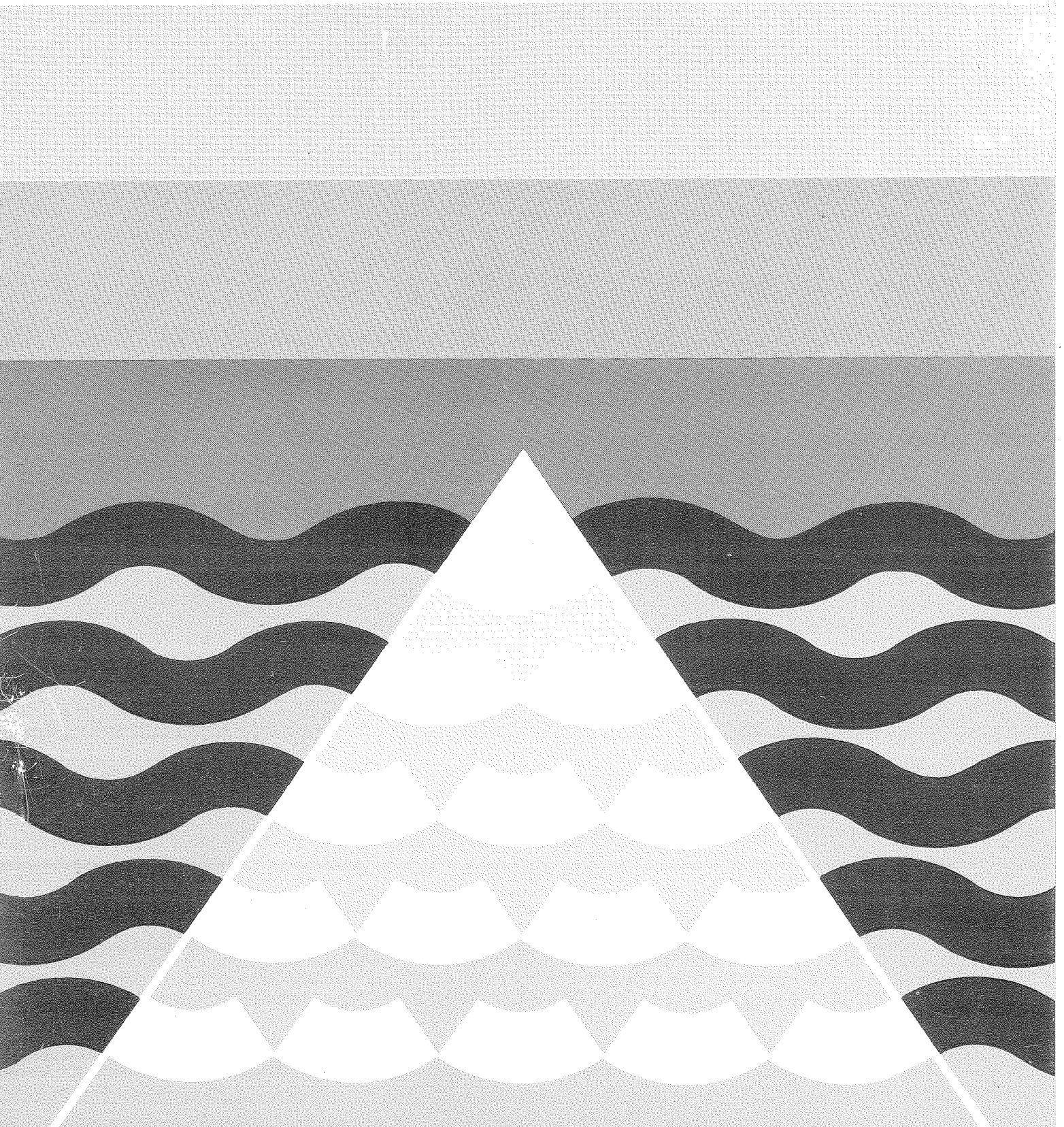


SERIE B

1979 Nr. 2

FISKEN og HAVET

RAPPORTER OG MELDINGER
FRA FISKERIDIREKTORATETS HAVFORSKNINGSINSTITUTT - BERGEN



SERIE B

1979 Nr. 2

Begrenset distribusjon
varierende etter innhold
(Restricted distribution)

SPREDNING AV OLJEHOLDIG AVLØPSVANN I
FENSFJORDEN FRA OLJERAFFINERIEET PÅ MONGSTAD

Av

JAN AURE, OTTO GRAHL-NIELSEN, SVEIN SUNDBY

Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt
Postboks 1870-72, 5011 Nordnes, Bergen

Redaktør
Erling Bratberg

Januar 1979

FORORD

Undersøkelsen, som beskrives her, ble gjennomført 22. og 23. mai 1978. Professor Gunnar E.B. Kullenberg fra Universitetet i København bisto oss og ga verdifull rettleiding ved gjennomføringen av undersøkelsen, spesielt i bruken av instrumentene. Videre hadde vi velvillig bistand fra Rafinor A/S & Co. ved laboratoriesjef P. Albriktsen, driftsingeniør H. Sandvik og laboratorieingeniør A. Syslak.

Ved siden av forfatterne deltok også K. Westrheim og S. Wilhelmsen fra Havforskningsinstituttet i undersøkelsen. De kjemiske analyser av vannprøvene ble utført av K. Westrheim.

Midler til innkjøp av instrumenter og ekstrautgifter til gjennomføringen ble bevilget av Miljøverndepartementet ved Forskningsprogram om havforurensninger, prosjekt 301: "Spredning og transport av forurensningshydrokarboner og plankton i sjøen".

INNLEDNING

Oljeraffineriet Rafinor A/S & Co. i Lindås med en kapasitet på 4 mill. tonn råolje pr. år, har tillatelse til å slippe industrielt avløpsvann ut i Fensfjorden. Ved siden av prosessavløpsvann består dette av drenasjevann fra tanker, pumper og rørledninger, forurenset regnvann, ballastvann, tankvaskevann og vann fra vannseng i gruver for oppbevaring av olje. Det oljeholdige avløpsvannet renses i oljeseparator, sandfilter og biofilter og ledes deretter til et oppholdsbasseng. Fra dette bassenget pumpes så spillvannet ut i intervaller i Fensfjorden gjennom en diffusor på 25 m dyp. Utpumpingshastigheten er ca. $18 \text{ m}^3/\text{min}$. Utpumpingen startes av en automatisk nivåkontroll når oppholdsbassenget, som rommer ca. 5000 m^3 , er fullt og stoppes etter omkring 3 timer. Da er det pumpet ut ca. 3000 m^3 spillvann. Fyllingstiden av bassenget varierer mye med produksjonsforholdene i raffineriet, men i gjennomsnitt er den 6-9 timer.

Ifølge den midlertidige tillatelsen for utslipp, gitt av Statens Vann- og avløpskontor, datert 19. oktober 1973, skal innholdet av olje i utslippsvannet ikke overstige 5 mg/l , regnet som gjennomsnittskonsentrasjonen over 24 timer, og analysert ved en spesiell metode basert på infrarød spektroskopi. Oljeutslippet skal ikke overstige 70 kg/døgn i månedsgjennomsnitt eller 40 kg/døgn i årsgjennomsnitt.

Overvåkning av utslippet foretas ved automatisk prøvetaking. Prøvene analyseres daglig og resultatene rapporteres som månedsgjennomsnitt til Statens Forurensningstilsyn. Det er gjennomført flere undersøkelser av fjordsystemet rundt Mongstad m.h.p. oljeforurensning. Biologer fra British Petroleum Co. Ltd. har registrert og undersøkt flora og fauna i strandsonen fra lavvannsmerket og oppover på utvalgte lokaliteter både før raffineriet ble satt i virksomhet (SYRATT and COWELL 1975) og etter at utslippene hadde pågått i 3 år (MONK, COWELL and SYRATT 1978).

Den siste rapporten konkluderer med at hovedpåvirkningene på dyre- og plantesamfunnene i littoralsonen skyldes dumping av stein i anleggsperioden, en effekt som antas å være midlertidig. På tre

lokaliteter innen raffineriområdet ble det også påvist effekter som skyldes henholdsvis en forurenset bekk, et mindre oljespill og olje som har sivet ut gjennom grunnen. Derimot er det ikke påvist effekter som skyldes avløpsvannet. Rensingen av dette ble følgelig ansett som tilfredsstillende.

Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser har foretatt registrering av dyre- og plantelivet i sjøen ned til 30 m dyp på 6 stasjoner i 1975 og 1977. Rapporten fra 1977 konkluderer med at det ikke kan spores noen effekter av utslippet (HÆGH, ROSMANITH og KVALVÅGNES 1977).

En undersøkelse av hardbunnsbiotoper ned til 25 m på tre stasjoner er utført som en fotografisk presentasjon for å etablere grunndata for bruk i overvåkning av det sublittorale biologiske miljø ved Mongstad (AAREFJORD 1977).

Når det gjelder kjemiske undersøkelser av oljehydrokarboner i fjorden har Norsk institutt for vannforskning foretatt noen grovanalyser av vannprøver basert på infrarød spektroskopi. Institutt for kontinentalsokkelundersøkelser foretok i 1973 og 1974 noen forundersøkelser. I 1977 og juli 1978 ble det tatt vannprøver på de samme 6 stasjonene hvor den biologiske registreringen ble foretatt. Prøvene ble analysert v.h.a. gasskromatografi og fluoresens-spektroskopi. Signifikante mengder oljehydrokarboner ble i 1977 funnet på en stasjon like innenfor utslippet. Konsentrasjonen var størst i 10 m dyp, mindre i 5 m og minst i 2 og 0,5 m (HÆGH, ROSMANITH og KVALVÅGNES 1977). I juli 1978 ble det funnet olje på 10 m dyp på den samme stasjonen og også på 5 og 8 m på to stasjoner litt lengre inne (HÆGH 1978, pers. meddelelse).

