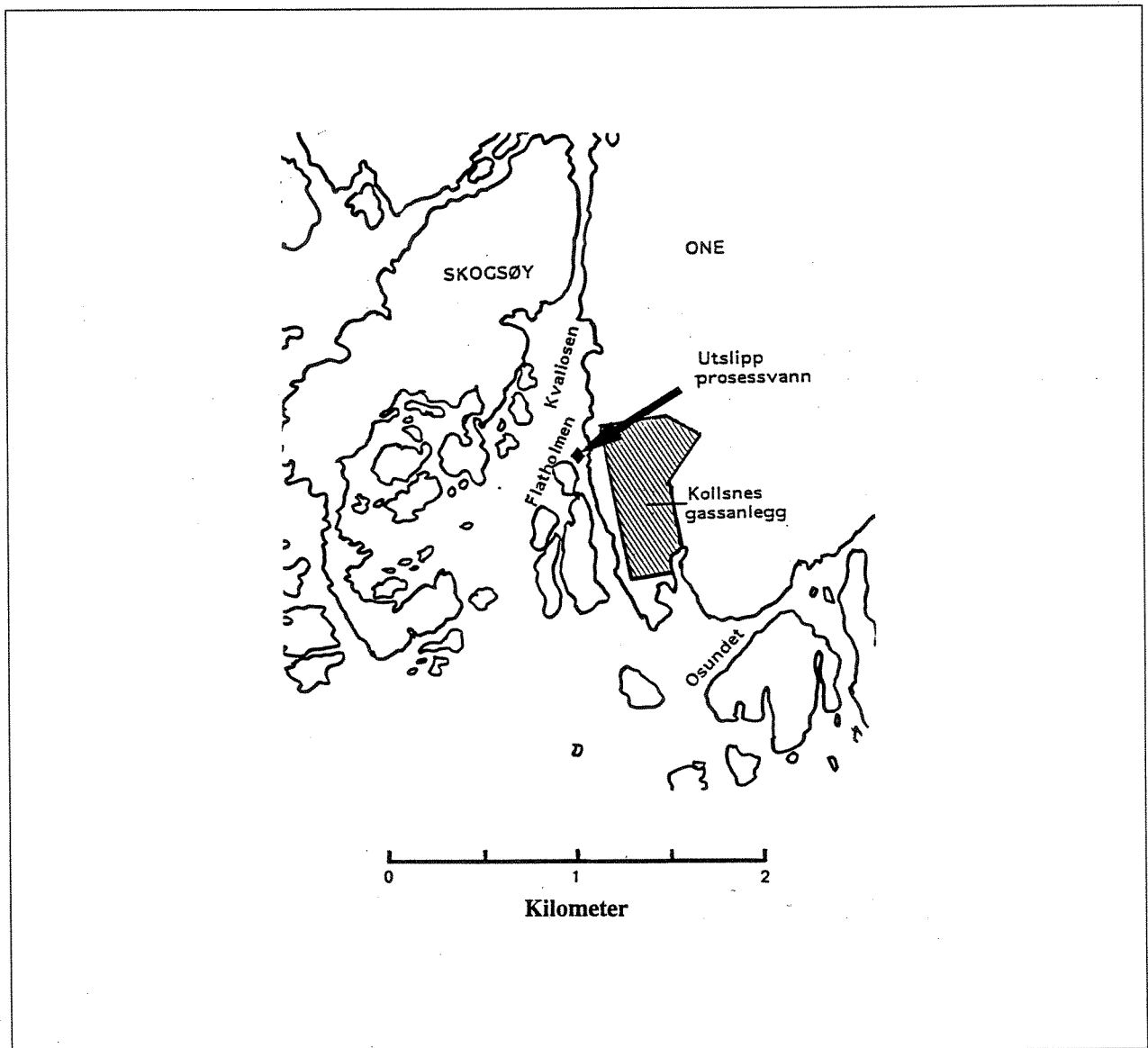


# Vurdering av miljørisiko ved utslipp av avløpsvann til sjø fra Kollsnes gassanlegg



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

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

**Vestlandsavdelingen**

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

**Akvaplan-NIVA A/S**

Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

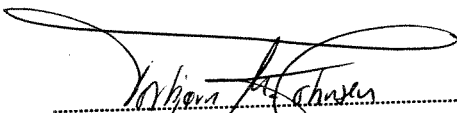
Tittel Vurdering av miljørisiko ved utslipp av avløpsvann til sjø fra Kollsnes gassanlegg	Løpenr. (for bestilling) 3605-97	Dato 30/1-97
	Prosjektnr. Undernr. O-96255	Sider Pris 39
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen Einar Nygaard	Fagområde Marin eutrofi	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statoil, Kollsnes gassanlegg, Postboks 6004, 5020 Bergen.	Oppdragsreferanse Kine Halsteinslid
---	--

**Sammendrag**

Kollsnes gassanlegg har hatt akutte utslipp av monoetylenglykol (MEG) til Kvaliosen. MEG er et miljøskadelig stoff som brytes ned under stort oksygenforbruk. I forbindelse med et stort utslipp i juli 1996 er det på grunnlag av modellberegninger gjennom en miljørisikoanalyse for resipienten Kvaliosen, utført teoretiske beregninger som viser at det ikke kan utelukkes at fastsittende organismer i et begrenset dybdesjikt er blitt eksponert for vann med lave oksygenkonsentrasjoner. MEG-konsentrasjonene etter primærfortynning var så høye i en kort periode at toksisitetsgrensene var overskredet i et tynt sjikt nær utslippsstedet. Med unntak av akutt-utslippet i juli ansees ikke de resterende MEG-tilførsler til resipienten å representere noen miljørisiko.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Glykol	1.
2. Utslipp	2.
3. Marin resipient	3.
4. Miljørisikoanalyse	4.

  
Torbjørn M. Johnsen  
Prosjektleder

ISBN 82-577-3160-9

  
Bjørn Braaten  
Forskningsjef

**O-96255**

**VURDERING AV MILJØRISIKO  
VED UTSLIPP AV AVLØPSVANN  
TIL SJØ FRA  
KOLLSNES GASSANLEGG**

**Bergen 25.01.97**

**Forfattere: Torbjørn M. Johnsen (prosjektleder)  
Einar Nygaard**

**Medarbeidere: Harry Efraimsen  
Hege E. Hansen  
Torsten Källqvist  
August Tobiesen**

## Forord

Rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag av Statoil. Rapporten er en vurdering av miljørisiko i forbindelse med utslipp av monoetylenglykol (MEG) fra Kollsnes gassanlegg til Kvaliosen.

*Line Halsteinslid* har vært hovedkontaktperson hos Statoil.

Fra NIVA har følgende personer deltatt i prosjektet: *August Tobiesen* har ført de innledende prosjektforberedelser. *Einar Nygaard* har vært ansvarlig for modellberegninger og rapportering av disse. Forsøk med nedbrytning av MEG har blitt utført av *Harry Efraimsen*. *Hege E. Hansen* har gjennomført litteratursøk for framskaffelse av fakta om MEG. *Torsten Källqvist* har i prosjekt-tiden bidratt med verdifulle kommentarer og saksopplysninger. Ansvarlig for kvalitetssikring har vært *Kari Nygaard*. Prosjektleder og hovedansvarlig for rapporteringen har vært *Torbjørn M. Johnsen*.

Bergen 30.01.97.

*Torbjørn M. Johnsen*

---

## **Innhold**

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. BAKGRUNN</b>	<b>7</b>
<b>2. GENERELT OM MONOETYLENGLYKOL (MEG)</b>	<b>10</b>
<b>3. MODELLERINGSRESULTAT AV SPREDNING OG FORTYNNING I RESIPIENTEN</b>	<b>11</b>
<b>4. BEREGNING AV OKSYGENFORBRUK UNDER NEDBRYTNING AV MEG</b>	<b>24</b>
<b>5. TOKSISITET</b>	<b>28</b>
<b>6. ANNEN EFFEKT PÅ RESIPIENTEN</b>	<b>29</b>
<b>7. SAMMENFATTENDE VURDERING</b>	<b>30</b>
<b>8. Litteratur</b>	<b>32</b>
<b>VEDLEGG</b>	

---

## Sammendrag

I forbindelse med driften av Kollsnes gassanlegg slippes det ut monoetylenglykol (MEG) til Kvaliosen gjennom en avløpsledning. Utslippets størrelse er kontrollert gjennom utslippstillatelse gitt av Statens forurensningstilsyn (SFT). I perioden 13.-15. juli 1996 hadde gassanlegget et stort akutt utslipp av MEG hvor teoretiske beregninger viste et utslipp på maksimalt 50 tonn MEG, mens den sannsynlige mengden var 12-24 tonn. Også i august måned var det et mindre akutt utslipp. For å vurdere mulige miljøkonsekvenser av de akutte og øvrige utslipp av MEG ble Norsk institutt for vannforskning (NIVA) engasjert. I vurderingen av fremtidige utslipp knyttet til omsøkt dispensasjonsperiode skulle det tas hensyn til om tidligere utslipp (1996) kan ha forårsaket en miljøforringelse som har ført til at resipientens robusthet er svekket.

MEG er et lite miljøskadelig stoff som er lite fettløselig og betraktes som ikke bioakkumulerbart. Det skader ikke sjømat og antas ikke å adsorbere til sediment. Ved høye konsentrasjoner har imidlertid MEG toksisk virkning på planter og dyr ( $EC_{50} = ca.5-20 \text{ g/l}$ ). Stoffet brytes ned til karbondioksyd ( $CO_2$ ) og vann ( $H_2O$ ) under stort oksygenforbruk. Ved  $10^\circ C$  er halveringstiden antatt å være 20 døgn. Oppstår det oksygenmangel vil anaerobe bakterier bryte det ned under dannelse av blant annet sterkt luktende mekaptaner (tioler) og hydrogensulfid ( $H_2S$ ).

Modelleringsresultatene, som baserer seg på en "worst case"-tilnærming med et totalutslipp på 50 tonn MEG, viser at utslippsvannet innlagres i et tynt sjikt på 4 meters dyp. I beregningene er det benyttet et utslippsdyp på 11 meter gjennom en avløpsledning uten diffusor. Etter et jevnt fordelt utslipp over 2 døgn vil blandingsvannet fordele seg i hele Kvaliosen med de høyeste konsentrasjonene like ved utslippspunktet. Ett døgn senere vil MEG være jevnere fordelt over hele resipienten med de høyeste konsentrasjonene i nordenden av Kvaliosen. Vannutskiftning og nedbrytning vil imidlertid føre til at hele utslippet fjernes i løpet av 10 døgn.

Beregninger av utslippet i juli viser at oksygenbehovet under nedbrytning var så stort at det teoretisk sett kan oppstå oksygenmangel i blandingsvannet etter primærfortynning. Det tynne sjiktet med blandingsvann vil føre til at kun en meget begrenset mengde plankton vil bli berørt av det oksygenfrie vannet, mens aktivt svømmende organismer sannsynligvis raskt vil søke ut av slikt vann og dermed unngå skader. Fastsittende organismer i innlagingsdypet vil imidlertid kunne rammes, og det er derfor antatt at eventuelle skader vil være å finne øst for utslippsstedet langs et belte på et par hundre meter langs vestsiden av One og på Flatholmens nordside. Dessuten kan fastsittende organismer i store deler av indre Kvaliosen i en periode være blitt eksponert for vann med oksygenkonsentrasjonen under  $4,5 \text{ mg } O_2/l$  som i følge SFTs kriterier er grensen for god vannkvalitet i sjøvann. Mangelen på kunnskap om stoffets nedbrytningsforløp i resipienten forhindrer en sikrere vurdering av miljøeffektene. Eventuelle skader på planter og dyr oppstått ved eksponering av vann uten oksygen eller med lavt oksygennivå kan kun påvises av dykkere med biologisk kompetanse og erfaring.

Det akutte utslippet på totalt 4,2 tonn MEG i slutten av august 1996 var fordelt over 6 dager. Oksygentilførselen gjennom primærfortynning var i dette tilfelle mer enn tilstrekkelig til å

dekke oksygenbehovet ved nedbrytning. Dette utslippet representerte derfor ingen fare for det biologiske livet i Kvaliosen.

I følge Statoils målinger av MEG i utløpsvannet i juli og modelleringsresultatene var konsentrasjonene etter primærfortynning i en periode høyere enn de kjente toksisitetsgrensene for en del organismer. 25 meter fra utslippspunktet var imidlertid sekundærfortynningen så stor at vannet ikke lenger var toksisk. På grunn av at toksisk vann forekom kun i en kortere tidsperiode og at utslippet skjedde på et tidspunkt med sterk sjiktning i vannmassene som førte til at det toksiske vannet ble innlagret i et tynt sjikt, ble skadeeffektene på planktoniske organismer svært begrenset.

Med unntak av de akutte utslippene i juli og august har Kollsnes gassanlegg i 1996 sluppet ut 37 tonn MEG til Kvaliosen. I siste kvartal har disse utslippene tildels ligget over konsesjons-grensene satt av SFT. Likevel kan det med bakgrunn i de opplysninger som er gitt om konsentrasjoner i avløpsvannet, og de her framkomne egenskaper til MEG, konkluderes med at utslipp av denne størrelse jevnt fordelt over ett år ikke representerer noen miljømessig risiko for resipienten Kvaliosen. For å sikre en bedre primærfortynning anbefales det imidlertid at avløpsledningen blir forsynt med diffusor.

