av de samme stoffene i det omgivende sjøvannet, men har forutsatt at de i verste tilfelle tilsvare øvre grense for klasse I i SFTs miljøkvalitetskriterier.

Følgende kan sies om MS-verdiene for de enkelte komponentene:

4.1.1 TOC.

Analysene fra 1999 viser at konsentrasjonen av totalt organisk karbon (TOC) i de tidligere prøvene overskred den aktuelle utslippsgrensen på 1000 mg TOC/l. Vi forventer derfor at utslippsgrensen er en realistisk øvre grense for hva utslippet vil inneholde av TOC. Konsentrasjoner av TOC i sjøvann ligger normalt i området 2-10 mg/l, men det finnes ikke relevante MS-verdier for effekter av forhøyet TOC. Organisk karbon vil først og fremst ha effekt gjennom forbruk av oksygen ved nedbrytning. Effekten vil være styrt av hvor raskt nedbrytningen (oksyderingen) av TOC foregår i resipienten, som igjen er styrt av hva slags organisk materiale som slippes ut. Dette har vi ikke noe opplysning om. Er nedbrytningen rask, kan den lokalt gi et oksygentap av betydning. Er den langsom, kan man regne med at avløpsvannet har forlatt resipienten før oksygenforbruket er realisert, og oksygenendringene vil ikke være målbare. Uansett er det lite sannsynlig at det vil skje nedbrytning av betydning i løpet av de første timene etter utslipp. Spredningsmodelleringen viser at det innen et tidsrom på 3 timer vil skje en horisontaltransport på rundt 1500 m og en sekundærfortynning etter innlagring på over 800 x. Dette alene vil føre TOC konsentrasjonen ned mot bakgrunn. I tillegg kommer fortykningen før innlagring (se kapittel 3). Ut fra dette forventer vi ikke at tilførselen av TOC vil ha virkning på vannmassene i resipienten.

4.1.2 Upolare HC

Upolare HC regnes i første rekke å omfatte oljehydrokarboner fra borevæsken. En rekke undersøkelser av effekter av olje på marine organismer og samfunn viser at man normalt må opp i en kronisk belastning på 0.1 – 0.2 mg/l totalhydrokarboner før effekter er synlige. I et tilfelle med konstant belastning med dieselolje over flere måneder ble effekter av betydning påvist ved en konsentrasjon på ca 0.03 mg/l. Dagens oljebaserte borevæsker har lavt innhold av aromatiske hydrokarboner, som er de oljekomponentene giftigheten først og fremst knyttes til, og man kan derfor forvente at konsentrasjoner som gir effekter ligger noe høyere enn for dieselolje. Vi bedømmer derfor 0.05 mg/l

som en realistisk nedre grenseverdi for kroniske effekter av upolare HC og har satt dette som MS-verdi.

4.1.3 Metaller

For arsen og metallene krom, kobber, sink, kadmium og bly har vi satt øvre grenseverdi for SFTs klasse II (moderat forurenset) som MS-verdi. For nikkel har vi benyttet en mer konservativ standard som EPA (1980) har foreslått for sjøvann på 0.083 mg/l. For barium har vi benyttet en NOEC-grense på 0.1 mg/l foreslått av Spangenberg og Cherr (1996) ut fra effektstudier mht utvikling av muslinglarver. Dette er et av de meget få undersøkelsene som har kunne påvise biologiske effekter av barium. For kvikksølv har vi valgt en grense på 0.015 µg/l som foreslått av Hylland et al (1999) i en sammenfatning av vannkvalitetskriterier og utslippsstandarder i en rekke land. For vanadium finnes ikke omforente grenseverdier, og giftighet overfor marine organismer er lite kjent. UK Water Research Centre har foreslått en tentativ grense for total vanadium på 0.1 mg/l og den er benyttet her.

4.1.4 pH

Utslippstillatelsen krever at pH skal være i intervallet 6-9 ved utslipp. Målingene fra 1999 oppfyller dette kravet. Ut fra dette og den betydelige bufferkapasiteten som finnes i naturlig sjøvann, anser vi ikke pH i avløpet som et potensielt miljøproblem i resipienten.