Havforskningsinstituttet foretok i begynnelsen av april 1976 en intensiv undersøkelse hvor det ble tatt prøver fra henholdsvis 1, 2, 3, 4 og 5 m samtidig med en spesialvannhenter konstruert av Kjell Johannessen. Dette ble gjort på 15 stasjoner i området rundt Mongstad. Ved grovanalyser med gasskromatografi ble det funnet mellom 20 og 50 µg/l ekstraherbart organisk materiale, men ingen indikasjoner på oljehydrokarboner. Ved finanalyser ved hjelp av

gasskromatografi med et massespektrometer som detektor ble det funnet spor av aromatiske hydrokarboner, som er kjennemerker på forurensning, på en av stasjonene utenfor utslippet. På en stasjon inne i Mongstadvågen ble det funnet signifikante mengder forurensningshydrokarboner, størst mengde i 1 m og minst i 5 m dyp. Dette skyldes sannsynligvis oljeforurensning via en bekk som renner ut i Mongstadvågen. De hydrografiske målingene som ble foretatt samtidig, viste at overflatelaget ned til 10 m hadde en forholdsvis sterk vertikal gradient i saltholdigheten og følgelig stor stabilitet som vil hemme den vertikale turbulente innblandingen. De hydrografiske forhold i fjorden har derfor stor betydning for innlagringsdyp og spredning av spillvannet.

Havforskningsinstituttet har også foretatt en overvåkning av Fensfjorden med vannprøver fra 1 m dyp midtfjords på fire stasjoner; én innenfor Mongstad, to utenfor, og én tvers av Mongstad. Analyser av prøver fra 10 måneder mellom november 1976 og april 1978 viser bare i noen få tilfelle signifikante mengder av forurensningshydrokarboner hvorav de fleste kunne tilbakeføres til andre oljespill i fjorden, f.eks. i november 1977.

Sett i forhold til de meget små mengder, ned på nanogram-nivå (10^{-9} gram), av forurensningshydrokarboner som det er mulig å påvise med den analysemetodikk som benyttes på Havforskningsinstituttet, skulle utslippet av olje med avløpsvannet fra Rafinor være stort nok til at hydrokarbonene skulle kunne etterspores i resipienten. Når det så har vist seg å være vanskelig å finne et mønster for spredningen av forurensningshydrokarbonene i sjøen, skyldes dette først og fremst at det ikke finnes tilfredsstillende utstyr til å måle slike komponenter in situ. Prøvetaking har derfor blitt utført med vannhentere i separate nivå. Den etterfølgende analyse av vannprøvene i laboratoriet er tidkrevende. I tillegg til dette har prøvetakingsutstyret, som er blitt benyttet, hatt begrenset bruksområde. Tradisjonelle vannhentere kan ikke brukes til prøvetaking fordi vannhenteren blir kontaminert på vei ned til måledypet. Alt dette har medført at det har vært vanskelig å få et tilstrekkelig antall prøver til å spore transport og spredning av spillvannet.

For å nærme seg løsning av disse problemene ble det 22. mai 1978 gjennomført en undersøkelse hvor sporstoffet rodamin ble tilsatt spillvannet ved å dosere det inn i avløpsledningen. Spredningen av sporstoffet i fjordsystemet ble så detektert ved hjelp av et kontinuerlig registrerende in situ-instrument. Instrumentet registrerer fluorescens fra rodaminet. Denne teknikken er benyttet av KULLENBERG (1969 og 1974) til å studere diffusjonsprosesser i havet. En spesialvannhenter som er utviklet i samarbeid med Chr. Michelsens institutt ble benyttet til å ta vannprøver for kjemisk analyse av oljehydrokarboner.

HYDROGRAFI OG STRØM

Før utpumpingen av spillvannet fant sted ble det tatt to hydrografiske stasjoner ved Mongstad (Fig. 1).



Fig. 1. Oversiktskart over Fensfjorden. Undersøkelsene ble foretatt innenfor den inntegnede ramme, og dette område er gjengitt i Fig. 3 - 10 og 12. Z angir de to hydrografiske stasjoner omtalt i teksten og i Fig. 2 og Tabell 1.

Fig. 2 viser vertikalfordelingen av saltholdighet, temperatur og tetthet for stasjonen på nordøstsiden av fjorden og stasjonen ved Mongstad.

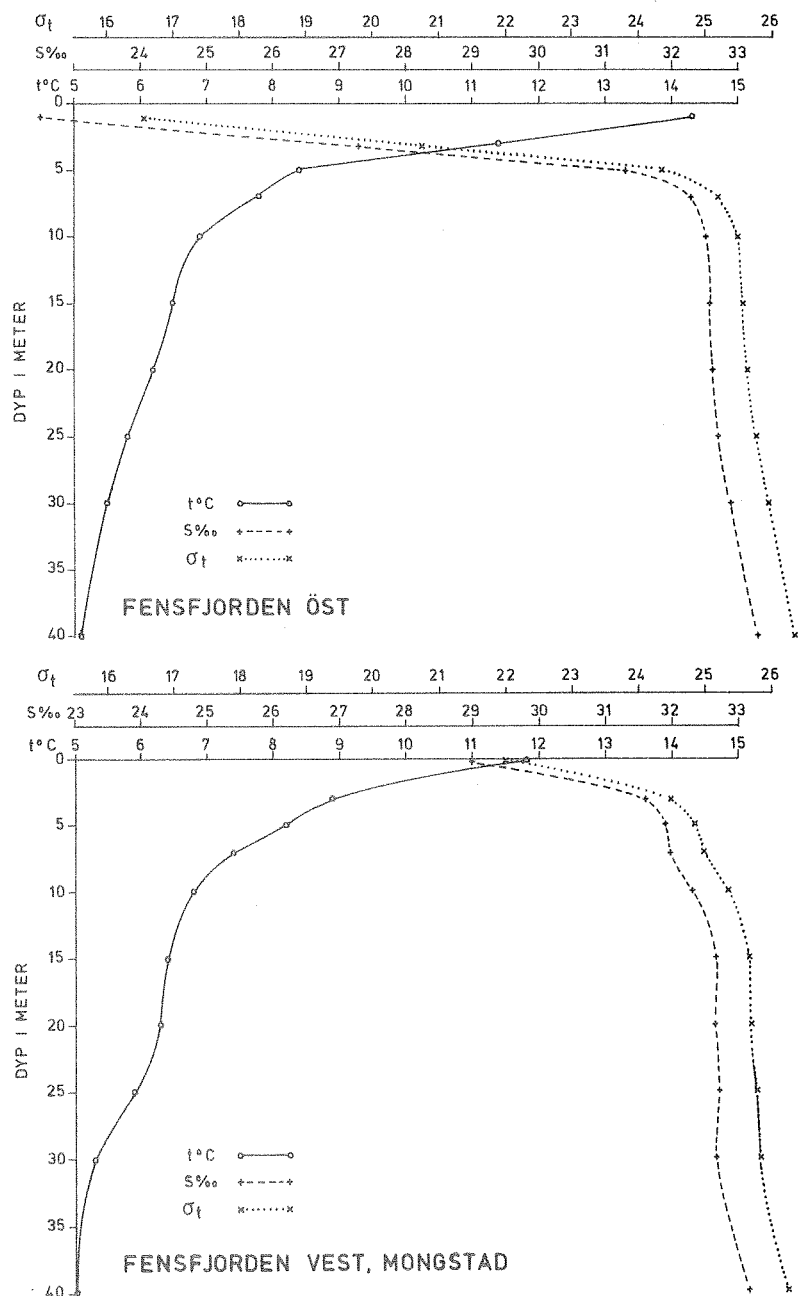


Fig. 2. Vertikalfordeling av temperatur, $t^\circ\text{C}$, saltholdighet, S°/oo , og tetthet, σ_t , på de to hydrografiske stasjonene vist på Fig. 1, 22. mai 1978.

Under 20 m var det små forskjeller i de hydrografiske forholdene. Over 20 m dyp var det derimot en markert forskjell på nordøstsiden og sørvestsiden av fjorden. På nordøstsiden var skillet mellom det overliggende brakkvannslaget og det dypere liggende lag skarpere enn ved Mongstad, og saltholdigheten i overflaten var betydelig lavere. Denne strukturen ble også registrert under toktet i april 1976 som er omtalt i innledningen. AURE og BILLFALK (1975) har også observert det samme fenomen, og det forklares med at utstrømningen av brakkvann fra den vassdragsregulerte Masfjorden følger nordøstsiden av Fensfjorden utover.

Tabell 1. Vertikal stabilitet uttrykt ved Väisälä-Brunt-frekvensen, $N^2 = \frac{\rho}{\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial z}$ (sek⁻²), på 2 hydrografiske stasjoner i Fensfjorden 22. mai 1978, angitt i Fig. 1.

| DYP | FENSFJORDEN ØST | FENSFJORDEN VEST, MONGSTAD |
|-------|-----------------------|-------------------------------|
| 3-5 | 1.71×10^{-2} | 1.63×10^{-3} |
| 5-7 | 4.16×10^{-3} | 7.18×10^{-4} |
| 7-10 | 8.93×10^{-4} | 1.12×10^{-3} |
| 10-15 | 1.72×10^{-4} | 6.31×10^{-4} |
| 15-20 | 1.53×10^{-4} | 1.91×10^{-5} |
| 20-25 | 2.30×10^{-4} | 1.72×10^{-4} |
| 25-30 | 3.82×10^{-4} | 5.73×10^{-5} |
| 30-40 | 3.44×10^{-4} | 4.11×10^{-4} |

Tabell 1 og Fig. 2 viser at den vertikale stabiliteten ved de to hydrografiske stasjonene varierte med dypet. Den var forholdsvis lav i dyp under 20 m mens den fra 20 m dyp økte gradvis mot overflaten. I de øverste 5 m var den vertikale stabiliteten særlig utpreget. Den vertikale stabiliteten virker inn på den vertikale blandingen i vannet slik at den vertikale utskiftningen avtar ved økende vertikal stabilitet. Under avsnittet "Transport og spredning av sporstoffet" vil det også gå fram at den vertikale stabiliteten (lagdelingen) er bestemmende for innlagringsdypet til utslippet. Den horisontale spredningen i området er sterkest påvirket av tidevannsstrømmen og vindstrømmen. Forsøk med drivlegemer, som ble gjort i april 1976 og i forbindelse med det her omtalte sporstoffeksperimentet, antyder at tidevannet genererer en pulsartet strøm utover langs land ved Mongstad. Denne strømmen har

sin største hastighet ca. 3 timer før høyvann. Trolig er også strømmen sterkest tett inn ved land.