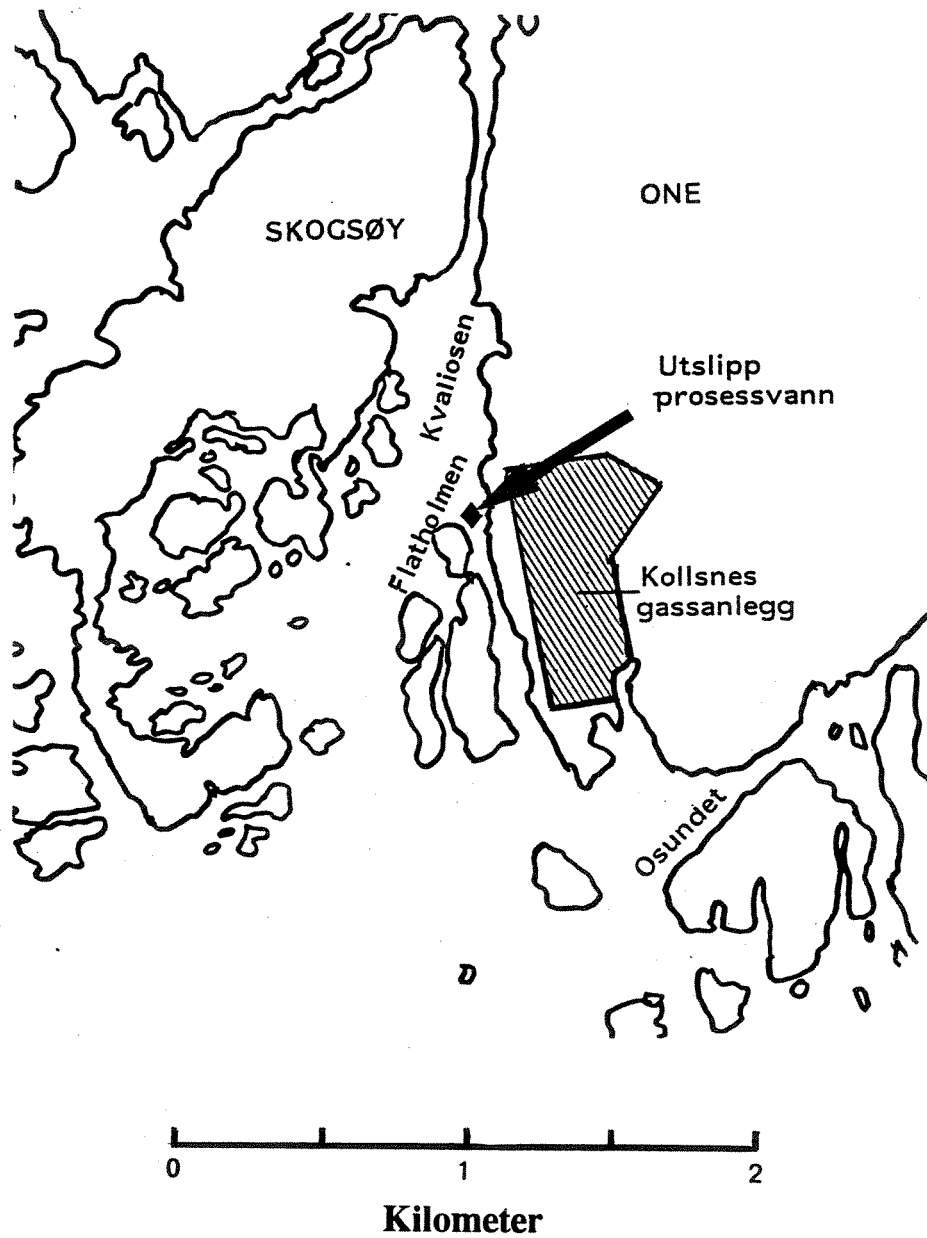
# 1. BAKGRUNN

I forbindelse med driften av Kollsnes gassanlegg vil det blant annet slippes ut monoetylenglykol (MEG) til Kvaliosen gjennom en avløpsledning (fig.1.1). Utslippets størrelse er kontrollert gjennom utslippstillatelse gitt av Statens forurensningstilsyn (SFT). Under oppstart av anlegget har forhold knyttet til åpent avløp, oppsamlingsbasseng og tekniske problemer med regenereringssystemet ført til forhøyede konsentrasjoner av MEG i avløpsvann til sjø. Blant annet har de tekniske problemene med regenereringssystemet for MEG ført til at renseanlegget, som er basert på bakteriell nedbrytning, er blitt overbelastet og dermed i perioder ikke fungert tilfredsstillende.

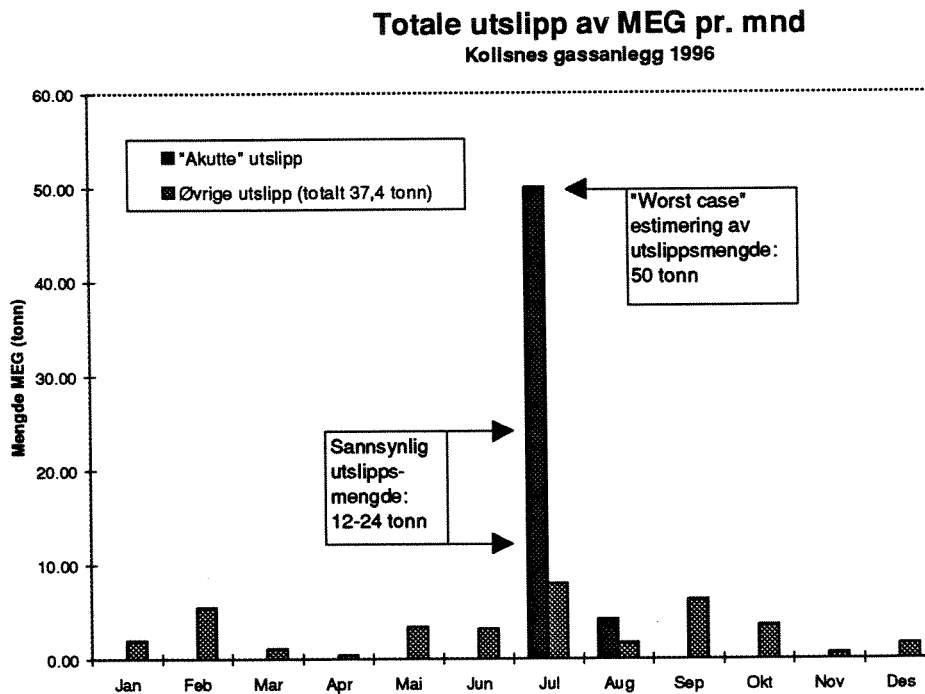
Det alvorligste akutte utslippet av MEG skjedde i juli 1996. Statoil som driver Kollsnes gassanlegg, gjorde en miljøvurdering av dette utslippet med hensyn på akutt giftighet. Vurderingen ble gjort i forbindelse med granskingen umiddelbart etter hendelsen den 13.-15. juli 1996, og av den grunn var det ikke nok tid til å foreta spredningsberegninger eller vurdere sekundære effekter av utslippet. Med bakgrunn i dette og at det var ønskelig å få en uavhengig institusjon til å vurdere eventuelle miljøkonsekvenser av MEG-utslippene i resipienten (fig.1.2), har Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fått i oppdrag av Statoil å gjennomføre følgende vurderinger:

- Kan de akutte utslippene hatt toksiske effekter på dyre- og planteliv i resipienten?
- Hvor stort oksygenforbruk har utslippene resultert i og kan eventuelt redusert oksygennivå ha gitt negative effekter på det biologiske liv (spesielt fisk) i påvirkningsområdet?
- Er det fare for langtids-/kroniske effekter som følge av de akutte utslippene og forhøyede utslipp over tid?
- Kan utslippene ha ført til forringelse av resipienten til andre formål?





Figur 1.1. Kart over Kvaliosen. \* angir avløpningens utslippspunkt.

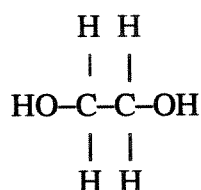


**Fig. 1.2.** Totale utslipp av monoetylenglykol (MEG) fra Kollsnes gassanlegg til Kvaliosen i 1996. Konsesjonsvilkårene for utslipp fra Kollsnes gassanlegg trådte i kraft 01.10.96. I perioden januar-oktober var anlegget under ferdigstillelse og oppstart. Våtgass fra Troll A-plattformen ble introdusert ved Kollsnes gassanlegg i mai, og det biologiske renseanlegget for prosessvann ble startet opp i juli. Utslippene i første kvartal er knyttet til systemutprøving før introduksjon av gass ved anlegget og ferdigstillelse av åpent avløpssystem. Utslippene etter første kvartal er knyttet til oppstart og drift av MEG regenereringstog og overbelastning av det biologiske renseanlegget. (Kilde: Statoil.).

## 2. GENERELT OM MONOETYLENGLYKOL (MEG)

Monoetylen glykol (MEG) har mange synonymnavn med 1,2-ethanediol som det mest vanlige. Stoffet produseres i store mengder hovedsakelig til bruk i avisningsvæske og produksjon av polyester fiber og film.

MEG har molekylformelen  $C_2H_6O_2$  som gir en molekylvekt på 62,07. Stoffets strukturformel er:



MEG er en fargeløs væske som løses lett i vann, men er lite fettløselig (log oktanol/vann partisjonskoeffisient = -1,36). Den lave fettløseligheten gjør at stoffet i svært liten grad bioakkumuleres, og det antas heller ikke å adsorbere til sediment (Verschueren 1983, Howard 1990). Under tilstrekkelig tilgang på oksygen brytes MEG ned til karbondioksyd ( $CO_2$ ) og vann ( $H_2O$ ). Under oksygenmangel vil stoffet brytes ned av anaerobe bakterier og blant annet danne mekaptaner (tioler) som har en sterk, ubehagelig lukt (løklukt). Hvis oksygentilgangen ikke er tilstrekkelig, vil det dessuten dannes hydrogensulfid ( $H_2S$ ) som er en svært giftig gass (Stene-Johansen et al. 1991).

### 3. MODELLERINGSRESULTAT AV SPREDNING OG FORTYNNING I RESIPIENTEN

I dette kapitlet blir det gitt en beskrivelse av metodene, modellene og data som ble brukt til fortynningsberegningene. Resultatene blir også presentert.

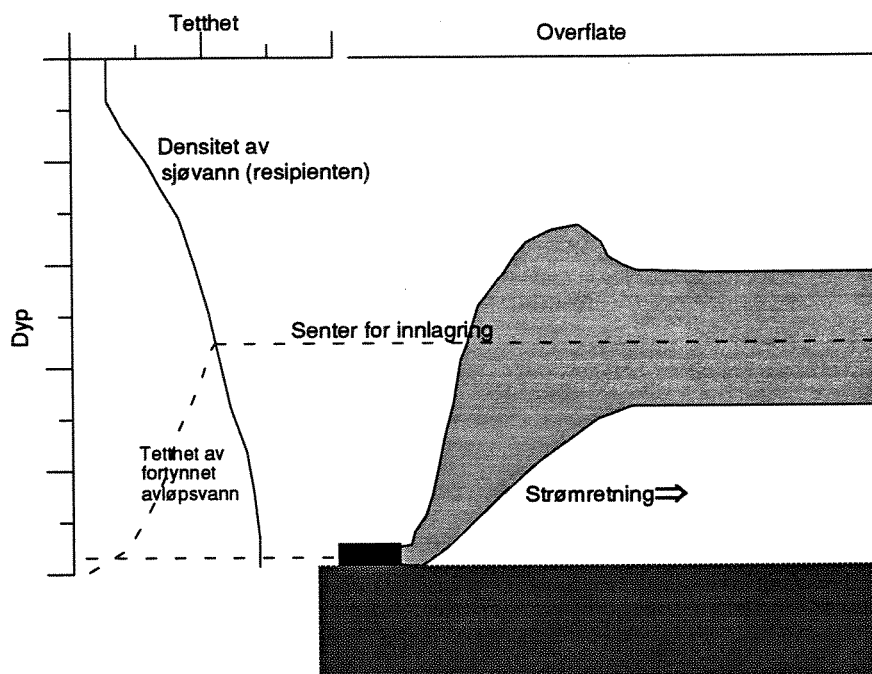
#### **CORMIX**

**CORMIX** er en modell som beregner innlagingsdyb og fortynning for et neddykket utslipp. Modellen er utarbeidet av det amerikanske EPA og anbefales for denne type beregninger (Baumgartner et al. 1994).

#### **Bakgrunn**

Avløpsvann kan antas å ha samme egenvekt som ferskvann, og er dermed lettere enn sjøvann. Ved utslipp på dypt vann i en fjord vil derfor avløpsvannet straks stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Dermed øker både volumet og egenvekten av denne "blandingsvannmassen" mens den beveger seg oppover i vannsøylen. Hvis fjordvannet er lagdelt, dvs. det er lettere vann over tyngre vann, vil avløpsvannet ikke nå opp til overflaten. Grunnen er at egenvekten til blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) etterhvert blir tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet. Da stopper den vertikale bevegelsen og skyen av fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt utover, mens den fortynnes videre. Vi sier at avløpsvannet innlagres. Dette er illustrert i fig. 3.1.

Fortynningen fram til avløpsvannet er innlagret og har "forbrukt sin energi" omtales oftest som primærfortynningen. Den videre fortynningen bestemmes i alt vesentlig av den turbulente blandingen i resipienten, og omtales som sekundærfortynning.