Modellresultatene for fortytning synte at man ved utslipp på 30 m eller dypere og med rørdiameter 100 mm i det aller meste av tiden vil unngå gjennomtrengning til overflaten. Samtidig oppnås en høyere midlere fortytning enn 300 x, for noen situasjoner opp i over 1000 x. **Tabell 8** viser at følgende komponenter vil kreve mer enn 300 x fortytning for å komme under MS-verdiene, dersom de slippes ut i konsentrasjon som gitt i utslippstillatelsen:

- Upolare hydrokarboner
- krom
- kobber
- kadmium
- kvikksølv
- bly

Ved å føre utslippet ned til 50 m dyp vil man få tilstrekkelig fortytning (> 420 x) til at hydrokarboner, krom og kvikksølv kommer under MS-verdiene, mens de øvrige (kobber, kadmium og bly) fortsatt ligger over.

Modellering av horisontalspredning viser at man innen ca 1 time etter innlagring vil ha oppnådd en videre fortytning på ca 170 x. Samlet fortytning ved et utslipp på 30 m med de valgte rørdiameterne (100-200 mm) blir derfor minimum 28 000 x, dvs mer enn tilstrekkelig til å bringe alle utslippskomponentene ned under MS-verdiene innen en time. Dette betyr at organismene som treffes av utslippet vil utsettes for høyere konsentrasjoner enn miljøstandarden i maksimum en time, sannsynligvis mye kortere tid. Siden MS-verdiene er satt ut fra en langvarig eksponering, er det lite sannsynlig at slik kort eksponering vil gi målbare effekter på organismene.

Hvis vi forutsetter at de analyseresultatene som foreligger fra avløpsprøvene i 1999 er representative for det fremtidige utslippet, ser vi av **Tabell 8** at det bare er kobber som krever en fortytning på mer enn 100 x for å komme under MS-verdien. Alle situasjoner modellert med utslipp på 30 m eller dypere (og på 20 m med rørdiameter 100 mm) gir tilstrekkelig fortytning til at MS-verdiene oppnås før innlagring.

4.2 Effekter av utslippsvannet på bunnområdene i resipienten

Det er ikke opplyst hvor stor andel av utslippskomponentene som vil foreligge løst i utslippsvannet eller som partikler. Det er derfor ikke mulig å bedømme om forurensede partikler fra utslippet vil kunne synke til bunns lokalt rundt utslippspunktet i stedet for å følge utslippsvannet til innlagring. Siden utslippet lagres på buffertank før utslippet regner vi med at mye av partiklene sedimenterer her og ikke følger med ut i resipienten. Løste metaller og organiske komponenter som hydrokarboner vil etter hvert også kunne adsorberes til naturlige partikler i vannmassene og gradvis sedimentere. Dette er en langsom prosess og dersom netto vannutskiftning er tilstrekkelig stor (usikkert; strømmålinger mangler) vil mye av disse partiklene forsvinne ut over tersklene til Bolgsva og sedimentere utenfor.

Bunnsedimentene i det dypeste partiet i Bolgsva er finkornet (Botnen et al 1992), noe som viser at dette er et sedimenteringsområde med stagnerende vann (ref. også oksygenmålingene). Men vi har ikke hatt rom for å kunne gå inn på å kvantifisere hvor mye av stoffene fra utslippet som eventuelt vil kunne sedimentere lokalt. Totalt sett regner vi imidlertid med at tilførselen av forurensningsstoffer til bunnsedimentene lokalt vil være liten, men anbefaler at eventuell akkumulering, først og fremst av de aktuelle utslippsmetallene, overvåkes over tid gjennom analyser av bunnsedimentene.

Tabell 8. Maksimale utslippskonsentrasjoner, høyeste målte konsentrasjoner (vannprøver fra 1999), grenseverdier for effekter (miljøkvalitetsstandard - MS), antatt lokal bakgrunnskonsentrasjon, og nødvendige fortynningsfaktorer for utslippsvannet med omgivende sjøvann for å komme under MS-verdiene.