Farten på vindstrømmen vil variere med tetthetssjiktningen i fjorden. Når tetthetssjiktningen er sterk, kan farten i overflaten komme opp i 10% av vindhastigheten. Dette er observert i flere norske fjorder (GADE 1970), (RYE, BRUUN og HOUMB 1974) og (GYTRE og SUNDBY 1977). Under slike forhold vil vindstrømmens dybde være begrenset til de øverste metre. Vanligvis vil vindstrømmen i overflaten være i underkant av 4%, men da vil også vindstrømmen nå vesentlig dypere.

I områder som Fensfjorden må det også regnes med at det vil oppstå kompensasjonsstrømmer som følge av vinddriften.

De omfattende målingene av vindforholdene i fjorden foretatt av Norsk institutt for luftforskning og Norsk Hydro er foreløpig ikke blitt benyttet av oss.

Forøvrig har Havforskningsinstituttet de siste to årene hatt gående et hydrografisk program i Masfjorden og Fensfjorden. Resultatene fra disse målingene er under bearbeidelse og vil bli beskrevet i detalj i en senere rapport.

DOSERING AV RODAMIN I SPILLVANNET

Den siste utpumpingen fra oppholdsbassenget før undersøkelsen begynte ble stoppet kl. 0932 den 22. mai 1978. Bassenget ble fylt ut over dagen, og ny utpumping ble startet kl. 1708. Da var bassenget bortimot fullt. Etter at 409 m^3 vann var pumpet ut, ble det fra kl. 1731 tilført utslippsvannet en oppløsning av rodamin ved hjelp av en pneumatisk pumpe koblet til en manifold på utslippsrøret umiddelbart etter hovedpumpen. Tilførselen av det fargete vannet kunne reguleres meget nøyaktig ved å regulere lufttilførselen til den pneumatiske pumpen og ved hjelp av en krane på innløpet til manifolden. Rodaminoppløsningen ble tilsatt i løpet av 31 minutter fram til kl. 1802. I løpet av denne tiden ble det pumpet ut 553 m^3 . Utpumpingen fortsatte fram til kl. 1955 og ytterligere 1955 m^3 ble

pumpet ut, totalt utpumpet i løpet av perioden: 2917 m³. Saltholdigheten i vannet ble målt til 15,7⁰/oo, temperaturen på vannet i oppholdsbassenget var ca. 20⁰C. Tettheten av vannet var således 1,010 kg/m³.

Sporstoffoppløsningen ble laget fra en kommersiell løsning av 20% rodamin i en blanding av vann, estere og eddiksyre. Ti liter av denne løsning, d.v.s. ca. 2,0 kg reint rodamin, ble blandet med 10 l methanol, og denne blandingen ble så satt til 180 l sjøvann under omrøring. Denne oppløsning på ca. 200 l ble dosert til utslippsvannet med konstant hastighet. Konsentrasjonen i utslippsvannet var følgelig 3600 µg/l (ppb).

FLUOROMETERET

Fluorometeret som ble benyttet til deteksjon av rodamin er produsert av Q-Instrument I/S, Danmark. Både instrumentets oppbygning og deteksjonsteknikken er beskrevet av KULLENBERG (1969, 1974).

Rodamin er et fluoriserende fargestoff som ved belysning med grønn-gult lys sender ut gult lys med lengre bølgelengde. Maksimum eksitasjon er ved en bølgelengde på 550 nm og maksimum emisjon er ved 580 nm. Fluorometeret har en kvikksølvlampe som via et filter sender ut en grønn-gul lysstråle. En detektor er plassert ved siden av lysstrålen slik at den ikke belyses direkte av denne, men vil fange opp fluoriserende lys fra eksitert rodamin. Dagslys og fluorescens som skyldes dagslyset vil imidlertid også bli detektert. For å kompensere for dette er en annen detektor plassert slik at den bare detekterer dagslyset og eventuell dagslys-indusert fluorescens. Signalet fra denne detektoren blir trukket fra signalet fra den første detektoren. Erfaringene viste at denne kompensasjonen ikke fungerte tilfredsstillende i de øverste 5 - 10 m, spesielt ved sollys. Data fra de øverste meterene er derfor behandlet med forsiktighet.

Instrumentet kan måle konsentrasjoner av rodamin fra 1000 µg/l og ned til 0,1 µg/l. Det er særlig utviklet for rask og kontinuerlig profilering. Transport og spredning av en rodaminsky kan kartlegges uten at de små variasjoner forsvinner.

Kartleggingen av rodaminspredningen ble utført ved å taue instrumentet med en fart av 1 - 2 knop samtidig som det hele tiden ble senket og hevet gjennom vannkolonnen. Navigeringen ble utført ved radarpeilinger i bestemte kurslinjer. Stedsbestemmelsene ble utført med mellom 3 og 5 minutters mellomrom. Dette er noe arbeidskrevende og tungvint og vil i seinere undersøkelser bli erstattet av mer høvelig navigasjonsutstyr.

TRANSPORT OG SPREDNING AV SPORSTOFFET

Strømforholdene i området under og etter utslippet ble kartlagt ved hjelp av strømkors i 11 og 16 m dyp (Fig. 3). Strømforholdene utenfor utslippstedet i måleperioden var styrt av det halvdaglige tidevann. Under hele måleperioden var det stort sett vindstille i området.

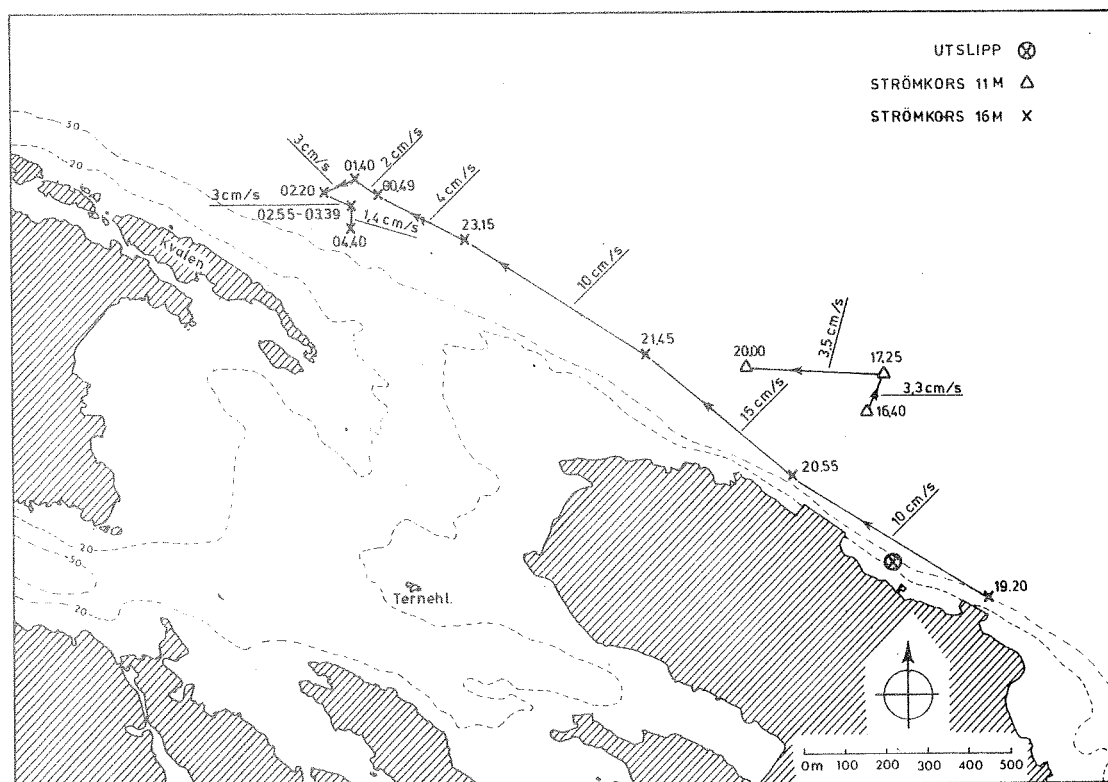


Fig. 3. Strømkorsobservasjoner i 11 og 16 m dyp ved Mongstad 22. mai 1978.

Under selve utslippet var strømmen svak mens det senere var en markert utgående strøm langs land (mot NV) i ca. 16 m dyp. Gjen-

nomsnittsfarten på strømkorset fram til kl. 2315 var ca. 12 cm/s. Etter midnatt avtok strømmen og strømkorset dreide mot land (SSV) utenfor Kvalen. Strømhastighetene i denne perioden lå mellom 0 og 3 cm/s. Det ser ut til at strømmen i 16 m dyp var utgående langs land fra ca. 1 time etter lavvann (LV) til ca. 1 time etter høyvann (HV) mens det var tilnærmet strømstille fra HV til LV. Den vertikale stabiliteten økte gradvis fra utslippsdypet (28 m) til overflaten, og da særlig i de øverste 5 m (Tabell 1).

Registreringene av sporstoffkonsentrasjon ble foretatt ved horisontale og vertikale snitt. For å kunne få et inntrykk av fortynning og spredning, samt transportretning og transportfart, ble sporstoffskyen fulgt kontinuerlig.

Fig. 4-10 viser horisontalutbredelsen og konsentrasjonene i sporstoffskyen fra ca. kl. 1810 (22. mai) til ca. kl. 0500 (23. mai), d.v.s. over et tidsrom på ca. 11 timer.