**Figur 3.1** Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en lagdelt vannmasse.

For å beregne innlagingsdyp og fortykning trenger man opplysninger om, hydrografi og strømforhold i resipienten, utslippsdyp, rørdiameter, mengde og tetthet på avløpsvannet.

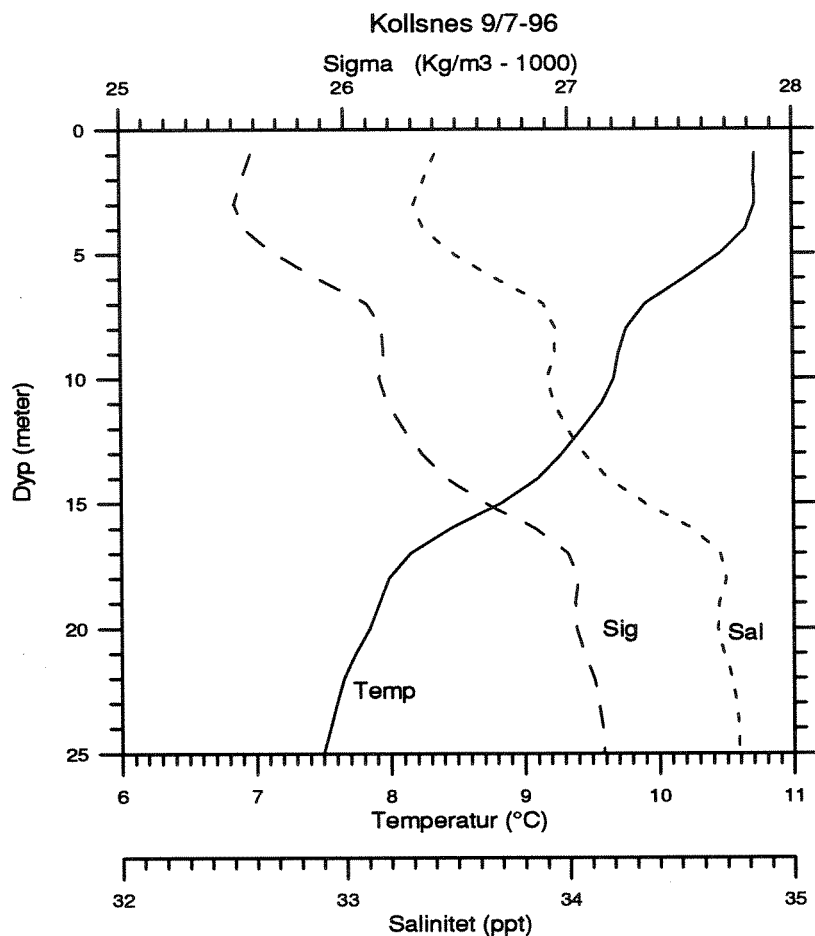
#### Data

Beregningene ble utført for utslippet som fant sted i perioden 13.-15. juli 1996. I løpet av disse to dagene ble det i følge Statoil sluppet ut maksimalt 50 tonn MEG i en væskemengde på totalt 630 m<sup>3</sup>, og det er denne utslippsmengde som er benyttet i beregningene som dermed angir "worst case". Dette gir en gjennomsnittlig MEG konsentrasjon på ca. 80 000 mg/l.

Den blandete væsken av ferskvann og MEG er beregnet å ha en tetthet på ca. 1 015 kg/m<sup>3</sup>, dvs. noe lettere enn sjøvann. Avløpsvannet vil derfor stige opp i sjøvannet og eventuelt innlagres hvis det ikke når helt til overflaten. I beregningene er utslippsdypet satt lik 11 m, og utslippsrørets indre diameter er av Statoil oppgitt til å være 50 cm. Det er ikke montert diffusor på avløpsrøret.

En hydrografistasjon (figur 3.2) fra ytterst i Osundet ved den 9/7-1996 bør være representativ for densitet-fordelingen i vannmassene også ved utslippspunktet noen dager senere. Figuren viser at resipienten var relativt sterkt sjiktet i perioden da utslippet fant sted.

I mangel av representative strømmålinger ble strømfarten i resipienten satt lik 1 cm/s (dvs. en konservativ verdi) og 3 cm/s.



**Figur 3.2** Hydrografistasjon like vest for Osundet ved Kollsnes gassterminal på Kollsnes.

### Resultater fra beregningene med CORMIX

CORMIX ble kjørt med de ovenfor gitte data. Resultater fra beregningene er gitt i tabell 3.1 og 3.2. Tabellene inneholder opplysninger om tid, senterkonsentrasjon, senterfortynning, innlagringsdyp, horisontal forflytning og halvbredde (tykkelse på vannsjikt hvor konsentrasjonen er høyere enn 37% ( $1/e$ ) ganger senterkonsentrasjonen).

Beregningene med CORMIX viser at ved strømhastigheter på 1 cm/s vil vannet stige opp ca. 7 meter og innlagres på ca. 4 meters dyp (jfr. tabell 3.1). Primærfortynningen vil være 28 ganger som gir en MEG-konsentrasjon på 2 810 mg/l i blandingsvannet. Den sterke sjikningen i resipienten gjør at utslippsvannet innlagres i et tynt sjikt hvor halvbredden øker fra 0,2 m til 8 meter. Det vil være en senterkonsentrasjon på over 200-250 mg MEG/l ca. 200-250 meter nedstrøms fra utslippet.

Hvis strømhastigheten er 3 cm/s, vil vannet fremdeles innlagres på ca. 4 meters dyp (jfr. tabell 3.2). Primærfortynningen vil øke til 44 ganger og MEG-konsentrasjonen i blandingsvannet reduseres til 1 830 mg/l. Høyere strømhastighet ved utslippspunktet vil med andre ord øke primærfortynningen. Samtidig vil sekundærfortynningen skje raskere og MEG fraktes raskere bort fra utslippsstedet. Det området som påvirkes av høye MEG-konsentrasjoner endres

imidlertid ikke vesentlig. I de videre beregninger er derfor resultatene fra kjøringen av CORMIX med strømhastighet 1 cm/s benyttet.

**Tabell 3.1.** Resultater fra beregningene med CORMIX med strømhastighet 1 cm/s.

Tid (s)	Konsentrasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagringsdyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	80 000	0	-	-	-
23 sek*	2 810	28	4	0,50	-
~7 min	2 690	30	4	4,36	0,16
~38 min	1 190	67	4	23	0,18
~1 time	660	120	4	41	0,20
~2 timer	482	152	4	77	0,22
~6 timer	243	328	4	224	0,44
~31 timer	159	3 693	4	1 104	2,57
~2,5 døgn	2,1	38 000	4	2 500	8,00

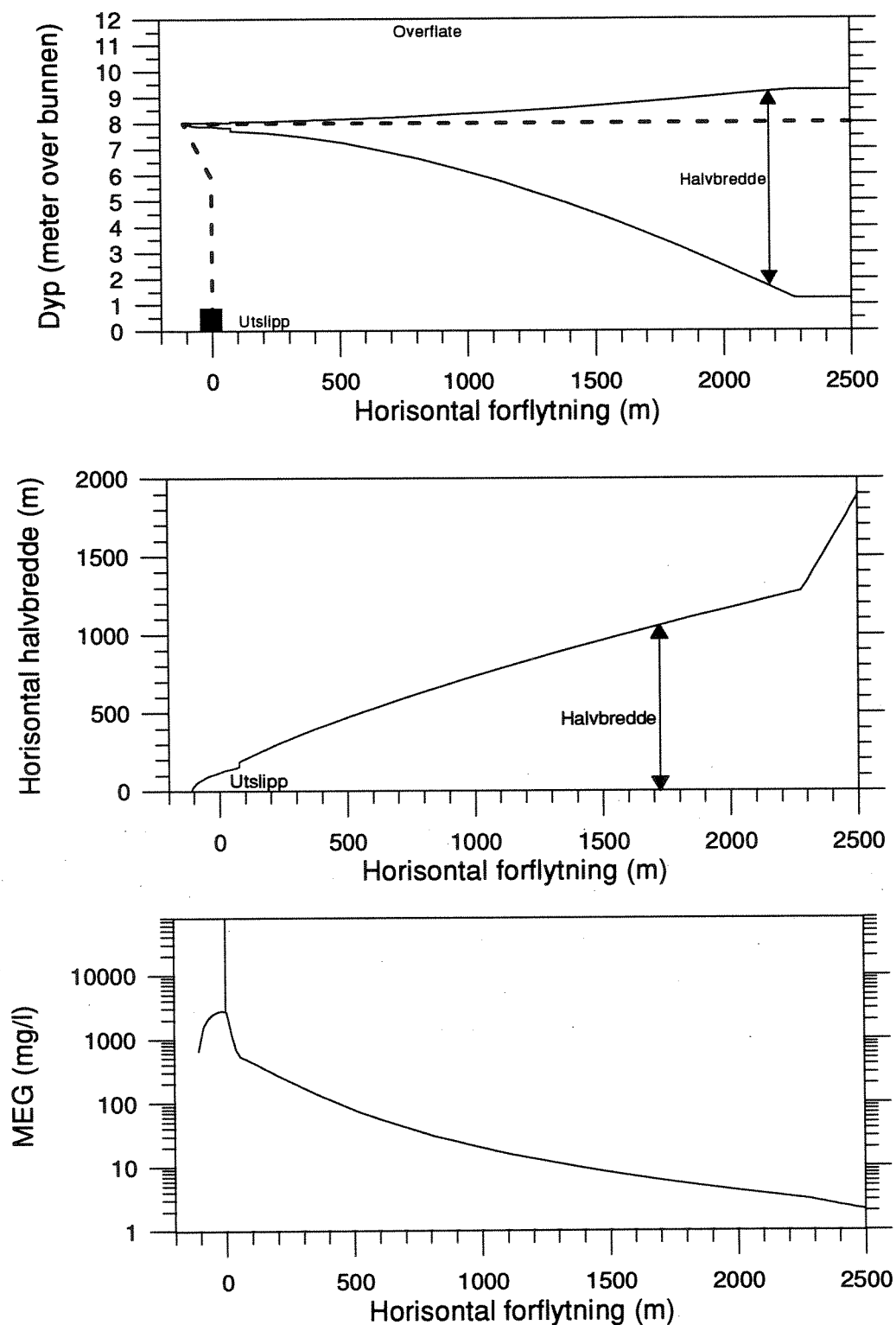
\* Primærfortynning ferdig

**Tabell 3.2.** Resultater fra beregningene med CORMIX med strømhastighet 3 cm/s.

Tid (s)	Konsentrasjonen (mg/l)	Fortynning (ganger)	Innlagringsdyp (m)	Horisontal forflytting (m)	Halvbredde (m)
0	80 000	0	-	-	-
27 sek*	1 830	44	4	2	0,80
~3 min	1 100	72	4	6	1,55
~12 min	918	87	4	21	0,34
~23 min	803	100	4	42	0,26
~33 min	732	109	4	60	0,23
~2 timer	382	210	4	220	0,26
~10 timer	34	2 340	4	1 036	1,20
~23 timer	5	16 300	4	2 500	4,70

\* Primærfortynning ferdig

## Innlagring og fortyning av utslippsvannet



Figur 3.3 Resultater fra modellberegningene med CORMIX med strømhastighet 1 cm/s.



## SMS/RMA2/RMA4

Beregningen med CORMIX gir liten informasjon om den horisontale spredningen av utslippsvannet. Dette styres av lokal topografi og strømforhold. CORMIX beregner kun nedstrøms konsentrasjoner av utslippsvannet. I virkeligheten vil strømforholdene være skiftende, vanligvis pga. tidevannet. Modellen RMA2/RMA4 (se nedenfor) tar hensyn til dette. Til gjengjeld fordeler disse modellene utslippet jevnt over hele vannsøylen.

Her blir CORMIX brukt til å finne tykkelsen på det innlagrete utslippsvannet. I modellen SMS (se nedenfor) blir konsentrasjonene skalert opp som om hele utslippet finnes i sjiktet med tykkelse beregnet i CORMIX. Dette er et såkalt "worst case" fordi utslippsvannet stadig vil bli blandet inn i et tykkere sjikt jo lenger (tid og rom) vi beveger oss fra utslippet.

## Bakgrunn

Forkortelsen SMS står for "Surface Water Modeling System", og er et interfaceprogram til blant annet den numeriske modellen RMA-2. Programmet SMS er laget ved Brigham Young University, Engineering Computer Graphics Laboratory i samarbeid med U.S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station og U.S. Federal Highway Administration (ECGL 1994).

RMA-2 er en dynamisk, todimensjonal, dybde integrert numerisk modell med fri overflate. Det vil si at modellen egner seg best i områder uten lagdeling. Modellen beregner løsninger ved hjelp av endelig-element ("finite element") metoden.