Komponent	Max. tillatt utslipp $\mu\text{g/l}$	Høyeste målt kons. i 1999 $\mu\text{g/l}$	Miljøkvalitets-(MS) standard $\mu\text{g/l}$	Antatt lokal bakgrunn $\mu\text{g/l}$	Fortynning for å nå MS ut fra utsl.grense	Fortynning for å nå MS ut fra målt kons.
TOC	1000000	1230000	1900	2	526	647
Upolare HC	20000	770	50	5	443	16
Cr (tot)	100	10	0.5	0.2	332	32
Ni	500	61	8.3	0.5	63	7
Cu	200	74	0.7	0.3	498	183
Zn	500	200	5	1.5	141	56
As	50	ikke målt	5	2	15	-
Mo	200	ikke målt	mangler	mangler	-	-
Cd	20	1	0.07	0.03	498	23
Sn	200	ikke målt	mangler	mangler	-	-
Ba	500	ikke målt	100	0	4	-
Hg	5	0.5	0.015	0.001	356	35
Pb	100	10	0.15	0.05	999	99
V	500	ikke målt	100	2	4	-

5. Sluttbemerkninger

Med de gitte forutsetningene syner beregningene at et utslipp bør legges til 30 m eller dypere. Dersom forutsetningene om egenvekten til utslippsvannet stemmer (1.000 kg/m^3) vil vi anbefale minimum 40 m utslippsdyp siden 30 m utslippsdyp eller grunnere ser ut til å gi noe overflatepåvirkning.

Eventuell splitting av utslippsrøret i to ved enden i to tynnere rør som en enkel diffusor (Y-konfigurasjon) øker fortyningen ytterligere men bør ikke være påkrevet for dyp 40 m eller dypere viss våre forutsetninger er riktige.

Et rør med 100 mm diameter ser ut til å gi bedre fortyning og dypere innlagring enn tykkere rør, slik at 100 mm rør synes OK.

Beregningene for sekundærfortynning p.g.a. vannstrømmen i Bolgsva ga ytterligere fortyning nedstrøms, men disse beregningene er usikre fordi det mangler opplysninger om faktisk strøm.

Vurderingene omkring økologiske effekter i resipienten syner at ved utslipp på 30 m eller dypere oppnås tilstrekkelig fortyning i nærheten for de fleste kritiske forurensingskomponentene. TOC krever høy fortyning ($>600x$), som oppnås først i sekundærfortynningsfasen nedstrøms en god del av året. Kopper er det metallet som krever høyest fortyning, men beregningene indikerer at dette oppnås alt i primærfortynningsfasen i de fleste tilfeller.

For effekter på bunnen har det vært vanskelig å trekke konklusjoner, men det er rimelig å anta at effektene blir små fordi tyngre partikler forutsettes å være fjernet fra avløpsvannet før utslipp. En kan ikke se bort fra en viss sedimentering rundt (nedstrøms) selve utslippet, noe som en bør overvåkes i alle fall en tid framover etter at utslippet er etablert.

Innledningsvis ble det nevnt flere andre eksisterende utslipp til Bolgsva, bl.a. kommunens utslipp i 20 m dyp på ca 2.500 pe ut fra Vågakaia. De fleste om ikke alle av bedriftene skal være tilknyttet kommunalt avløp. Det er også et utslipp fra et annet behandlingsanlegg for oljeholdig avfall fra kai i Breivika litt lenger øst. Forskjellige industrier på Nordlandet har også avløp som kan inneholde spesielle forureningskomponenter. Et eksempel er Ello AS som produserer og pakker forskjellige sjampoer, tankrem m.m. og som kan ha såperester i avløpet.

Vi har ikke gjort vurderinger av spredning og fortyning for hvert av disse utslippene, og har heller ikke vært i stand til å finne tidligere rapporter eller analyser som belyser dette. Det må antas at selv om avstanden fra disse utslippene til Renovasjon Nord sitt planlagte utslipp er 500 m eller mer, så kan det fra tid til annen, avhengig av strømforhold og sjiktning, forekomme at influensområdene for ulike utslipp overlapper.

Vannmasser langs S-sida av Nordlandet passerer sannsynligvis Vikaholmen på veg E eller W over med tidevannsstrømmen og annen strøm. Men det er også mulig at det er separate virvler på hver side av holmen som bidrar til ekstra lokal fortyning og separasjon av strømmene for fortynt avløpsvann, noe som bidrar til å minke risikoen for sammenblanding.