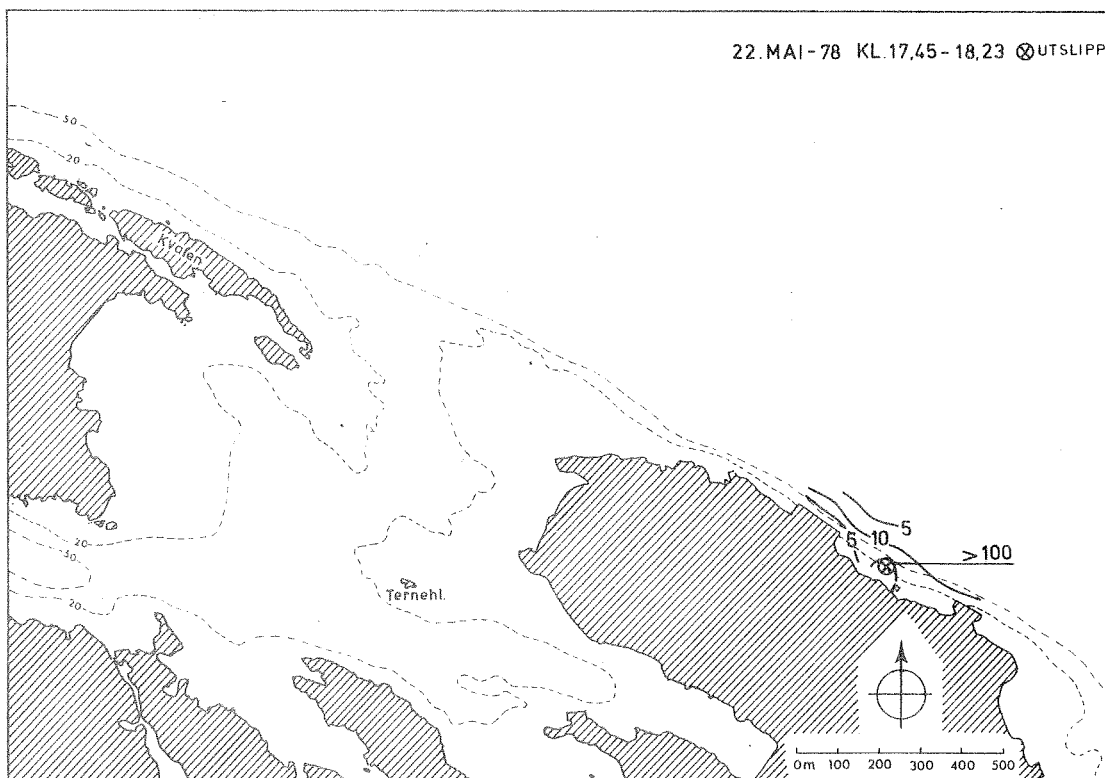


Fig. 4. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 1745 og kl. 1823. Tallene angir konsentrasjoner i µg/l.

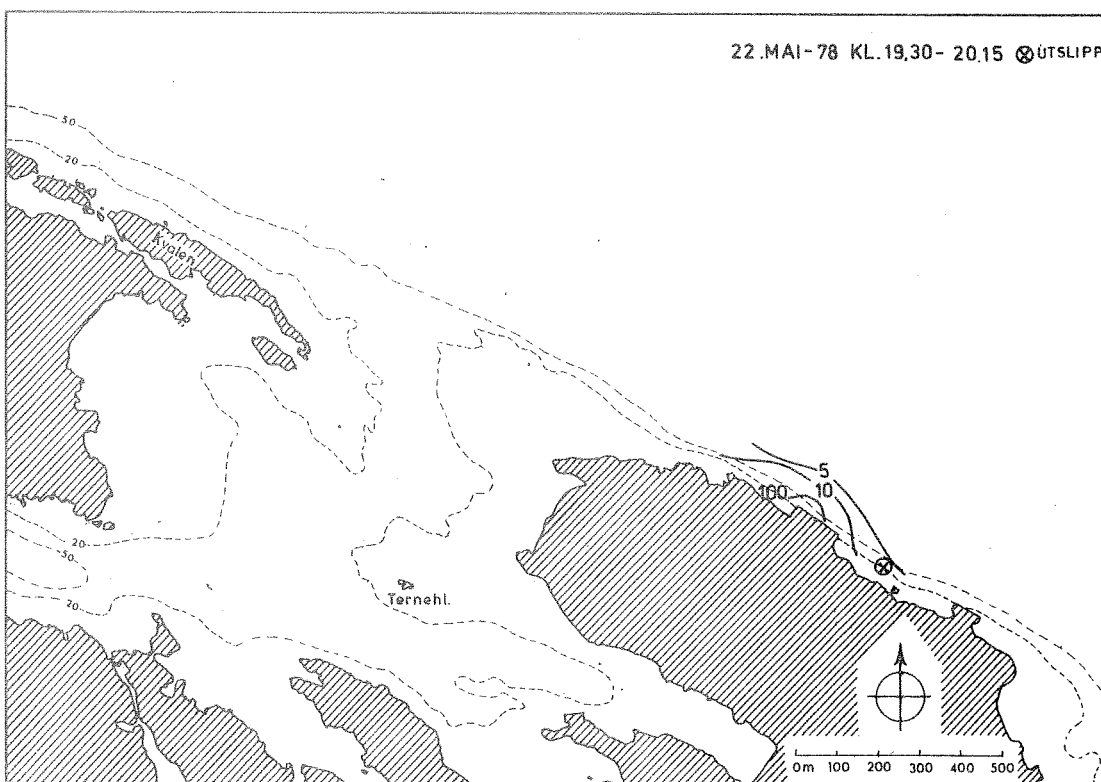


Fig. 5. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 1930 og kl. 2015. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g/l}$.

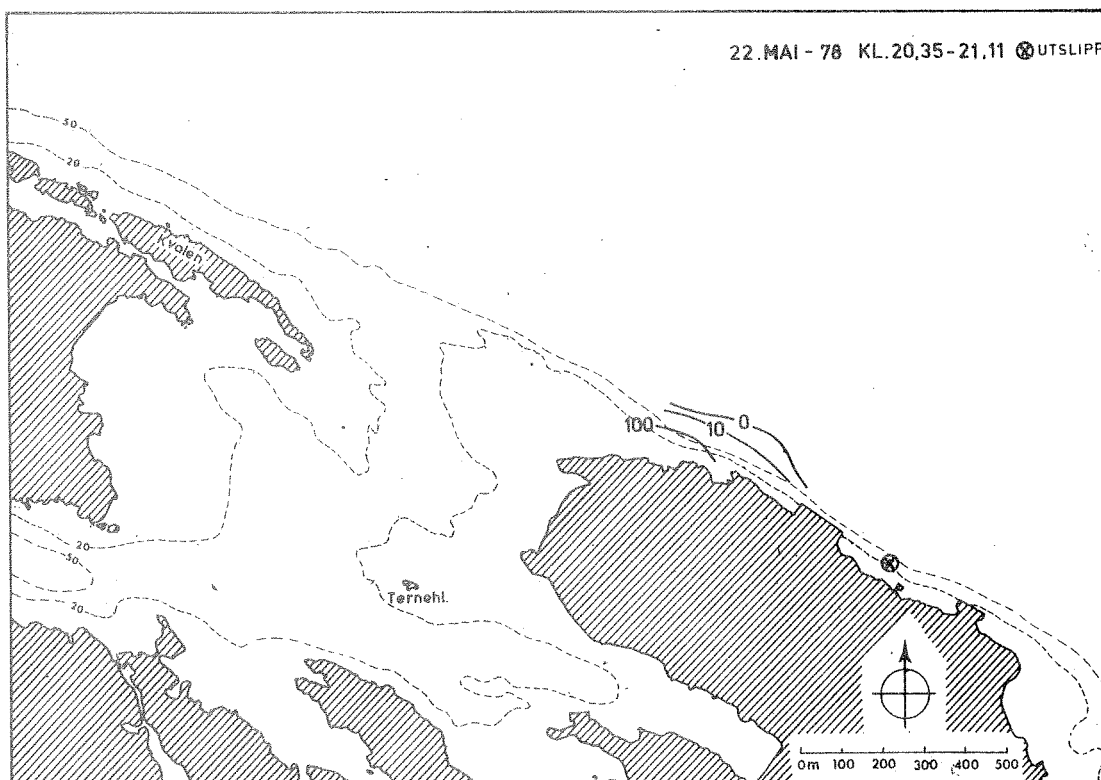


Fig. 6. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 2035 og kl. 2111. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g/l}$.