Gruntvannsligningene i RMA-2 er Navier-Stokes ligninger for bevarelse av bevegelsesmengde og volum (volumkonservering).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(uh)}{\partial x} + \frac{\partial(vh)}{\partial y} = 0$$

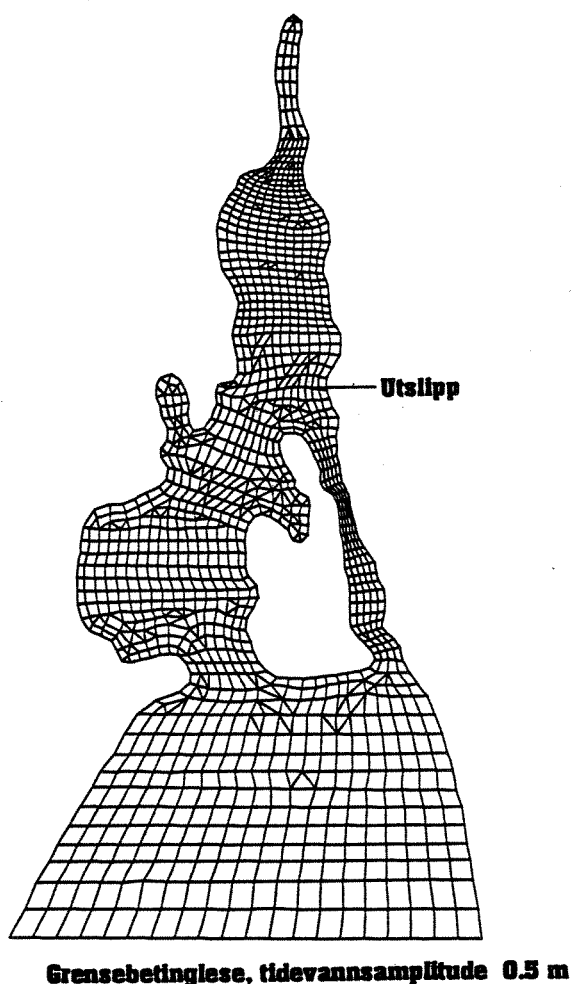
$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + g \left( \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial a_0}{\partial x} \right) + fv - \frac{\epsilon_{xx} \partial^2 u}{\rho \partial x^2} - \frac{\epsilon_{xy} \partial^2 u}{\rho \partial y^2} + \frac{gu}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + g \left( \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial a_0}{\partial y} \right) - fu - \frac{\epsilon_{yx} \partial^2 v}{\rho \partial x^2} - \frac{\epsilon_{yy} \partial^2 v}{\rho \partial y^2} + \frac{gv}{C^2 h} \sqrt{u^2 + v^2} = 0$$

- x = Distanse i x-retning (positiv mot øst)
- y = Distanse i y-retning (positiv mot nord)
- u = Horisontal strømningshastighet i x-retning
- v = Horisontal strømningshastighet i y-retning
- t = Tid
- g = Tyngdens akselerasjon
- h = Vanddyb
- A<sub>0</sub> = Helling av bunnen

- $\rho$ = Væskens tetthet  
 $\varepsilon_{xx}$ = Normal turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning  
 $\varepsilon_{xy}$ = Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i x-retning  
 $\varepsilon_{yx}$ = Tangensial turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning  
 $\varepsilon_{yy}$ = Normal turbulent utvekslingkoeffisient i y-retning  
 $C$ = Chezy ruhetskoeffisient (Beregnet ut fra Mannings  $n$ )  
 $f$ = Coriolis parameter

Modellen trenger flere typer input data. Først må man konstruere et nettverk (grid) med diskrete punkter (dvs. data over posisjon og dyp, som interpoleres til et grid i SMS). Gridet er fleksibelt, det vil si at en kan selv velge størrelsen på de enkelte elementene. På denne måten kan en velge å gi gridet bedre oppløsning i interessante områder. Grid som ble brukt, er vist i figur 3.4. Legg merke til at gridet er lukket i nordenden. I virkeligheten er det en liten åpning her som gir noe gjennomstrømning.



**Figur 3.4.** Gridet som ble brukt til modellberegningene med RMA2/RMA4.

Modellen må videre gis verdier for de turbulente utvekslingskoeffisientene og for friksjonskoeffisienten Manning's  $n$ . Disse kan tilegnes forskjellige verdier i forskjellige deler av gridet. Koeffisientene varierer med bunnforholdene og er samtidig en egenskap ved selve bevegelsen. De er følgelig svært vanskelige å bestemme nøyaktig. Oppgitte størrelser på koeffisientene varierer med flere størrelsesordener (ECGL 1994).

Modellen må også gis dynamiske grensebetingelser. Dette kan være tidevannsamplituden ytterst i en fjord eller (tidsvariable) elvetilførsler.

Man må også tilegne gridet en dynamisk initialtilstand. Dette gjøres ved å legge en flat overflate over hele gridet. Det vil si at systemet trenger en del tid ("spin up") på å finne representative løsninger.

Ved hjelp av de topografiske dataene, grenseflatebetingelsene og initialbetingelsene beregner RMA-2 løsninger for hvert tidssteg. Modellen beregner verdier for fart, retning og vannstand i hvert av punktene i gridet der det er lagt inn posisjon og dyp.

## Data og resultater

RMA2 modellen ble kjørt med en halvdaglig vannstandsamplitude på 0,5 m. Modellen beregner da det barotrope (konstant med dypet) tidevannet i bukta. I virkeligheten vil det også bli satt opp strøm pga. vind, men dette er det ikke tatt hensyn til. Det vil si at det er brukt konservative strømforhold til beregningene. Det er ikke vist resultater fra denne kjøringen.

## RMA4 modellen

### Bakgrunn

RMA4 modulen er sprednings delen av modellen. Her brukes de hydrodynamiske løsningene fra RMA2 til å definere et hastighetsfelt for et gitt nettverk. Modellen må også gis opplysninger om hvor mye og på hvilket punkt et stoff tilføres nettverket. Modellen beregner spredning av stoffet for hvert tidssteg. Ligningen i RMA4 er:

$$h\left(\frac{\partial c}{\partial t} + u\frac{\partial c}{\partial x} + v\frac{\partial c}{\partial y} - D_x\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - D_y\frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - \sigma + kc\right) = 0$$

hvor:

- $x$  = Distanse i x-retning (positiv mot øst)
- $y$  = Distanse i y-retning (positiv mot nord)
- $u$  = Horisontal strømningshastighet i x-retning
- $v$  = Horisontal strømningshastighet i y-retning
- $t$  = Tid

h	= Vanddyp
c	= Konsentrasjon av stoff
$D_x$	= Turbulent diffusjonskoef. i x-retning
$D_y$	= Turbulent diffusjonskoef. i y-retning
$\sigma$	= Lokal tilførsel eller sluk av stoff
k	= Halverings rate

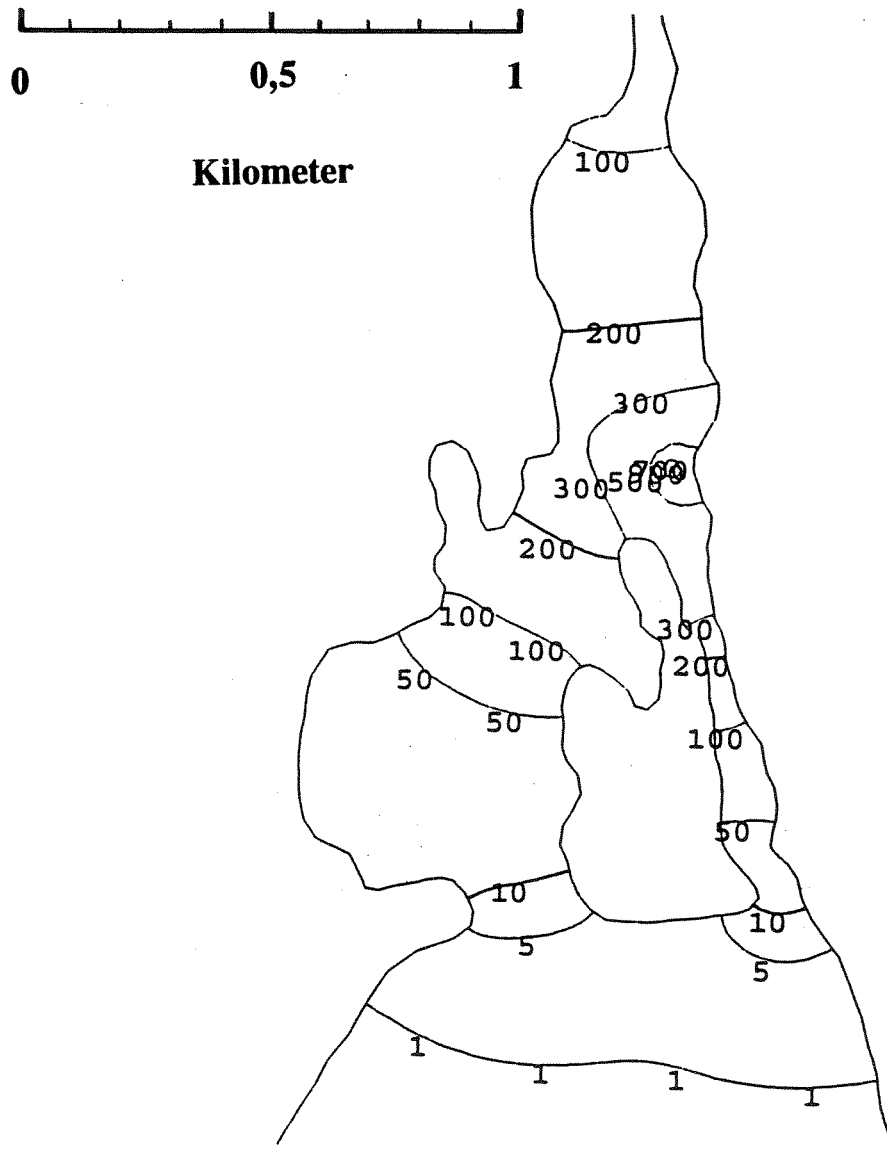
### Data og resultater

Figur 3.4 viser hvor utslippet ble simulert. I alt ble det simulert et utslipp på 50 tonn MEG jevnt fordelt over 2 døgn. Beregningene med CORMIX viste at den sterke sjiktingen i resipienten gjorde at utslippsvannet ble innlagret i et tynt sjikt (>1m) til og begynne med. Tykkelsen på sjiktet økte til 8 meter 2.500 m nedstrøms utslippet. Gjennomsnittsdypet i nettverket er 50 meter. MEG konsentrasjonene beregnet av RMA4 blir derfor multiplisert med 50, dvs. man antar at alt MEG befinner seg i et gjennomsnittlig 1 m tykt sjikt. Halveringstiden for MEG ved 10°C ble satt lik 20 døgn (pers. med. T. Källqvist, NIVA).

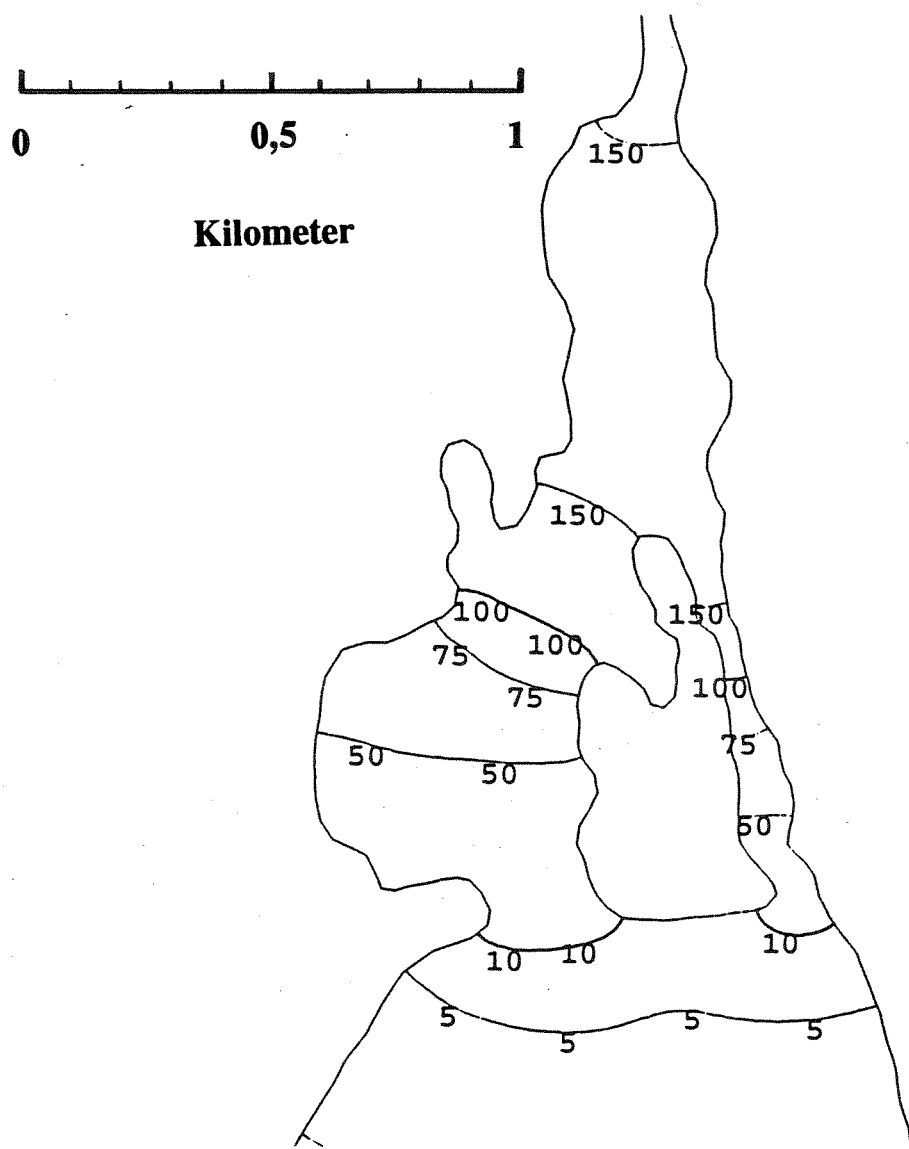
RMA4 klarer ikke å simulere primærfortynningsfasen fordi denne foregår på liten skala (< 1 m). RMA4 vil fordele utslippet over et større område og vil derfor ikke få like høye verdier i nærheten (de nærmeste meterne) som CORMIX.