Dynamikken i vannmassene i Bolgsva er ikke nærmere bedømt eller bestemt i dette arbeidet. NIVAs foregående beregninger syner imidlertid klart at det er en markert tidsvariasjon (gjennom året) for hvordan et utslipp fortyntes og innlagres i vannmassene.

En mer detaljert kartlegging av effekter bør inkludere dynamiske aspekt såvel som sesongmessig forekomst av ulike organismer og fiskeslag. Dersom det er fiskeplasser i nærheten (nedstrøms?) av

eksisterende eller framtidige utslipp i området, bør en kanskje foreta en spesiell analyse m.h.t. påvirkning fra ulike utslipp der, i den aktuelle fiskesesongen.

Det er opplagt at et bedre datagrunnlag for dynamikk og tidsvariasjon for strøm m.m. i form av målinger supplert med sirkulasjonsmodellering vil gjøre konklusjonsgrunnlaget bedre og slutningene sikrere både for Renovasjon Nord sitt utslipp og ikke minst andre eksisterende og framtidige utslipp til resipienten. Det kunne være en tanke at kommunen bidro med å tilrettelegge for en slik tilleggsgranskning. Denne kan kombineres med oppstart av systematisk og standardisert overvåking av de forskjellige utslippene etter de retningslinjer som myndighetene i Norge og EU legger opp til.

6. Litteraturreferanser

- Aure, Jan og A., Stigebrandt 1989: Havbruksplan Møre og Romsdal. *Delrapport 3.II, "Terskelfjordrapporten. Rapp. Møre og Romsdal fylkeskommune, Molde, ca 200 s.*
- Aure, Jan, og Ø. Østensen 1993: Hydrografiske normaler og langtidsvariasjoner i norske kystfarvatn. *Fisken og Havet, Nr. 6, 1993, Havforskningsinstituttet, Bergen, 75s.*
- Berge, J. A. 1997: En vurdering av mulige miljøeffekter knyttet til utslipp av desinfeksjonsmiddel fra et produksjonsanlegg for tangekstrakt i Vikan, Kristiansund. *Rapp. Nr. 3752, NIVA, Oslo, 18s.*
- Bjerkeng, Birger og A. Lesjø 1973: Mixing of a jet into a stratified environment. PRA 5.7. *NIVA rapport O-126/73. Oslo, 15s.*
- Botnen, Helge. B., P. J. Johannessen & Ø. Tvedten 1992. Resipientundersøkelse i havneområdet til Kristiansund by. - *Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen. Rapport nr. 5, 1992. 27s.*
- EPA 1980. US Environmental Protection Agency. Ambient water criteria for nickel. US EPA No. 440/5-80-060.
- Golmen, Lars G. 1991: Resipientgransking ved Tjeldbergodden - Aure i Møre og Romsdal. *Rapp. Nr. 2647, NIVA, Bergen, 70s.*
- Hylland K, Skei J og Hansen H 1999. Water quality criteria and effluent standards for mercury (Hg). NIVA-rapport nr 4142. 30 pp (sperret).
- Jirka, G.H., R.L. Doneker og S.W. Hinton 1996: User's manual for CORMIX. Rapp. US-EPA/Cornell univeristetet, N.Y., 140 s.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J og Sørensen J 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. 36 pp.
- Relling, Barbro og B. Otnes 2000: Miljøkartleggingar i fjordar og kystfarvatn i Møre og Romsdal pr. 01.01.2000. *Rapp. 2000:2, Miljøvernaveilinga i Møre og Romsdal, Molde, 139s.*
- Spangenberg JV og Cherr GN 1996. Developmental effects of barium exposure in a marine bivalve (*Mytilus californianus*). *Environ. Toxicol. and Chem.*, 15: 1769-1774.
- Vassdal, Tone 1995: En undersøkelse av bunndyr og tungmetaler i Kristiansund havneområde. *Hovedfagsoppgave, Trondhjems Biologiske Stasjon, UNIT, Trondheim, ca 80s.*