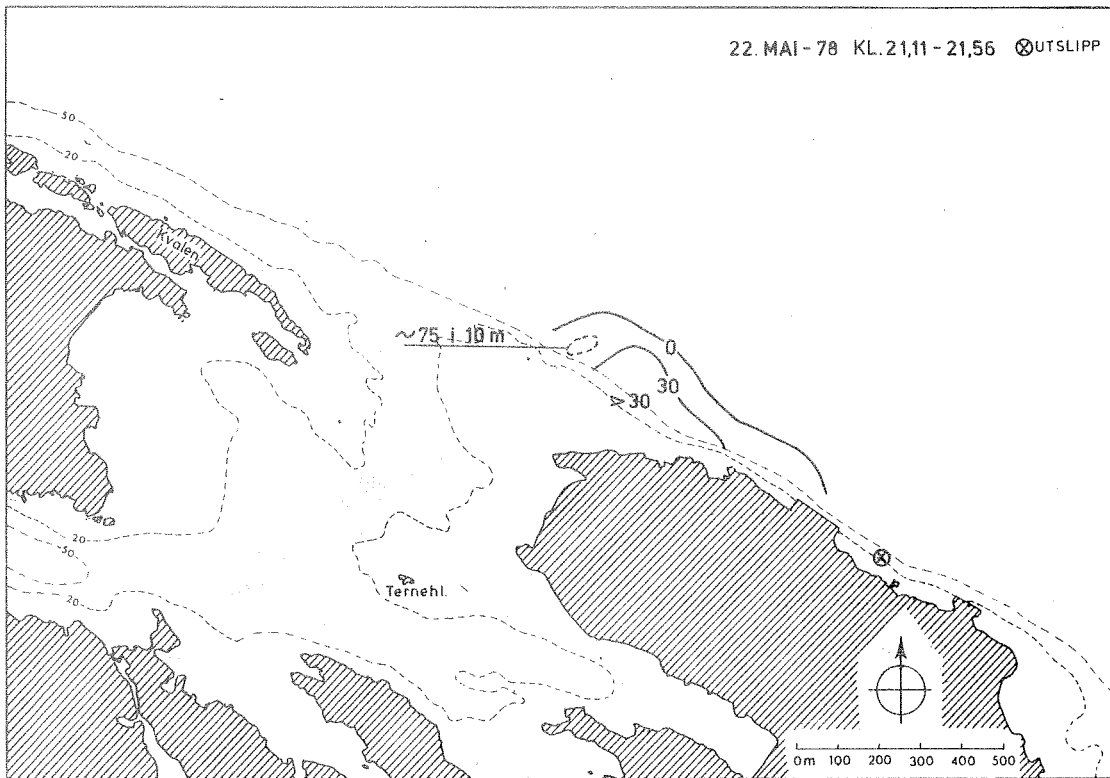


Fig. 7. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 2111 og kl. 2156. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{l}$.

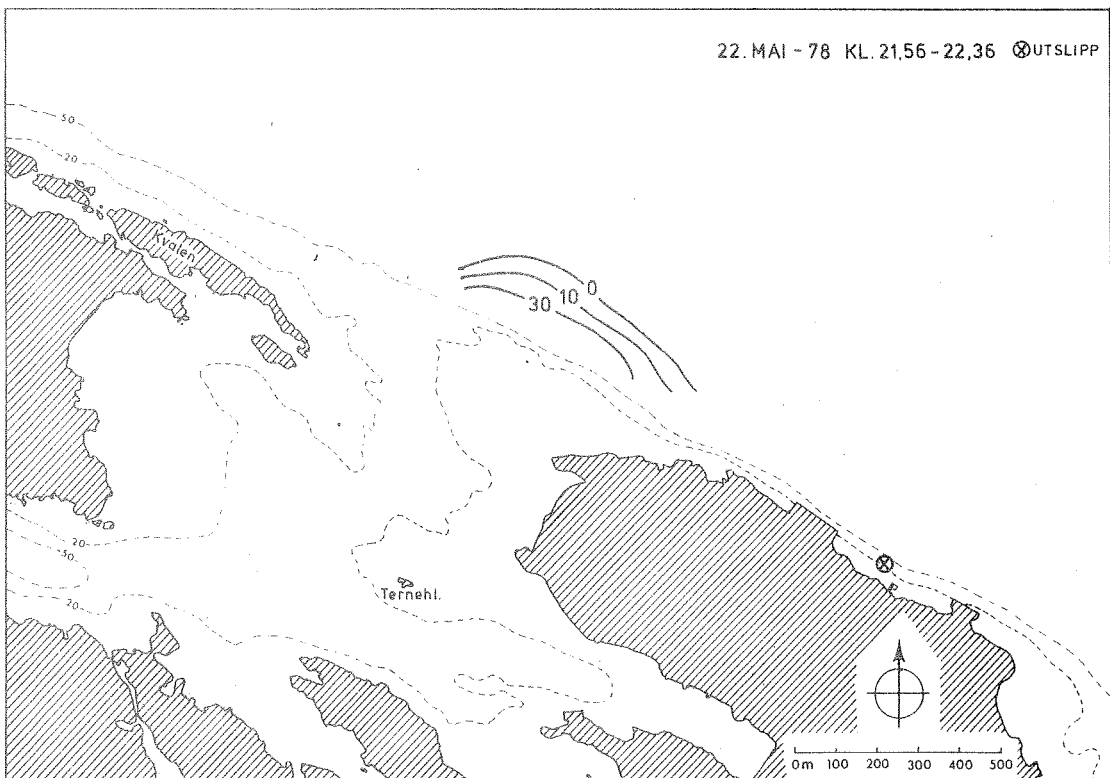


Fig. 8. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 2156 og kl. 2236. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{l}$.

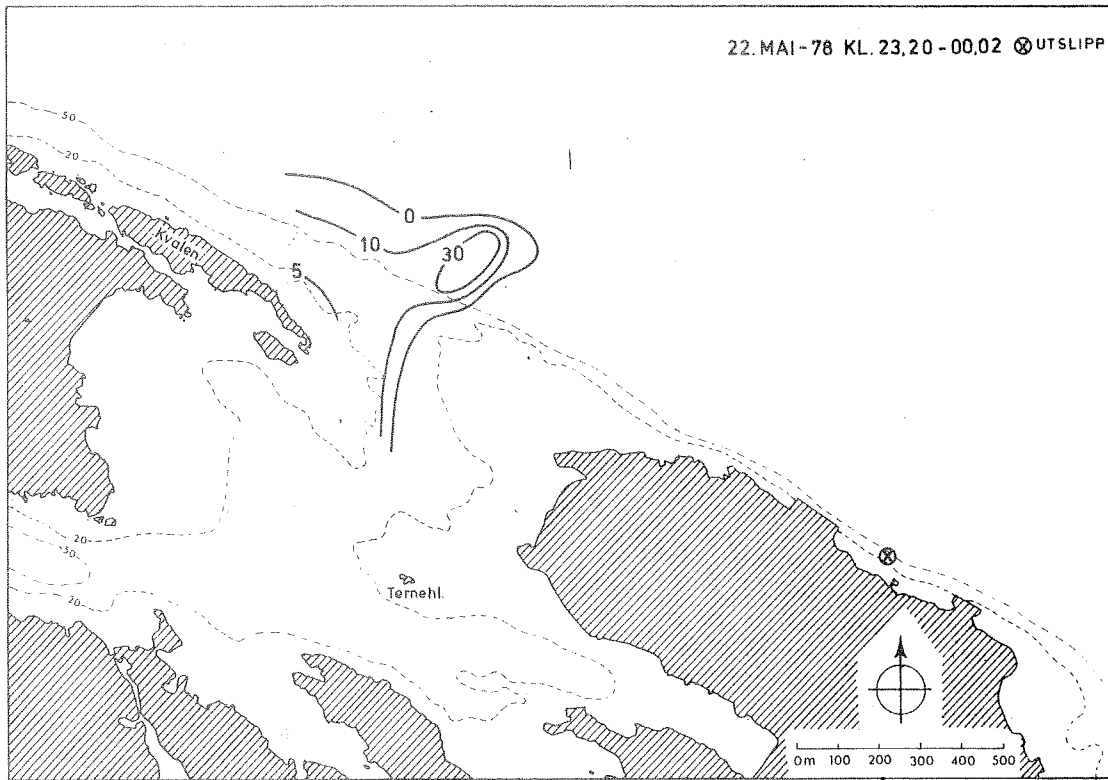


Fig. 9. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 2320 og kl. 0002. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{l}$.

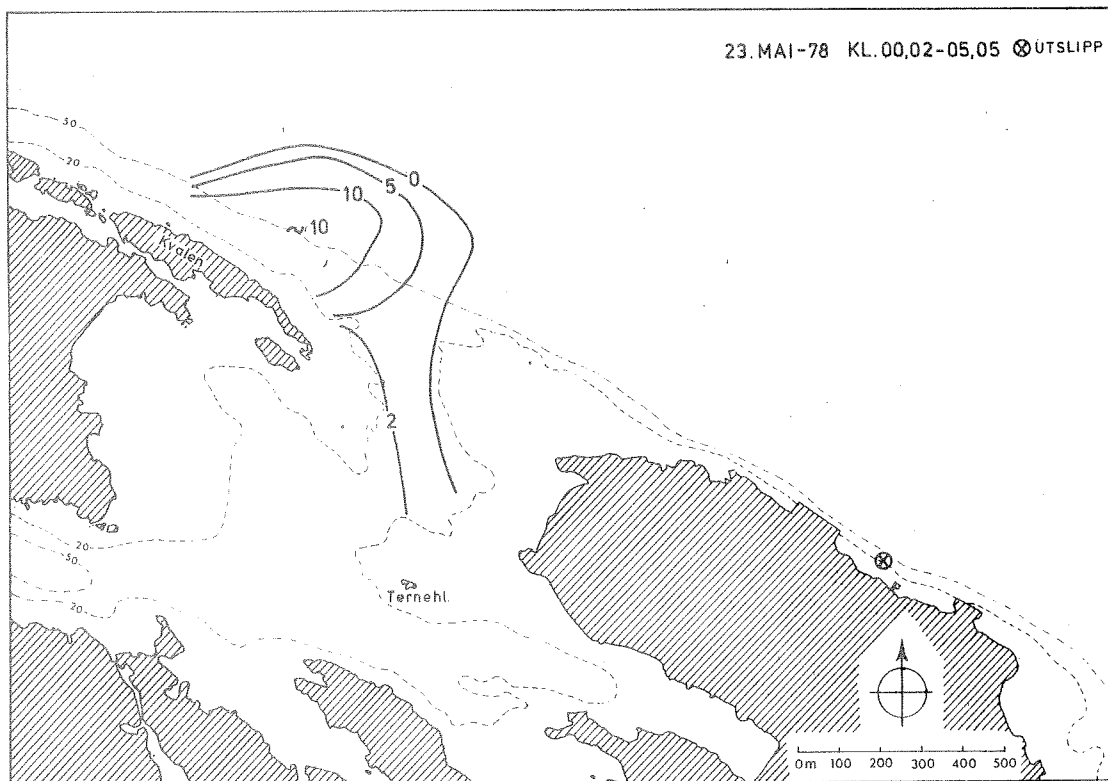


Fig. 10. Horisontalfordeling av sporstoffet i laget med størst konsentrasjon mellom kl. 0002 og kl. 0505. Tallene angir konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{l}$.