Figurene 3.5-3.7 viser konsentrasjonen av MEG etter henholdsvis 48, 75 og 300 timer, dvs. fra like etter at hele utslippet har funnet sted til 10,5 døgn senere. I Vedlegg A er alle figurer fra modelleringen av MEG i Kvaliosen for tidsrommet 48 timer til 450 timer presentert (figur A1-A8).

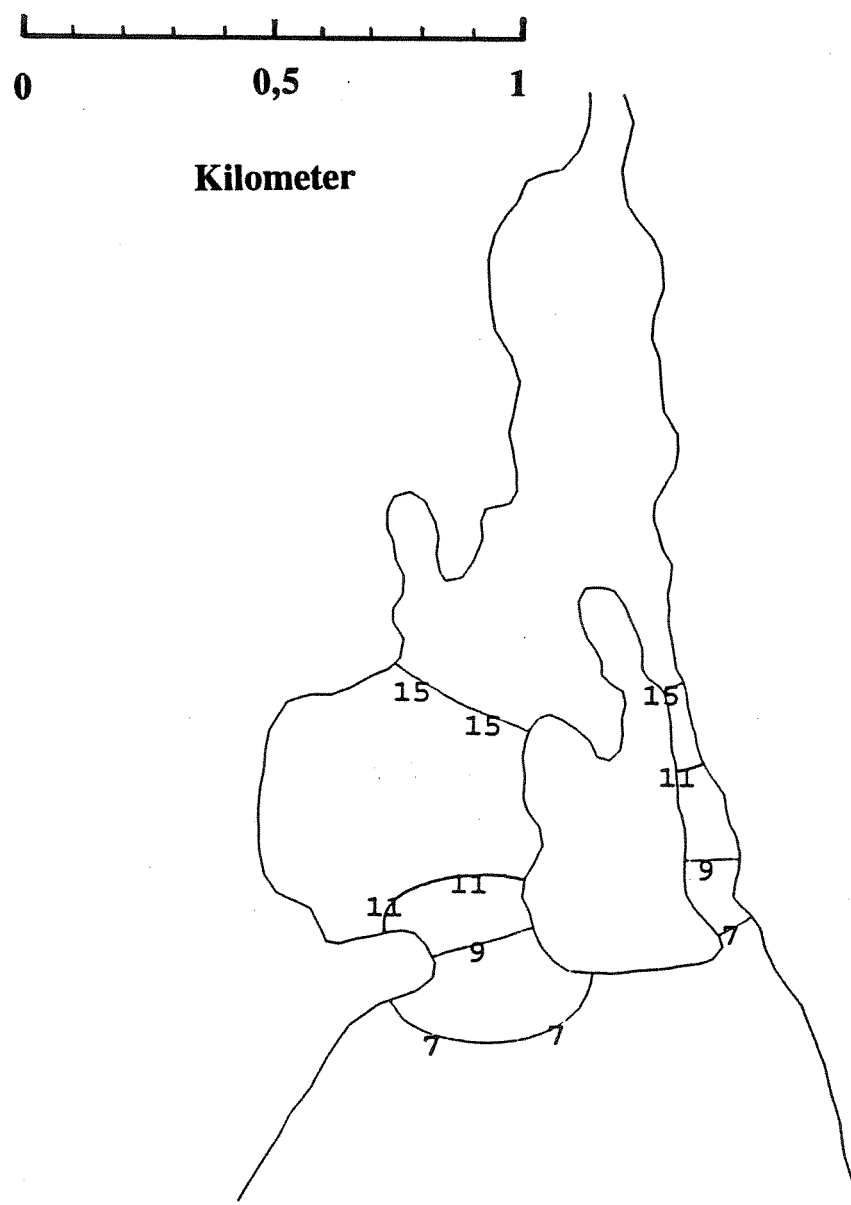
Figur 3.8 viser hvordan gridets høyeste konsentrasjon avtar med tiden.



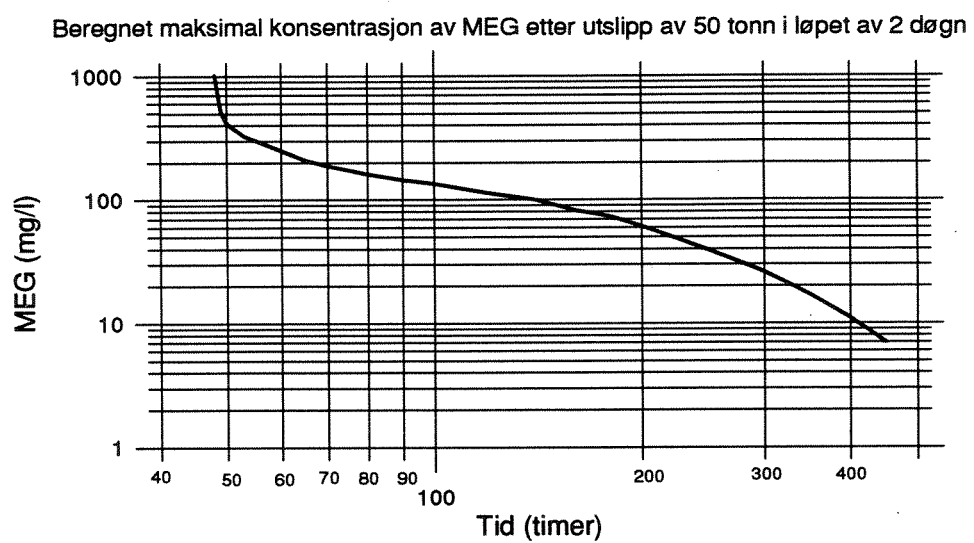
**Figur 3.5.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 48 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



**Figur 3.6.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 75 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



**Figur 3.7.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 300 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



**Figur 3.8.** Viser hvordan nettverkets høyeste konsentrasjon av MEG utvikler seg med tiden.



## 4. BEREGNING AV OKSYGENFORBRUK UNDER NEDBRYTNING AV MEG

Utslipet av MEG i perioden 13.07-15.07.96 er maksimalt beregnet til flere titalls tonn (Tabell 4.1). Statoil har gjort anslag og beregninger som viser at det sannsynligvis er sluppet ut 12-24 tonn MEG i løpet av ca. 2 døgn. Teoretiske beregninger Statoil har foretatt gir et maksimalt utslipp på 50 tonn, og dette tallet er derfor benyttet i våre beregninger som et "worst case".

**Tabell 4.1.** Tabell som viser utslippsmengder og oksygenbehov for fullstendig nedbrytning av MEG i forbindelse med uønskede hendelser (akutte utslipp).

Situasjon	Utslippsperiode	Utslipp av MEG angitt i tonn	Oksygenbehov angitt i tonn for fullstendig nedbrytning av MEG
S1	13.07.-15.07.96	50,0 (12-24)	63,0 (30,2)
S2	21.08.-26.08.96	4,2	5,3

Utslipet i midten av juli 1996 (S1) er det mest bekymringsfulle og nedenfor er derfor dette utslippet gjort til gjenstand for nærmere undersøkelse. Tallene i parentes angir oksygenbehov hvis størrelsen på utslippet var 24 tonn MEG.

I beregningene er utslippet fordelt jevnt over 2 døgn, dvs. at det gjennomsnittlige døgnutslippet er satt til 25 (12) tonn MEG.

O<sub>2</sub>-behov for fullstendig nedbrytning av ett døgns utslipp av MEG:

$$25\ 000\ \text{kg MEG/døgn} \times 1,26\ \text{kg O}_2/\text{kg MEG} = 31\ 500\ \text{kg O}_2/\text{døgn} \Rightarrow \begin{matrix} 364,6\ \text{g O}_2/\text{s} \\ (175\ \text{g O}_2/\text{s}) \end{matrix}$$

Gjennomsnittlig vannutslipp pr døgn er beregnet til:

$$(630/2)\ \text{m}^3/\text{døgn} = 315\ \text{m}^3/\text{døgn} = 315\ 000\ \text{l/døgn}$$

Primærfortynningen ved utslippspunktet er på grunnlag av modellberegninger (se kap.3) satt til 28x og tilførselen av sjøvann blir dermed:

$$315\ 000\ \text{l/døgn} \times 28 = 8\ 820\ 000\ \text{l/døgn}$$

Ved å anta at ferskvannet inneholder 14 mg O<sub>2</sub>/l og sjøvannet 10 mg O<sub>2</sub>/l, blir tilgjengelig oksygenmengde i fortynningsvannet:

$$(315\,000 \times 14 + 8\,820\,000 \times 10) / 1\,000 \text{ g O}_2/\text{døgn} = 92\,610 \text{ g O}_2/\text{døgn} \\ \Rightarrow 1,07 \text{ g O}_2/\text{s}$$

Den tilgjengelige oksygenmengden i forhold til oksygenbehovet er 0,29% (0,61%). Teoretisk sett er det dermed ikke nok oksygen til nedbrytningen av MEG-utslippet hvis en bare tar hensyn til primærfortynningen og ikke tar hensyn til sekundærfortynningen og at nedbrytningen av MEG skjer over relativt lang tid. Normalt vil det etter et plutselig utslipp av MEG til en resipient uten en tilpasset bakterieflora ta en viss tid før nedbrytningen starter (lag-fase). Etter at en slik bakteriebestand er etablert, vil nedbrytningen av MEG skje eksponentielt. Et slikt nedbrytningsforløp vil resultere i et høyt oksygenforbruk til å begynne med, men dette vil gradvis avta. Fordi vi ikke kjenner nedbrytningsforløpet for MEG i sjøvann og spesielt ikke for Kvaliosen hvor det over lengre tid har vært et utslipp av dette stoffet, er det i de videre beregninger benyttet en lineær nedbrytning (ca. 2,5% pr. døgn) fra første utslippsdag. Mangelen på kunnskap om nedbrytningskurven for MEG vanskeliggjør vurderingene av mulige miljøeffekter i Kvaliosen.

I Kvaliosen vil sekundærfortynningen være den viktigste fortynningsfaktoren sammen med virkning av oksygenutveksling mellom atmosfære og vann. Om sommeren vil også primærproduksjon være et oksygentilførende ledd. For å få en konservativ beregning av oksygenforholdene, velges det her å se bort fra oksygenutvekslingen mellom vann og luft og primærproduksjonens innvirkning.

Dersom en setter jevn nedbrytning av MEG over tid og regner med at stoffet brytes helt ned i løpet av 40 dager, vil oksygenbehovet være ca. 9,1 g O<sub>2</sub>/s (4,4 g O<sub>2</sub>/s). Modelleringsresultatene i tabell 3.1 viser at ca. 3 timer etter utslippet har funnet sted i en vannmasse som beveger seg med 1 cm/s, og etter at vannet har beveget seg ca. 150 meter fra utslippspunktet, vil sekundærfortynningen ha ført til innblanding av en tilstrekkelig vannmengde for å dekke oksygenbehovet. Teoretisk sett kan imidlertid det oppstå oksygen svikt i det innlagrede vannet, men tykkelsen på sjiktet med oksygenfritt vann vil være kun ca. en halv meter. Det vil si at kun de pelagiske organismene som føres inn i dette tynne sjiktet, vil rammes av oksygenfritt vann. Dessuten vil de organismene som ikke passivt driver med strømmen, med stor sannsynlighet søke ut av den oksygenfrie vannmassen. Ca. 150 meter fra utslippspunktet vil sekundærfortynningen føre til at vannet igjen inneholder oksygen, og oksygenmengden i vannet vil øke dess lenger bort fra utslippspunktet en kommer.

For at vannkvaliteten i en resipient skal være tilfredsstillende, er det vanlig å kreve at oksygeninnholdet i sjøvann bør være minimum 4,5 mg O<sub>2</sub>/l (Rygg & Thélin 1993). Ut fra modelleringsresultatene vil konsentrasjonen av MEG være ca. 175 mg/l etter at vannmassene har forflyttet seg ca. 0,5-1 km (jfr. tabell 3.1 og 3.2). Ved å benytte de forannevnte forutsetninger om nedbrytning av MEG vil nedbrytningen av 175 mg MEG/l kreve ca. 5,5 mg O<sub>2</sub>/l. Det vil si at oksygenkonsentrasjonen vil kunne være under minimumsnivået for god vannkvalitet i en radius på ca. 0,5-1 km fra utslippspunktet.

I praksis vil dette si at teoretisk sett kan de fastsittende organismene på 3-5 meters dyp i nærområdet til utslippet, dvs. langs en 3-400 meter lang belte på vestsiden av One og på Flatholmens nordside blitt eksponert for oksygenfritt vann. I tillegg kan store deler av de fastsittende organismene på ca. 3-6 meters dyp i indre Kvaliosen vært eksponert for vann med

oksygenkonsentrasjoner under minimumsgrensen for god vannkvalitet (jr. fig. 3.5). Dersom Statoils anslag av utslippets størrelse på 12-24 tonn MEG er riktig, vil det teoretiske påvirkningsområde bli redusert, men fremdeles vil det være mulig at fastsittende organismer har blitt utsatt både for oksygenfritt vann og vann med relativt lav oksygenkonsentrasjon. Om flora og/eller fauna er skadet av MEG-utslippet i juli og eventuelt i hvilket omfang, kan bare konstateres gjennom befarung av dykkere med biologisk kompetanse og erfaring.