Fig. 11 viser vertikalfordelingen av sporstoffet i posisjonene angitt i Fig. 12.

Det framgår at sporstoffskyen, som hovedsakelig lå i 15-20 m dyp, ble transportert med strømmen utover langs land, samtidig som det foregikk en viss fortynning og horisontal spredning av sporstoffet.

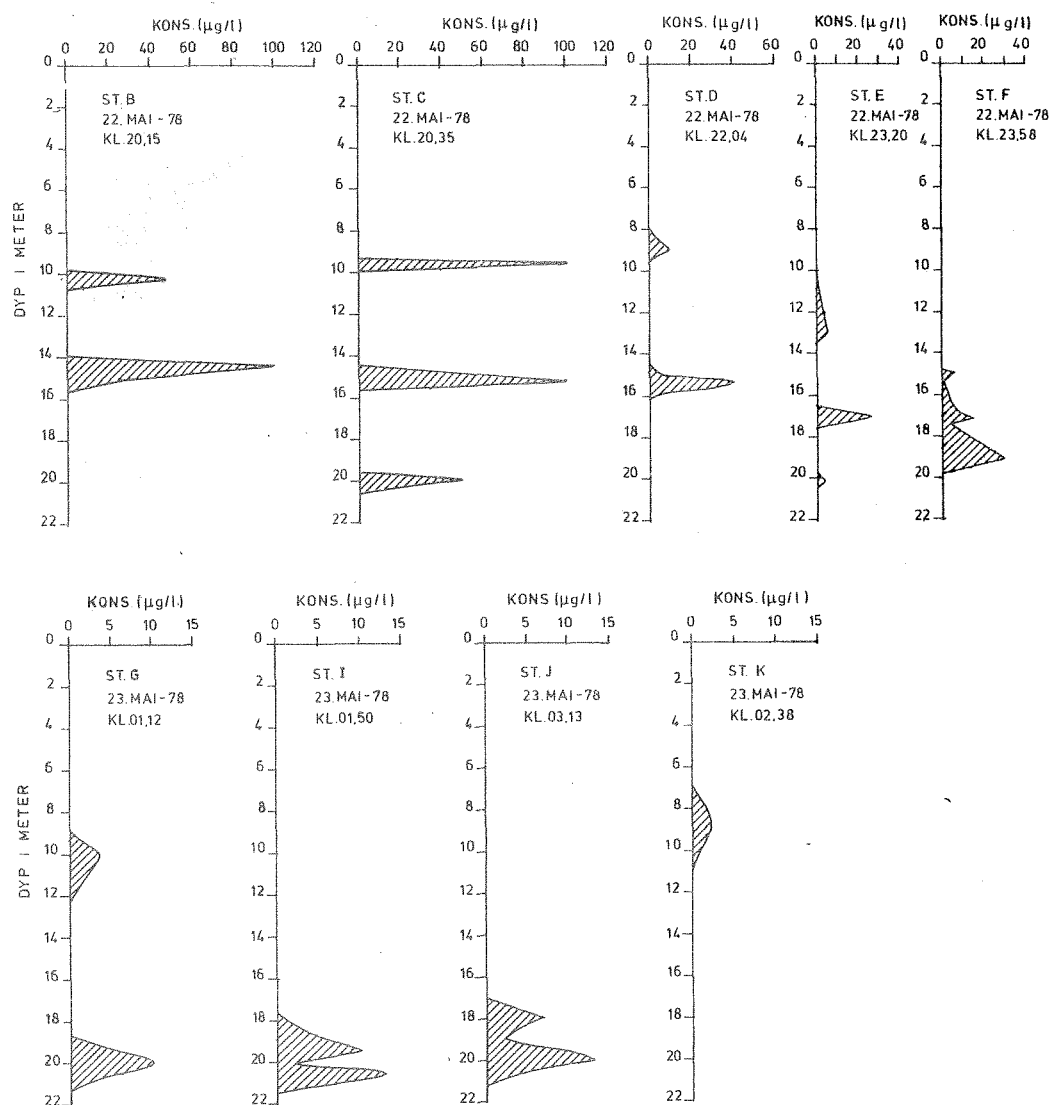


Fig. 11. Vertikalprofiler av sporstoff ved de enkelte stasjonene vist i Fig. 12.

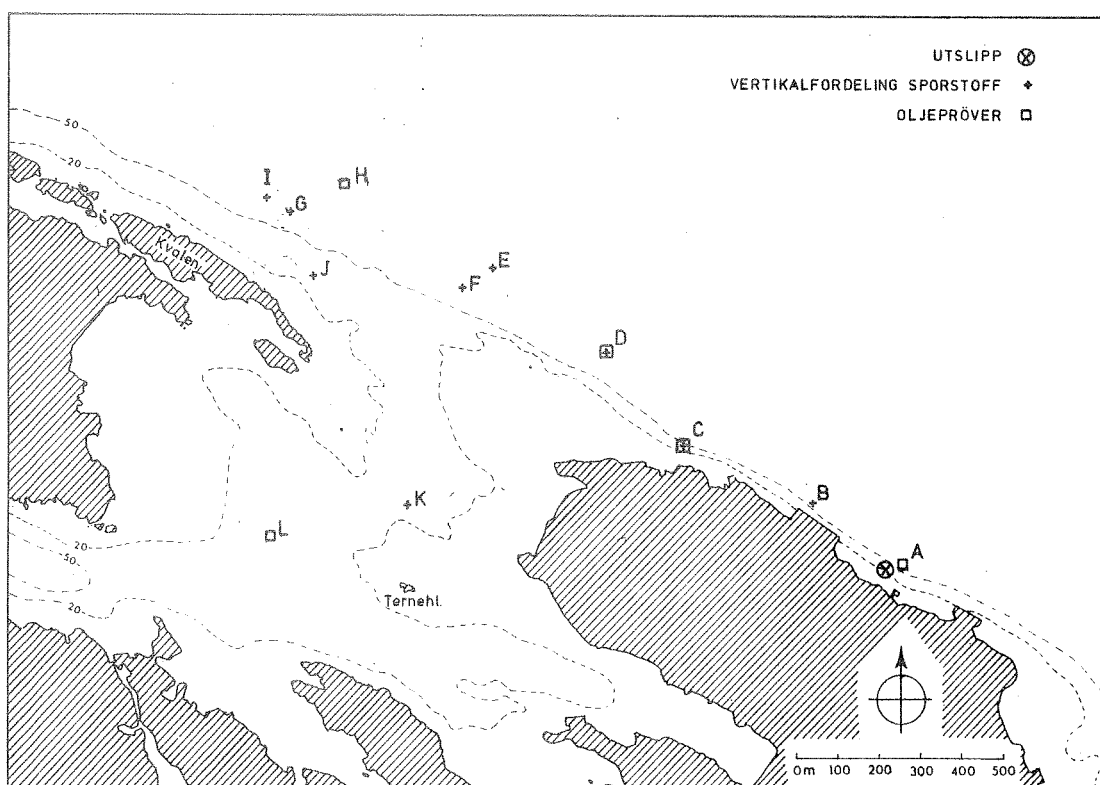


Fig. 12. Posisjoner for utslipp, prøvetaking av vannprøver og vertikalprofiler av sporstoff vist i Fig. 11.

Like etter at utslippet av sporstoff i ca. 25 m dyp var fullført, ble det i utslippsområdet registrert maksimalkonsentrasjoner større enn 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ i 15-20 m dyp. Dette betyr at minstefortynningen i innlagringsfasen var mindre, ca. 36. Det ble også observert fargestoff og luft i overflaten. Vertikalfordelingen av sporstoff ved stasjon B og stasjon C, 2-2,5 timer etter utslippet viser at 3 lag med sporstoff var innlagret (Fig. 11). Lagene var 1-1,5 m tykke og lå i ca. 10, 15 og 20 m dyp. Hovedinnlagringen av utslippet synes å ha foregått i ca. 15 m dyp. Maksimalkonsentrasjonene av sporstoff lå mellom 50 og 100 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Oppsplittingen av utslippet innlagringsnivå kan være forårsaket av uregelmessigheter ved diffusoren og mulige endringer i lagdelingsforholdene under utslippet. Luft fra diffusoren rev dessuten med seg endel fargestoff mot overflaten.

Etterhvert som sporstoffskyen beveget seg utover fjorden foregikk det en vertikal diffusjon av sporstoffet, slik at maksimal spor-

stoffkonsentrasjon i området ved stasjon J ca. 9 timer etter utslippet var redusert til ca. 10 µg/l. Sporstoffet er således blitt fortynnet 10-15 ganger i løpet av dette tidsrommet.

Sporstofflaget i 15 m dyp i utslippsområdet senket seg over samme tidsrom til ca. 20 m dyp i området utenfor Kvalen, og tykkelsen økte til 2-3 m.

Vertikalfordelingen av sporstoff ved stasjon K viser at sporstofflaget i 10 m dyp ble transportert inn i området ved Terneholmen.

Fig. 4-10 viser at sporstoffskyen spredte seg horisontalt etter hvert som den ble transportert ut fjorden. Bredden på utslippskyen økte fra ca. 100 m i utslippsområdet til 400-500 m i området utenfor Kvalen. Sporstoffskyen beveget seg med en hastighet på ca. 10 cm/s før den la seg til ro utenfor Kvalen i perioden etter midnatt. Dette stemmer godt overens med strømkorsobservasjonene. Som allerede nevnt var innlagringsfortynningen på ca. 36. Fortynningene videre utover i resipienten fra innlagring var ca. 10. Den totale minste fortynning (innlagrings- og resipientfortynning) av utslippet etter at det la seg til ro utenfor Kvalen var således ca. 360, mens den totale minste fortynning i 10 m dyp ved Terneholmen ca. 8 timer etter utslippet var ca. 1500.

Sporstoffeksperimentet viser dermed at under de eksisterende lagdelingsforhold, lagret utslippet seg inn 10-15 m over utslippsdypet i relativt tynne lag. Fra utslippsområdet spredte utslippet seg utover fjorden i et smalt belte langs land. Resipientfortynningen av utslippet var relativt liten over det tidsrom utslippet ble kartlagt (ca. 11 timer). Til sammenlikning kan det nevnes at ved resipientundersøkelser i Byfjorden ved Stavanger ble det observert ca. 10 ganger større resipientfortynning (AURE og NITTVÉ 1976).

Ved et fast diffusoropplegg og utslippsdyp vil innlagringsdypet bestemmes av lagdelingen og tildels strømmen. Lagdelingen i fjordområdet utenfor Mongstad endrer seg både over kortere tidsrom og gjennom året slik at innlagringsdypet har både kortperiodiske og årlige variasjoner.

Utslippets stighøyde (avstanden fra diffusor til innlagringsdyp) øker ved avtagende lagdeling. Når resipienten er uten lagdeling (vintersituasjon), vil utslippet som regel bryte gjennom til overflaten. Fortynningen av utslippet øker med økende stighøyde slik at fortynningen av et utslipp som når overflaten er vesentlig større enn et dypt innlagret utslipp.

Når en har kjennskap til lagdelingsforholdene i et område, kan utslippsopplegget til en viss grad planlegges slik at utslippet innlagres i ønskelige dybdeintervall utfra hensynet til resipienten.

Utslippet fra Rafinor A/S & Co. pumpes ut gjennom en ca. 40 m lang horisontalt stilt diffusor i ca. 25 m dyp. Diffusoren har 12 like store hull med avstand på ca. 3 m. Dette tilfredsstiller kravet til at hullavstanden må være minst 1/10 av utslippsdypet for at utslippet fra hullene ikke skal influere hverandre (LISETH 1977). I tillegg er det er hull i enden av røret. Størrelsen på dette hullet er imidlertid ukjent. Ved å anta konstant lagdeling over utslippets stighøyde er innlagringsdyp, midlere innlagringsfortynning og minste innlagringsfortynning overslagsmessig beregnet ved en metode beskrevet av MATHISEN, NITTE, SÆGROV og THENDRUP (1977).

Følgende utslippsparametre er benyttet:

| | | |
|---------------------------|---|------------------------|
| Diffusorhullenes diameter | : | 0.1 m |
| Antall diffusorhull | : | 12 |
| Utslippsmengde | : | 0.3 m ³ /s |
| Utslippsvannets tetthet | : | 1010 kg/m ³ |
| Tettheten i utslippsdypet | : | 1026 kg/m ³ |

Beregningene viser at innlagringsdypet var meget følsomt for små endringer i lagdelingen.

I Tabell 2 vises beregnede og observerte verdier av innlagringsdyp, midlere innlagringsfortynning og minste innlagringsfortynning.

Tabell 2. Beregnete og observerte verdier av innlagringsdyp (H), midlere innlagringsfortynning (\bar{F}) og minste innlagringsfortynning (F min).

| | H | \bar{F} | F min |
|------------|---------|-----------|-------|
| Beregnete | 10-15 m | 86-120 | 50-70 |
| Observerte | 10-20 m | 72-144 | 36-72 |

OLJEHYDROKARBONER

To parallelle prøver ble tatt av utslippsvannet umiddelbart før rodamintilsetning, og en prøve ble tatt etter at tilsetningen var avsluttet (Tabell 3). Vann ble ved hjelp av den pneumatiske pumpen overført fra bassenget like ved inntaket for hovedpumpen direkte til 1-liters skilletrakter og ekstrahert 3 ganger med diklormetan. Vannprøver for analyse av hydrokarboner i sjøen ble tatt med en 2,9 l flaske som i korket tilstand ble senket ned til det aktuelle dyp. Korken ble fjernet ved drag i en snor, og etter at flasken var fylt, ble den halt ombord igjen. Vannet ble overført til en skilletrakt og ekstrahert 3 ganger med diklormetan som først ble brukt til skylling av vannhenterflasken.

Under forsøket ble også en nyutviklet spesialvannhenter utprøvet. Den er basert på en rund 3 liters glasskolbe med to diametralt motsatte teflonhaner. Kolben festes med et enkelt håndgrep til et chassis. Herved kommer hanene i fast kontakt med en motordrevet åpne-lukke mekanisme. Idet vannhenteren sendes lukket ned, startes det elektroniske styringssystemet ved hjelp av en magnet. Etter 2 minutter begynner åpningen av hanene- dette tar 1½ minutt hvor-etter de lukkes igjen i løpet av 1½ min. Etter at vannhenteren er tatt ombord igjen, blir glasskolben løst fra chassiset og vannet blir ekstrahert umiddelbart i kolben som også fungerer som skilletrakt. Vannhenter er vist i Fig. 13.

Etter tørking av ekstraktene med natriumsulfat og delvis avdamping av løsningsmiddelet, ble innholdet av hydrokarboner bestemt ved hjelp av gasskromatografisk analyse. Totalmengden av hydrokarboner, eller "olje", i prøven ble beregnet på følgende måte: En kjent mengde Ekofisk råolje ble kromatografert under identiske betingel-

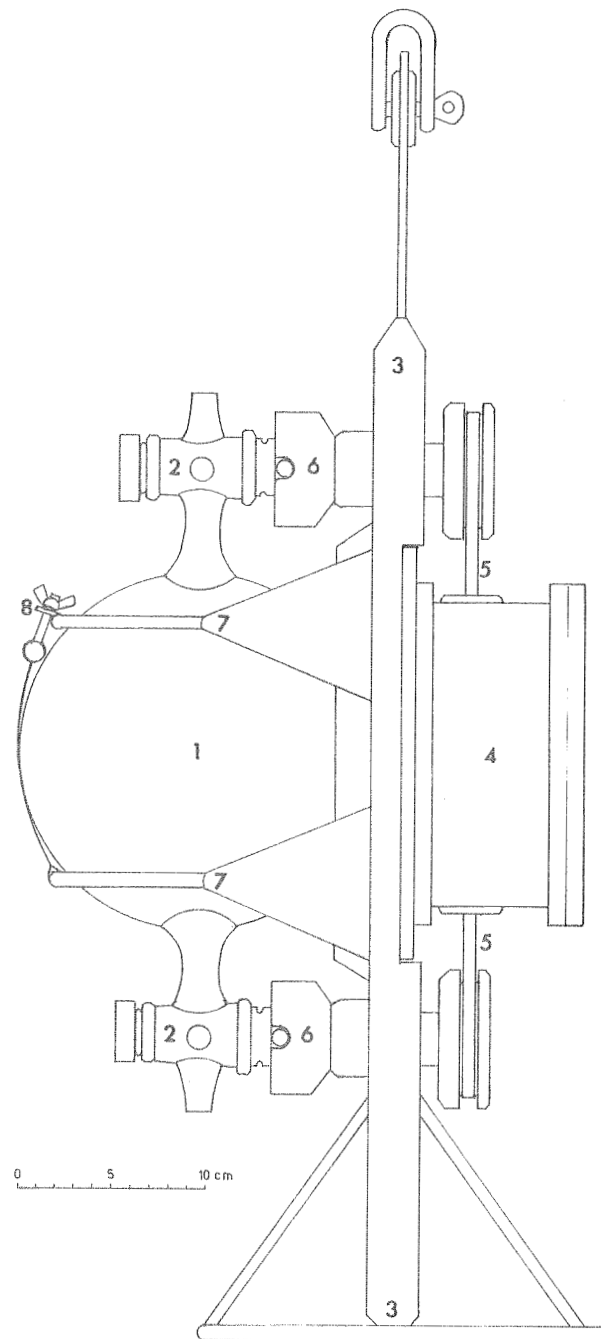


Fig. 13. Spesialvannhenter. 1: rund 3-liters glasskolbe, 2: teflon-haner, 3: chassis av rustfritt stål, 4: vanntett boks av rustfritt stål med elektroniske styringskretser, motor og batterier, 5: stålbånd i vanntette gjennomføringer for overføring av bevegelse fra motor til hanene på kolben, 6: klør for kontakt med haner, 7: holdere for kolben hengslet i henholdsvis over- og underkant (hengsler ikke synlig på figuren), 8: vingemutter for fastsetting av kolbe.

ser til dem som ble brukt for ekstraktene. Et bestemt utsnitt av kromatogrammene, mellom C₁₄-toppen og C₂₂-toppen, ble integrert ved hjelp av planimeter. Med arealet av råolje-kromatogrammet som referanse ble så mengden av "olje" i prøvene bestemt som Ekofisk-ekvivalenter med bedre enn 10% nøyaktighet. Resultatene er gitt i Tabell 3.

Tabell 3. Konsentrasjon av total hydrokarboner, eller "olje", og av utvalgte aromater, se teksten, i µg/l i vannprøver fra oppholdsbassenget, øverst, og fra forskjellige stasjoner i Fensfjorden angitt i Fig. 12, nederst.

OPPHOLDSBASSENGET

| Kl | "Olje" | Aromater |
|--------|--------|----------|
| 1700 | 18 900 | - |
| 1700 | 16 500 | 362 |
| 1800 | 25 300 | 282 |
| Middel | 20 200 | 322 |

FJORDEN

| Stasjon | Kl | Dyp | "Olje" | Aromater |
|---------|------|-----|--------|----------|
| A | 1630 | 1 | | 0.02 |
| | | 10 | | 0.17 |
| A | 1700 | 15 | | 0.13 |
| A | 1730 | 1 | | 0.06 |
| | | 10 | | 1.71 |
| C | 2035 | 10 | 105 | 1.73 |
| D | 2210 | 10 | 57 | 0.70 |
| | | 10 | 41 | 0.44 |
| H | 0135 | 10 | 37 | 0.41 |
| L | 0515 | 5 | | 0.04 |

Denne metoden gir, av to grunner, bare et tilnærmet riktig resultat: "Oljen", som blir ekstrahert fra vannprøven, har ikke samme sammensetning som Ekofisk råolje, og endel naturlig forekommende

organiske forbindelser som gjør utslag på gasskromatografen, blir også ekstrahert fra vannet.