Hvis en ser på modellsimuleringene for spredningen av MEG i Kvaliosen etter 48 timer (fig. 3.5), dvs. etter at hele utslippet hadde funnet sted, ser en at stoffet hadde bredd seg utover i hele bassenget, men fremdeles med de høyeste konsentrasjonene ved utslippspunktet. Modellresultatene viser at ca. ett døgn etter utslippet vil det fremdeles være betydelige mengder MEG i resipienten og de høyeste konsentrasjonene finnes i den nordlige delen av Kvaliosen (fig. 3.6).

10 døgn etter utslippet viser modellen at det fremdeles vil være en del MEG igjen i området, men konsentrasjonene er blitt betydelig reduserte (fig. 3.7). Her bør en imidlertid være oppmerksom på at modelleringsresultatene er konservative. I modellen er ikke vindens innvirkning på vannutskiftningen inkludert, og det faktum at noe vann vil strømme ut av Kvaliosen i nordlig retning er heller ikke medregnet. Det vil si at etter 10 døgn kan en anta at omtrent hele MEG-utslippet er fjernet fra Kvaliosen.

Utslippene av MEG under situasjon S2 (21.-26.08.96) er av mindre omfang enn under situasjon S1. Et totalutslipp på 4,2 tonn MEG i løpet av 6 døgn gir et gjennomsnittlig døgnutslipp på ca. 700 kg. Ved å benytte de samme beregningsforutsetninger som ovenfor, representerer dette et oksygenbehov på 0,26 g O<sub>2</sub>/s. Oksygentilførselen gjennom primærfortynning vil være tilstrekkelig til å dekke dette oksygenbehovet, og dette MEG-utslippet representerer derfor ingen fare for at oksygenfritt eller oksygenfattig vann har skadet livet i resipienten.

Utslippstallene for MEG for siste kvartal i 1996 er angitt i tabell 4.2. Ved å benytte samme beregningsforutsetninger som tidligere, representerer ikke disse utslippstallene noen fare for at det skal oppstå oksygenvikt i resipienten.

**Tabell 4.2.** Utslipp av MEG for perioden oktober-desember 1996.

Måned	Totalt MEG-utslipp (kg)	Dagsgjennomsnitt (kg)	Minimum (kg)	Maksimum (kg)
Oktober	3 584	116	3	571
November	624	21	0,3	159
Desember	1 588	51	0,7	199

Hvis de akutte utslippene i juli og august ekskluderes, slapp Kollsnes gassanlegg i 1996 ut 37 tonn MEG til Kvaliosen. Utslipp av denne størrelse over et år representerer imidlertid ingen risiko for oksygenvikt i vannmassene så fremt det sørges for at primærfortynningen er tilstrekkelig høy. For å sikre en bedre primærfortynning anbefales det at avløpsledningen blir forsynt med diffusor.

## 5. TOKSISITET

Beregningene med modellen CORMIX viser at under de hydrografiske forholdene som var i midten av juli 1996, vil avløpsvannet med MEG innlagres i et tynt sjikt (ca. 0,2 meter) på ca. 4 meters dyp. Hvis utslippet av MEG var 50 tonn fordelt over 2 døgn (dvs. 80 000 mg/l), viser beregningene at etter primærfortynning vil MEG-konsentrasjonen være ca. 2 800 mg/l. Etter ca. 2 timer og en horisontal forflytning på ca. 75 meter vil konsentrasjonen av MEG være redusert til ca. 480 mg/l, og fremdeles vil avløpsvannet ligge innlagret i et tynt sjikt.

Høyeste målte konsentrasjon i avløpsvannet var 141 000 mg MEG/l. Etter primærfortynning gir dette en konsentrasjon på ca. 4 950 mg MEG/l. Ca. 25 meter fra utslippspunktet vil konsentrasjonen være redusert til ca. 2 000 mg/l.

Tidligere gjennomførte toksisitetstests med MEG viser at  $EC_{50}$ -verdien for grønnalgen *Selenastrum capricornutum* er bestemt til 2,2% (= 22 g/l), og veksthemming ble funnet ved konsentrasjoner ned til 0,63% (= 6,30 g/l) (Stene-Johansen et al. 1991). Den laveste rapporterte verdi som gir signifikant effekt på alger, er oppgitt til 2 g MEG/l (Bringmann & Köhn 1976). For vannloppen *Daphnia pulex* har begynnende økning av dødelighet blitt registrert ved MEG-konsentrasjoner på 0,3% (= 3 g/l), mens  $LC_{50}$ -verdien var 0,65% (= 6,5 g/l) (Stene-Johansen et al. 1991). Laveste oppgitte  $LC_{50}$ -verdi for fisk (*Carassius auratus* = gullfisk) synes å være 5 g MEG/l (Bridie et al. 1979).

På grunnlag av beregnede og målte konsentrasjoner og de ovenfor gitte toksisitetstegrensene kan det konkluderes med at utslippet av MEG periodevis kan ha hatt toksiske virkninger på ulike organismer. Utstrekningen av påvirkningsområdet hvor toksisk virkning kan ha forekommet, er imidlertid svært begrenset. Beregningene viser at 25 meter fra utslippspunktet vil konsentrasjonene av MEG være under de angitte toksisitetstegrensene. Dessuten medfører det tynne innlagringssjiktet (ca. 0,2 meter) at svært få organismer vil komme i kontakt med det potensielt toksiske avløpsvannet før MEG er fortynnet til en konsentrasjon som ligger under de kjente toksisitetstegrensene.

## 6. ANNEN EFFEKT PÅ RESIPIENTEN

Monoethylenglykol (MEG) er en væske som er lite miljøskadelig. GESAMP (Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution) klassifiserer MEG som "No evidence to support rating as bioaccumulating or liable to tainting of seafood", dvs. stoffets ansees ikke som bioakkumulerbart eller ansvarlig for forgiftning av sjømat (GESAMP 1989). Etylenglykol klassifiseres videre som "Non-hazardous" når det gjelder stoffets påvirkning av levende organismer. MEG er heller ikke carsinogent (kreftframkallende) (Verschueren 1983). MEG må derfor ansees som et lite miljøskadelig stoff så lenge konsentrasjonene holdes under de akutte toksisitetsgrensene. I og med at stoffet er lite bioakkumulertbart og ikke fester seg til sediment, er det også lite som tyder på at langtidseksposering med moderate konsentrasjoner vil ha negative effekter på dyre- og planteliv i resipienten.

Nedbrytningen av MEG er svært oksygenkrevende slik at utslipp i en resipient med lite vannvolum og dårlig vannutskiftning, kan det oppstå oksygenmangel og dermed dannelse av hydrogensulfid. Ved lave temperaturer skjer nedbrytningen av MEG relativt langsomt slik at ved 10°C vil det ta flere uker før stoffet er nedbrutt. Kontinuerlige utslipp til en resipient kan imidlertid føre til at det i utslippsområdet etablerer seg en bakterieflora som ernærer seg på MEG, og dette kan resultere i en noe raskere nedbrytning.

I Kvaliosen er vannutskiftningshastigheten og vannbevegelsen så stor at et konservativt estimat viser at et utslipp på 50 tonn MEG vil være så godt som fjernet fra resipienten i løpet av 10 dager. Tilførselen av oksygenrikt vann vil også være så stor at utslippet i juli kun kan ha ført til oksygensvikt i et tynt vannsjikt, mens dannelse av hydrogensulfid kan sees bort fra.

Det akutte utslippet av MEG i august på totalt 4,2 tonn fordelt over 6 dager er alvorlig nok i seg selv, men også det vil raskt fortynnes og fjernes fra resipienten.

Utslippene av MEG, når akuttutslippene i juli og august var ekskludert, var på 37 tonn. Utslipp av denne størrelse jevnt fordelt over året, forventes ikke å føre til målbare miljøskader i resipienten.

## 7. SAMMENFATTENDE VURDERING

Monoetylenglykol (MEG) er en lite miljøskadelig væske som er svært lite fettløselig og klassifiseres som ikke bioakkumulerbart. Den klassifiseres som "non-hazardous" når det gjelder påvirkning av levende organismer og forgifter ikke sjømat. Ved høye konsentrasjoner har imidlertid MEG toksisk virkning på planter og dyr ( $LC_{50} = ca. 5-20 \text{ g/l}$ ).

13.-15. juli 1996 hadde Statoil et stort utslipp av MEG til Kvaliosen. Konsekvensene av dette utslippet er spesielt vurdert i denne rapporten. Statoils sannsynlige anslag av utslippsmengden var 12-24 tonn MEG, mens deres teoretiske beregninger ga maksimalt 50 tonn. For analyse av et "worst case" har den teoretisk beregnede utslippsmengden vært benyttet.

Modellberegninger viste at sterk sjiktning i vannet i juli førte til at utslippet ville stige til ca. 4 meters dyp. Her ville utslippsvannet innlagres i et tynt sjikt mindre enn en halv meter etter en primærfortynning på ca. 30-45 ganger avhengig av strømhastigheten. Innlagingsvannet vil så spre seg utover i Kvaliosen samtidig som sekundærfortynning fører til at MEG-konsentrasjonen avtar; samtidig øker tykkelsen på blandingslaget. Etter to døgn utslipp ville MEG være fordelt over hele Kvaliosen med de høyeste konsentrasjonene rundt utslippsstedet. Ett døgn senere ville det fremdeles være betydelig mengder MEG i Kvaliosen med de høyeste konsentrasjoner i den nordlige delen. 10 dager etter utslippet var all MEG fjernet fra resipienten som et resultat av fortynning, vannutskiftning og nedbrytning.

MEG brytes ned under stort oksygenforbruk, men nedbrytningstiden er lang ved lave temperaturer (antatt halveringstid ved  $10^{\circ}\text{C} = 20$  døgn). Beregninger viser at teoretisk sett kan utslippene ha ført til at fastsittende organismer i et belte på noen hundre meter (i innlagingsdypet) langs vestsiden av One og på Flatholmens nordside var eksponert for oksygenfritt vann under utslipsperioden. I tillegg kan store deler av de fastsittende organismene på ca. 3-6 meters dyp i indre Kvaliosen i en periode ha blitt eksponert for vann med oksygenkonsentrasjonene under  $4,5 \text{ mg O}_2/\text{l}$  som er minimumsgrensen for god vannkvalitet. Mangelen på kunnskap om nedbrytningsforløpet av MEG i resipienten forhindrer imidlertid en sikrere vurdering av mulige effekter. For å undersøke om skader har oppstått på flora og/eller fauna må dykkere med biologisk kompetanse og erfaring foreta befarings.

Konsentrasjonene av MEG i utslippsvannet var periodevis så høy at toksisk virkning på ulike organismer kan ha forekommet inntil 25 meter fra utslippspunktet. Et svært tynn innlagringssjikt vil imidlertid føre til at få organismer vil ha vært i kontakt med det potensielt toksiske vannet.

Gassanleggets akutte utslipp av MEG i august var i en størrelsesorden som ikke kan forventes å føre til negative påvirkninger i resipienten.

Utslippene av MEG i siste kvartal i 1996 ligger på et nivå som må betraktes som helt ufarlige for det biologiske liv i resipienten.