Noen utvalgte aromatiske hydrokarboner, som er kjennemerker på forurensning, ble analysert ved å benytte et massespektrometer som detektor på gasskromatografen. Disse aromaterne er naftalen, fenantren og dibenzotiofen og deres alkylerte derivater. Totalmengden av disse bestemmes med en nøyaktighet på noen få prosent ved å sette til kjente mengder av interne standarder til ekstraktene før analysen (GRAHL-NIELSEN, STAVELAND og WILHELMSEN 1978). Resultatene er gitt i Tabell 3.

Totalmengdene av hydrokarboner i de tre prøvene fra oppholdsbasenget var forholdsvis høye. Det kan ikke utelukkes at vannprøvene kan ha fått tilskudd fra oljen som ble brukt til smøring av den pneumatiske pumpen som ble benyttet ved uttak av prøvene. Det var dårlig samsvar mellom total hydrokarboner og utvalgte aromater i de to prøvene hvor de sistnevnte ble analysert.

I mangel av sikrere data vil likevel gjennomsnittsverdien på 322 $\mu\text{g}/\text{l}$ utvalgte aromater i utslippsbassenget (Tabell 3) bli benyttet i diskusjonen. Til sammenligning inneholdt prøver av utslippsvannet tatt i juni 1976 og oktober 1976 henholdsvis 160 og 150 $\mu\text{g}/\text{l}$ av de samme aromaterne.

Analysene av de utvalgte aromater gir et bedre grunnlag for diskusjonen enn analysene av total hydrokarboner. De er mer representative og bakgrunnsverdien i uforurensete prøver er tilnærmet lik 0. Blankverdier for analyseprosedyren er også lav i forhold til detekterte konsentrasjoner.

Før utpumpingen startet, ble det i 1 m like ved utslippet, stasjon A, (Fig. 12) ikke påvist aromater idet den målte verdi på 0,02 $\mu\text{g}/\text{l}$ ikke er større enn blankprøvene. Som nevnt i innledningen ble det heller ikke tidligere funnet forurensningshydrokarboner nær overflaten i dette området. På 10 og 15 meters dyp ble det derimot funnet betydelige mengder aromater, noe som må skyldes rester etter tidligere utpumper (Tabell 3).

På den samme stasjon like ved utslippet ble det ca. 20 minutter etter at utpumpingen startet, registrert store mengder aromater i 10 m dyp og spor i 1 m dyp. Noe av utslippsvannet ble ført til overflaten av luftbobler som ble observert sammen med farget vann. Like store mengder aromater ble også funnet i 10 m dyp på stasjon C en halv time etter at utpumpingen var avsluttet. Til sammenligning kan nevnes at tilsvarende konsentrasjoner ble funnet under produksjonsplattformen på Ekofisk i mai 1976 hvor fire prøver, tatt like ved utslippet som er i overflaten, inneholdt mellom 1,3 og 1,9 $\mu\text{g}/\text{l}$ av de utvalgte aromaterne.

Betydelige mengder aromater ble også senere funnet på stasjon D og H. På stasjon D viste to prøver, tatt med få minutters mellomrom, stor forskjell i innhold av hydrokarboner. Dette skyldes at de to prøvene ikke ble tatt i nøyaktig samme dyp.

Som angitt ovenfor var konsentrasjonene av rodamin og aromater i utslippsvannet henholdsvis 3600 $\mu\text{g}/\text{l}$ og 322 $\mu\text{g}/\text{l}$. Konsentrasjonene av rodamin i sjøen er angitt i Fig. 4-11 og av aromaterne i Tabell 3. Når maksimalkonsentrasjonene av rodamin i sjøen legges til grunn, er det dårlig overensstemmelse mellom fortyningene av de to komponentene idet rodamin er vesentlig mindre fortynt enn aromaterne. Forskjellen er størst i begynnelsen av eksperimentet. Det fremgår av figurene at utbredelsen av utslippsvannet er forholdsvis begrenset, både horisontalt og spesielt vertikalt hvor små forandringer i dybden betyr store forskjeller i konsentrasjonen. Sålenge fluorometeret og vannhenteren ikke ble brukt sammenkoblet, er en sammenligning mellom fortyningene av rodamin og hydrokarboner ikke mulig.

I de fire prøvene fra sjøen hvor både total hydrokarboner og utvalgte aromater ble bestemt (Tabell 3), er korrelasjonen mellom de to parametrene meget god ($r = 0.997$). Ved grafisk fremstilling av de to parametrene mot hverandre skjærer linjen akse for total hydrokarboner ved 19,6 $\mu\text{g}/\text{l}$. Dette er den gjennomsnittlige mengde av naturlig forekommende organiske komponenter som detekteres sammen med total hydrokarbonene ved den anvendte analysemetode. Denne verdien, avrundet til 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, må trekkes fra verdiene for

total hydrokarboner i Tabell 3 for at disse skal gi et riktigere bilde av innholdet av "olje" i prøvene. Til sammenligning nådde innholdet av "olje" i vannet under Ekofisk-Bravoutblåsningen maksimalverdier på mellom 300 og 400 µg/l. Erfaringer fra andre oljespill, hvor det har vært utført tilfredsstillende kjemiske analyser av forurenset vann, viser at konsentrasjonene av "olje" i vannet ikke kommer opp i høyere nivå enn dette.

SAMMENDRAG

Resultatene fra undersøkelsen viser at spillvannet lagres inn i meget tynne flak på ca. 1 m tykkelse. Selv etter 10 timer var den vertikale utbredelse av flakene mindre enn 3 m.

Innlagringsdypet er avhengig av lagdelingen i fjorden og tettheten på spillvannet. Under dette eksperimentet ble spillvannet lagret inn i flak mellom 10 og 20 m dyp. På grunn av de hydrografiske forholdene i fjorden vil utslippet bare unntaksvis stige til overflaten.

Dette viser at det er meget vanskelig - om ikke umulig - å få tolkbare resultater over spredningen av oljehydrokarboner med tradisjonell teknikk med bare vannprøver i faste punkter.

Det hydrografiske bakgrunnsmateriale som finnes fra Fensfjorden gjør det mulig å estimere innlagringsdybden til forskjellige årstider. En overvåking av hydrokarboninnholdet i vannet må baseres på slike estimater og på kartlegging av strømforholdene.

Konsentrasjonene av oljehydrokarboner var forholdsvis høye i det innlagrete spillvannet. Biologiske effekter kan ikke utelukkes ved slike nivåer. En biologisk undersøkelse i de aktuelle innlagringsdyp bør derfor gjennomføres.

REFERANSER

- AURE, J. og BILLFALK, L. 1975. Varmekraftverk i Bergensområdet. Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim juni 1975: 1-101.
- AURE, J. og NITTVÉ, A. 1976. Resipientundersøkelser ved Stavanger, del 2. Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim desember 1976: 1-56.
- GADE, H.G. 1970. Hydrographic Investigations in the Oslofjord. Geophysical Institute, University of Bergen, 1970 Rep. 24: 1-193.
- GRAHL-NIELSEN, O., STAVELAND, J.T. og WILHELMSEN, S. 1978. Aromatic hydrocarbons in benthic organisms from coastal areas polluted by Iranian crude oil. J. Fish. Res. Board Can. 35: 615-623.
- GYTRE, T. og SUNDBY, S. 1977. A new instrument for simple observations of current speed and direction in the field. Coun. Meet. int. Coun. Explor. Sea, 1977 (C:23); 15 s.
- HÆGH, T., ROSMANITH, P.P. og KVALVÅGNES, K. 1977. Undersøkelser ved raffineriet på Mongstad 1977. Rapp. Institutt for Kontinentalsokkelundersøkelser, Trondheim 1977 P82/B 1810 6822: 1-43.
- KULLENBERG, G. 1969. Measurements of horizontal and vertical diffusion in coastal waters. Kungl. Vetenskaps- och Vitterhets-Samhället, Göteborg Ser. Geophysical, 2: 1-52.
- KULLENBERG, G. 1974. An Experimental and theoretical investigation of the turbulent diffusion in the upper layer of the sea. Institutt for fysisk oceanografi, Københavns Universitet Jan. 1974 Rep. no. 25: 212 s. 43 fig.

- MATHISEN, J.P., NITTVE, A., SÆGROV, S. & THENDRUP, A. 1977. Resipientundersøkelser ved Stavangerhalvøya. Vassdrags- og Havnelaboratoriet, Trondheim desember 1977: 1-189.
- MONK, D.C., COWELL, E.B. and SYRATT, W.J. 1978. The littoral Ecology of the Area around Mongstad Refinery, Fensfjorden during the three years after Refinery Commission, 1975-1977. Rep. prepared for Rafinor A/S and Co., Mongstad. British Petroleum Company Ltd. : 1-59.
- RYE, H., BRUUN, P. og HOUMB, O.G. 1974. Wind Currents in the Langfjord, Norway. Rep. from the River and Harbour Laboratory, University of Trondheim, May 1974: 1-36.
- SYRATT, W.J. and COWELL, E.B. 1975. The littoral Ecology of the Area around Mongstad Refinery, Fensfjorden. Baseline Survey and Related Investigations 1971-1974. Rep. prepared for Rafinor A/S and Co., Mongstad. British Petroleum Company Ltd.: 1-28.
- AAREFJORD, F. 1977. Sublittoral flora og fauna i Fensfjorden. Hardbunn. En fotodokumentasjon. 1977. Undersøkelse utført for Rafinor A/S & Co., Mongstad. I/S Miljøplan, Høvik : 1-11.

FISKEN OG HAVET SERIE B

Oversikt over tidligere artikler finnes i tidligere nr.

1979 Nr. 1 Else Ellingsen: Foreløpige undersøkelser av reke-
larvens (Pandalus borealis Kroyer) forekomst over et
rekefelt i sørlige Norge.