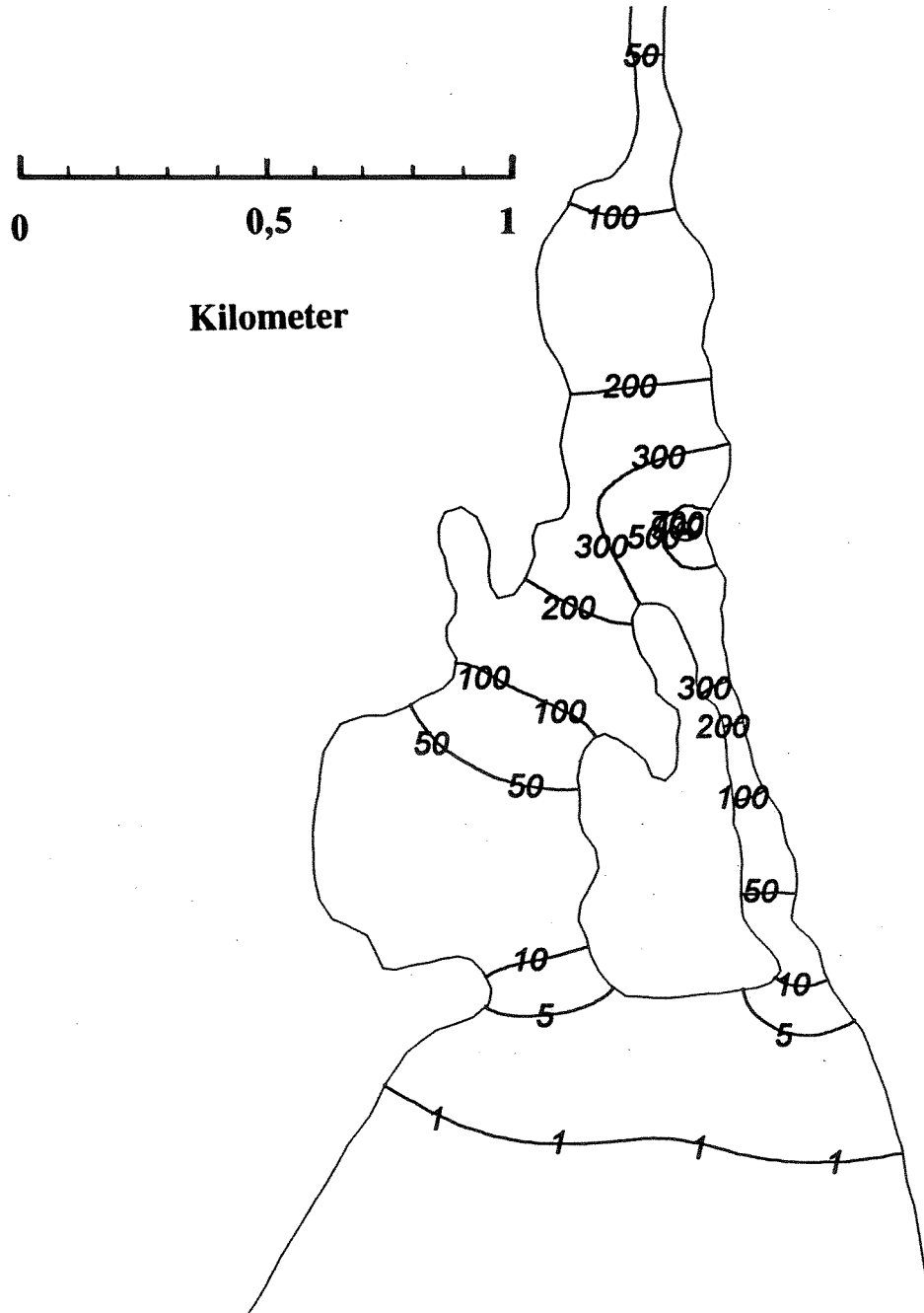
For å redusere miljørisikoen ved eventuelle akutte utslipp gjennom avløpsledningen til Kvaliosen, anbefales det montering av diffusor på enden av ledningen for på den måten å øke utslippsvannets primærfortynning.



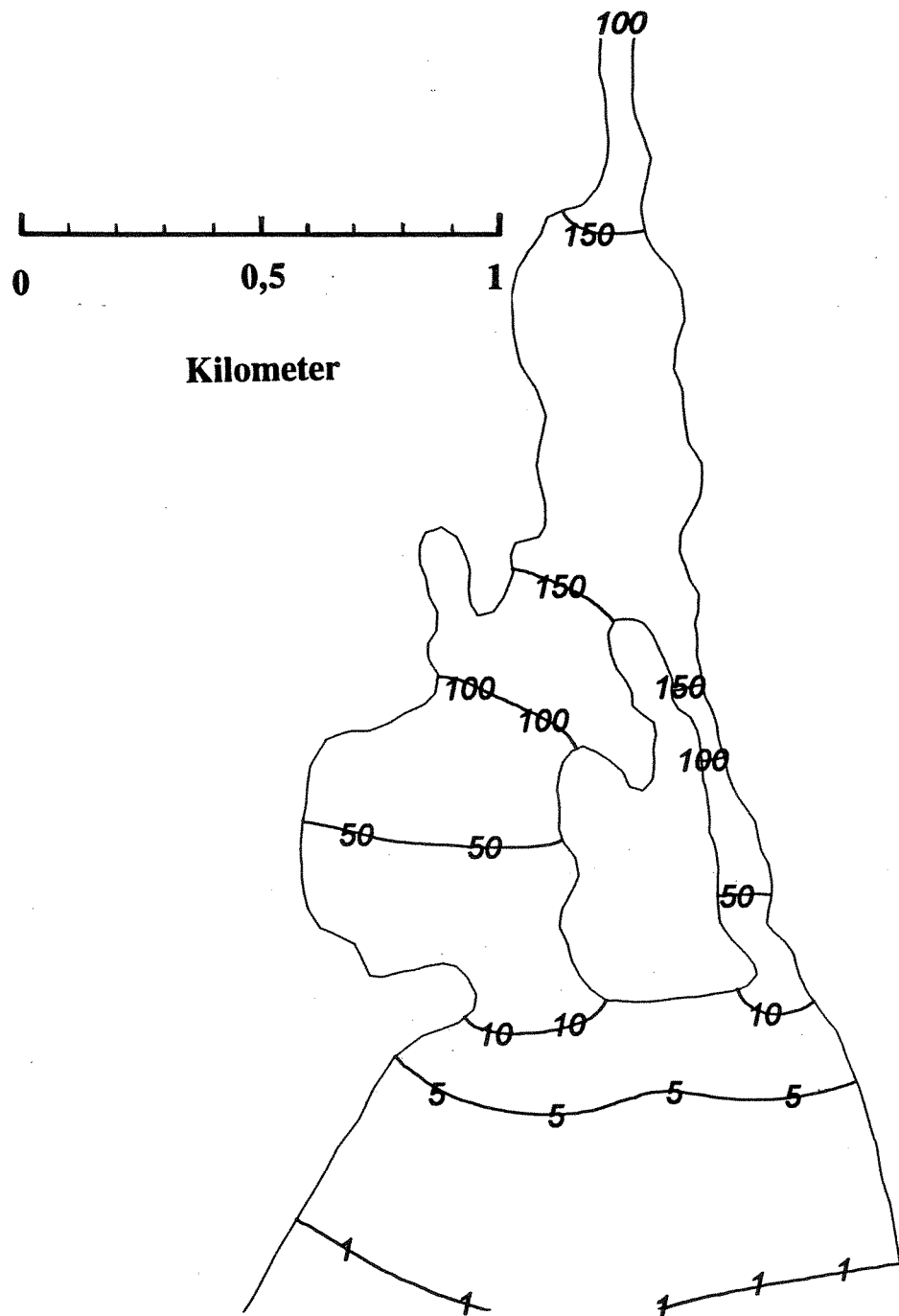
## 8. Litteratur

- Baumgartner, D.J., W.E. Frick & P.J.W. Roberts. 1994. Dilution Models for Effluent Discharges. Third Edition. Env. Res. La., Univ. of Arizona, USA. 189 pp.
- Bridie, A.J., C.J.M. Wolff & M. Winter. 1979. BOD and COD of some petrochemicals. Water Res. 13:627-630.
- Bringmann, G., & R. Köhn. 1976. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res. 14:231-241.
- ECGL. 1994. SMS Surface Water Modeling System. RMA2/RMA4 Primer. Hydrodynamic Modeling. Brigham Young Univ., Utah, USA.
- Howard, P.H. 1990. Handbook of environmental fate and exposure data for organic chemicals. Vol. II: Solvents. Lewis Publishers, Inc. Chelsea. 546 pp.
- GESAMP. 1989. The evaluation of the hazards of harmful substances carried by ships. International Maritime Organization Report no. 35.
- Rygg, B., & I. Théliin. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr.93:02. Oslo.
- Stene-Johansen, S., H. Holtan, H. Damhaug & J. Trandem. 1991. Glykolavrenning ved lufthavnene - Vurdering av resipienter og behov for reparerende - forebyggende tiltak. Fase 1. NIVA-rapport l.nr.2624. 247 s.
- Verschuere, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Company Inc.

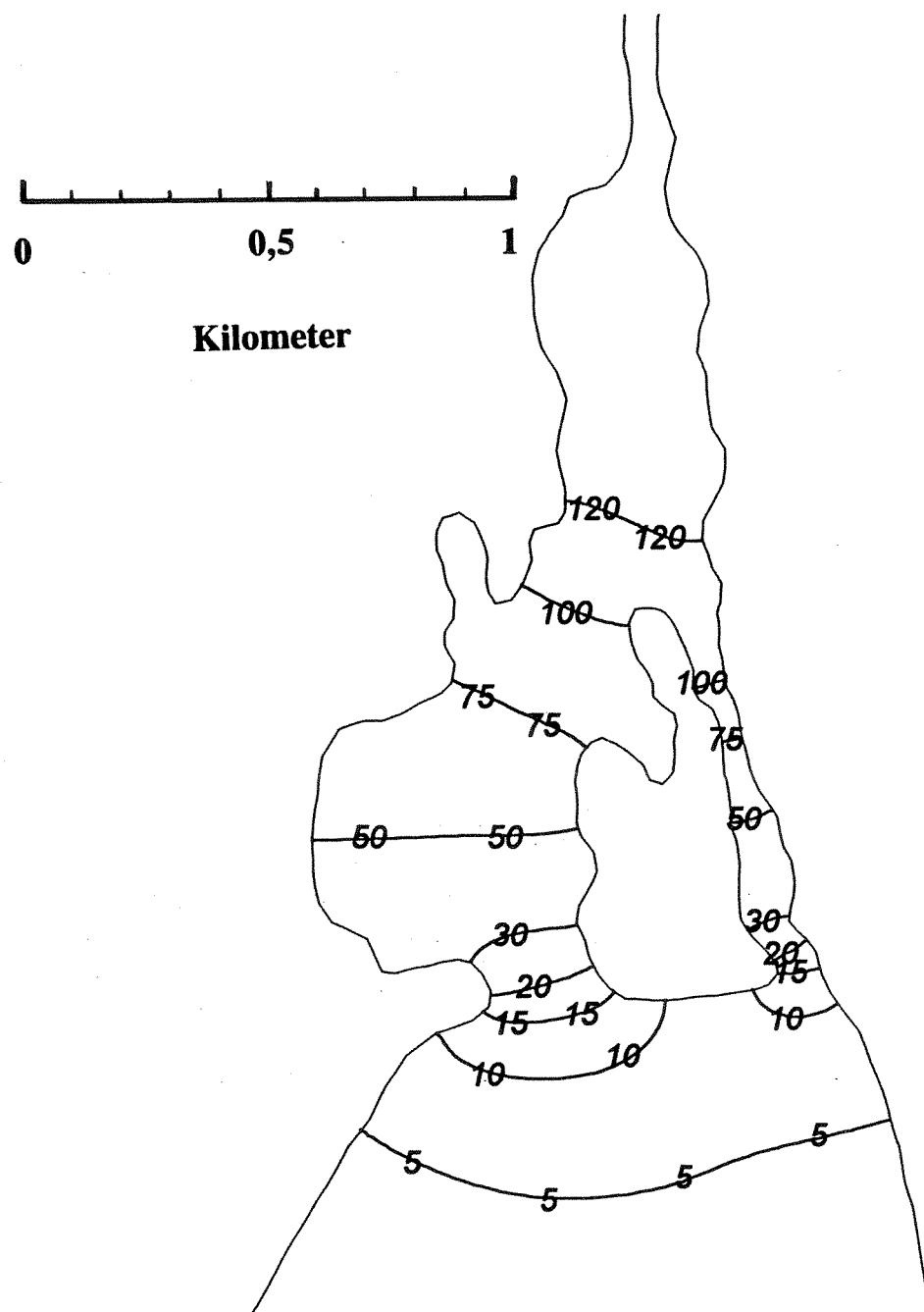
## Vedlegg A. Modellresultater.



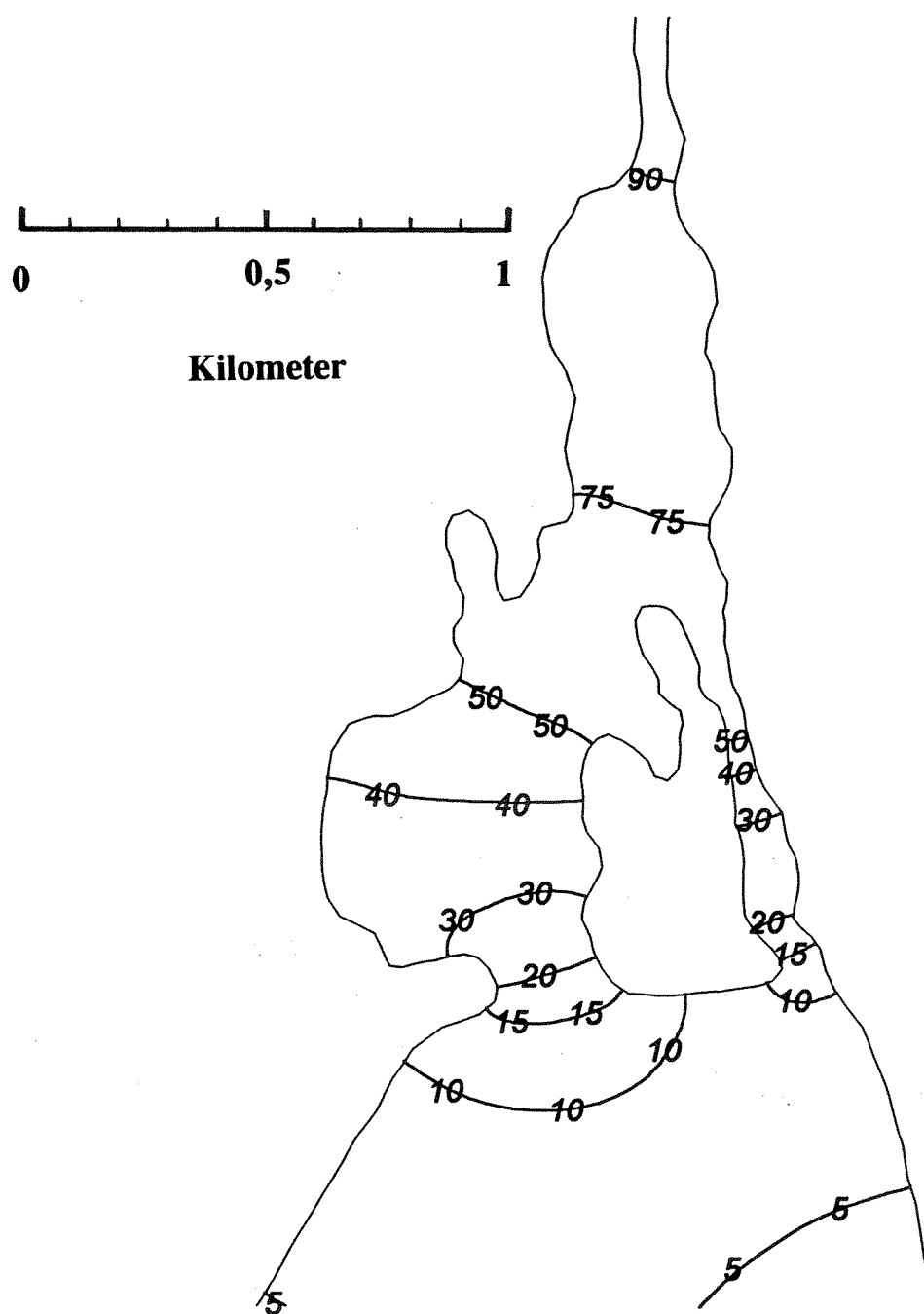
**Figur A.1.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 48 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



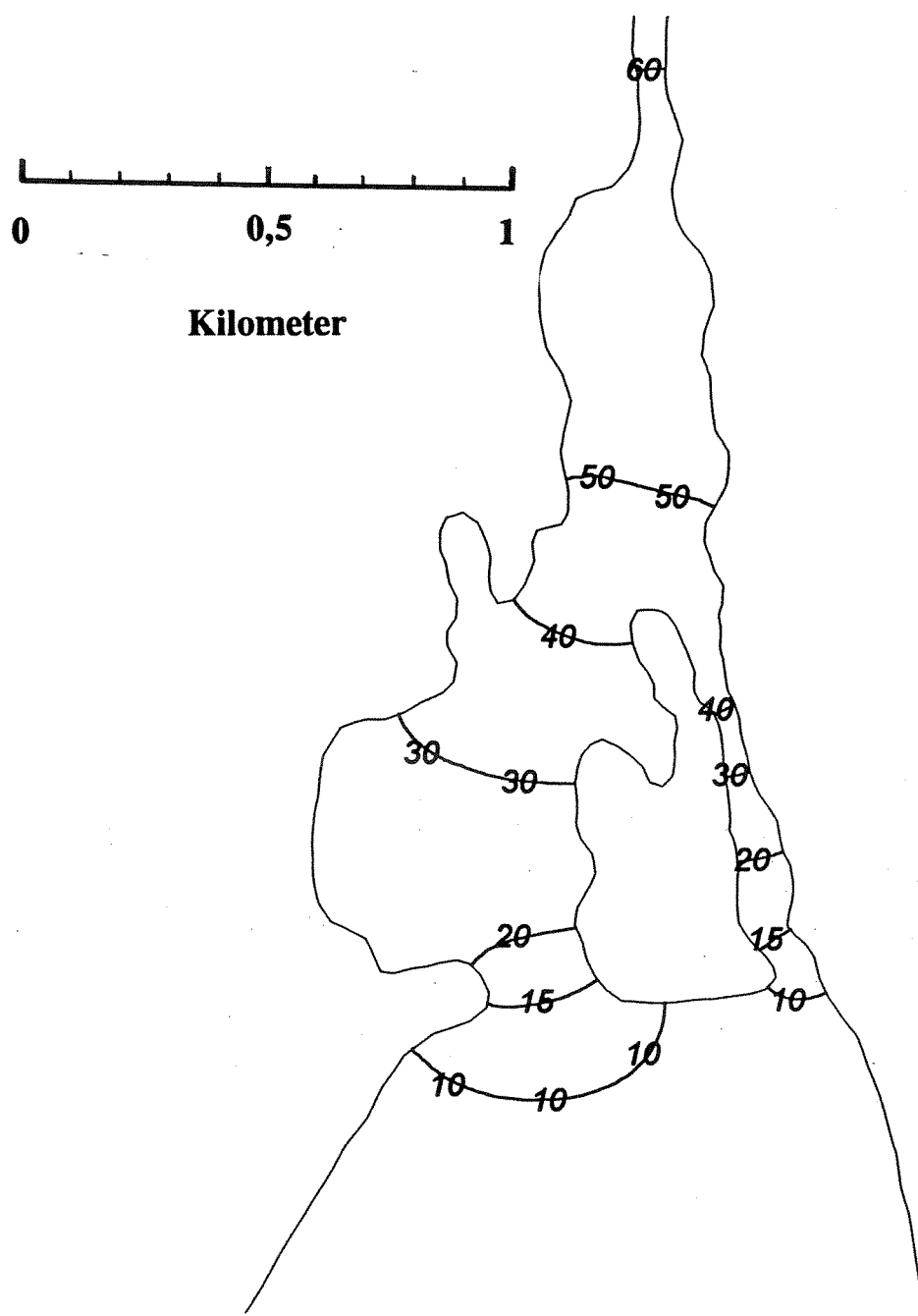
**Figur A.2.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 75 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



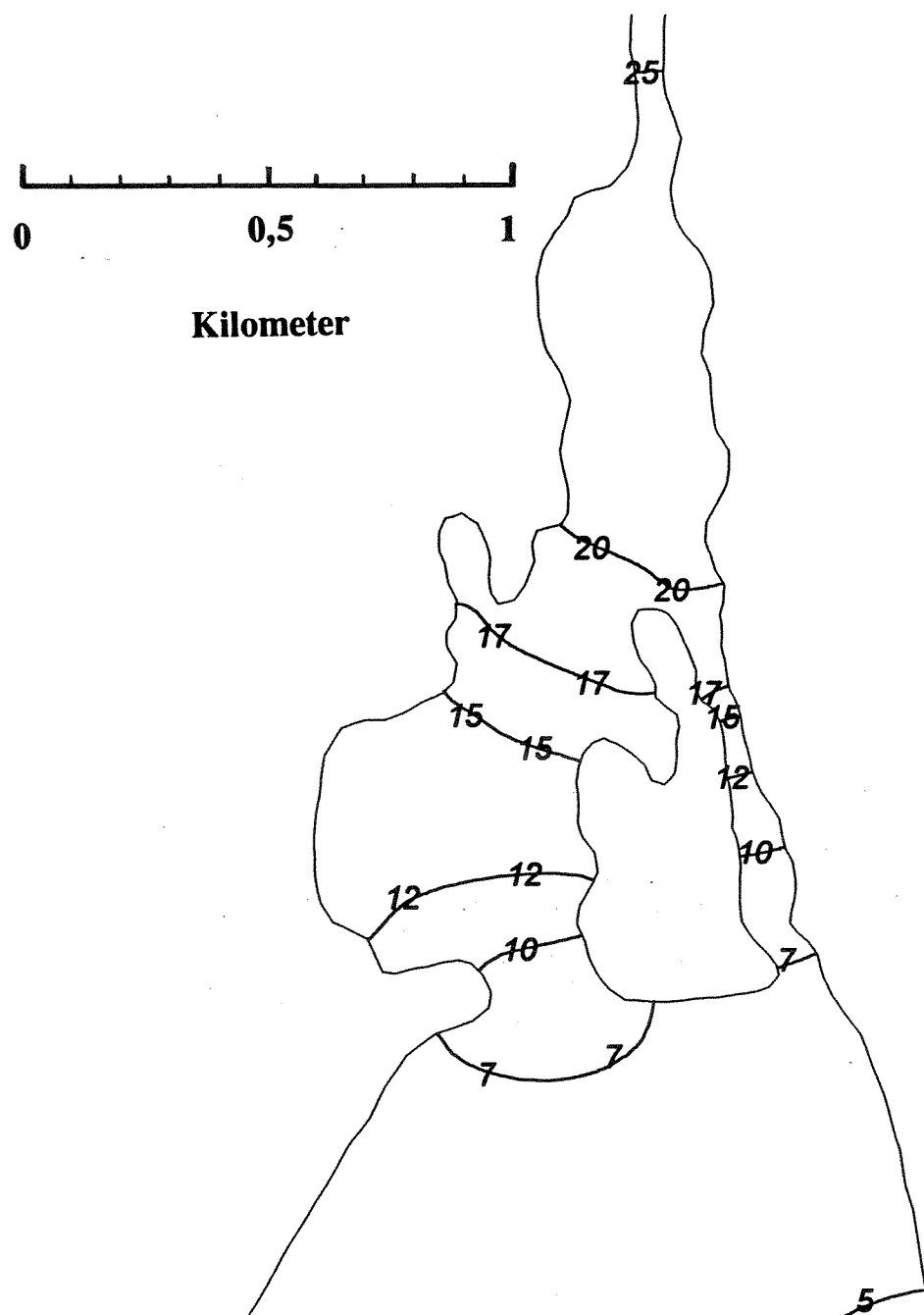
**Figur A.3.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 100 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



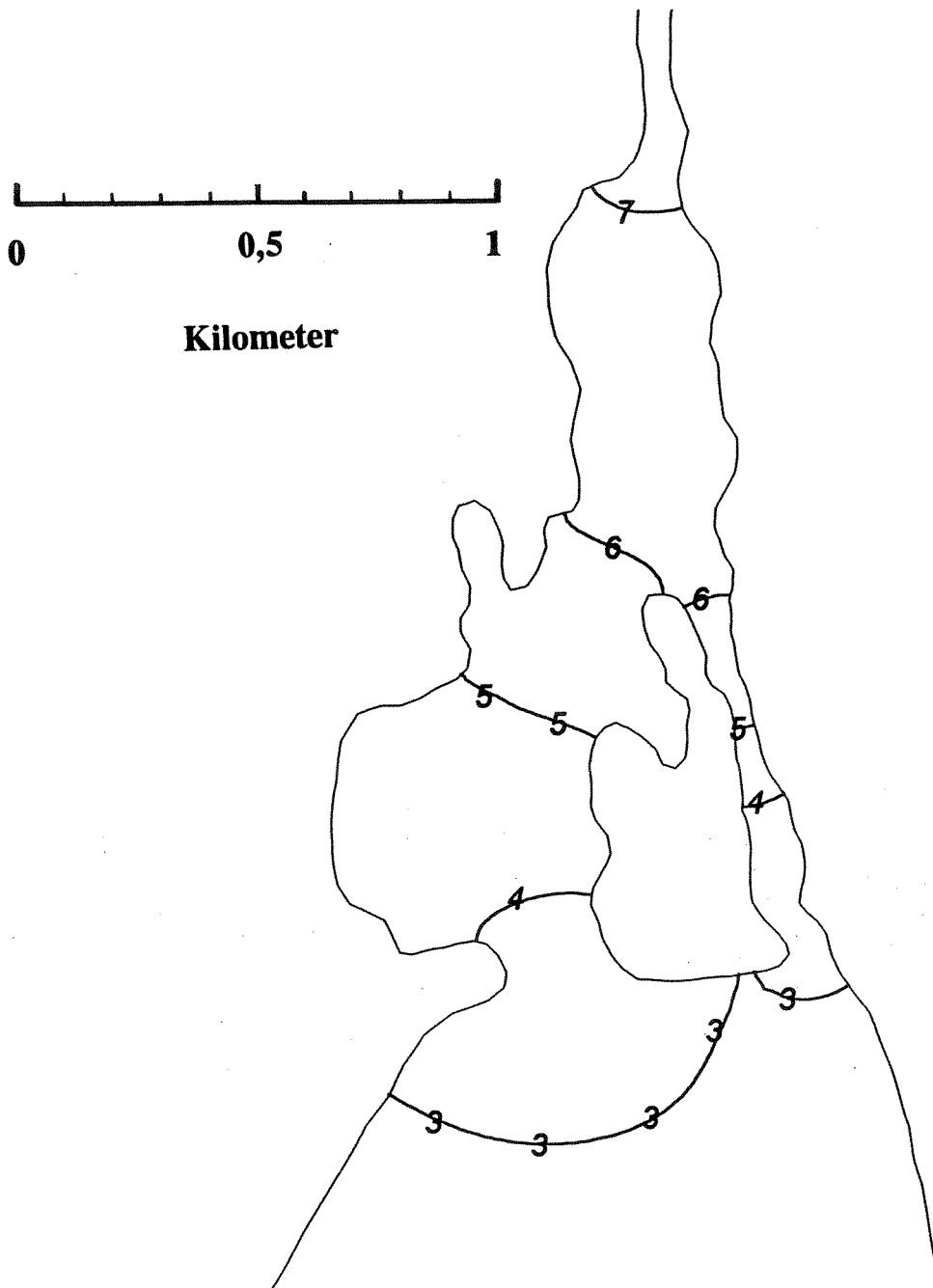
**Figur A.4.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 150 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



**Figur A.5.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 200 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt



**Figur A.6.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 300 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt.



**Figur A.7.** Fordeling av MEG angitt i mg/l i Kvaliosen etter 450 timer. MEG-konsentrasjonene gjelder for innlagringssjiktet som er antatt å være gjennomsnittlig 1 meter tykt



## **Norsk institutt for vannforskning**

Postboks 173 Kjelsås  
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00  
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,  
oppgi løpenummer 3605-97

ISBN 82-577-3160-9