

Fisken og Havet, 1992

(Særnummer 2) ISSN 0802-0620

MILJØRAPPORT FOR 1992

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Januar 1992

645/b 92

INNHOLD

FORORD

SAMMENDRAG	7
1. INNLEDNING	11
2. MILJØTILSTANDEN I VÅRE HAVOMRÅDER I 1991	
2.1 Barentshavet	13
2.1.1 Fysiske miljøforhold	13
2.1.2 Plankton- næringsgrunnlaget for lodde	15
2.2.3 Miljøgifter – overvåking av radioaktivitet	18
2.2 Norskehavet	21
2.3 Nordsjøen-Skagerrak	23
2.3.1 Fysisk klima	23
2.3.2 Næringsalter	26
2.3.3 Miljøforholdene i Skagerrak	31
2.3.4 Miljøgifter	34
2.4 Kysten og fjordene	36
2.4.1 Fysisk klima	36
2.4.2 Skadelige alger	39
2.4.3 Miljøgifter	41
3. REKRUTTERING TIL FISKEBESTANDENE	
3.1 Sild	42
3.2 Lodde	42
3.3 Yngelundersøkelser i april-mai	45
3.4 Yngelundersøkelser i juli	49
4. UTVALGTE GLIMT FRA FORSKNINGSAKTIVITETENE I 1991	
4.1 Modellering av drift av tobislarver i Nordsjøen	51
4.2 Kun en liten del av sildelarveproduksjonen i 1990 overlevde fram til fullt rekruttert årsklasse	53
4.3 Bevis for at Nordsjøsildefiltrerer den Norsk- Vårgytende sildestammen	55
4.4 Et nytt system for overføring av data	56
4.5 Langtidsvariasjoner i planktonbestanden- samspill med fiskebestandene	60
4.6 Noen resultater fra prosjektet Nordnorsk Kystøkologi	61
4.7 Har torskeeggets flyteevne betydning for rekrutteringen?	62

4.8	Hvorfor blir det dårlige årsklasser i kalde år? – en hypotese	63
4.9	Dyreplanktonekskrementer – en viktig brikke i det marine økosystemet	64
4.10	Skader på ungfisk fra skyting med luftkanoner	67
4.11	Marine organismers følsomhet for olje	68
5.	EN VIKTIG PLOBLEMSTILLING I 1991	
5.1	Organiske miljøgifter – Den største trusselen mot økosystemet i havet? av Jarle Klungsøyr.....	73

FORORD

I arbeidet med denne rapporten har en vesentlig del av Miljøsenderets stab bidratt. For å lette videre forespørsler, er det laget en liste over de forskere som har hatt hovedansvaret for utarbeidelsen av de enkelte deler:

Havklima	J. Aure, J. Blindheim, D. Danielssen, H. Loeng, E. Svendsen
Plankton og alger	J. Aure, E. Dahl, A. Hassel, T. Noji, H.R. Skjoldal
Næringsalter	J. Aure, E. Dahl, L. Føyn
Miljøgifter, økotoksikologi	J. Klungsøyr, B. Serigstad
Rekruttering til fiskebestandene	H. Bjørke, J.P. Berntsen, J. Dalen, P. Fossum, O.S. Kjesbu, P. Solemdal
Instrumentering, metoder	T. Gytre

P. Fossum har fungert som redaktør.



SAMMENDRAG

Variierende tilførsler av og egenskaper i Atlanterhavsvannet bestemmer i stor grad klimaforholdene i våre havområder, og innstrømningen i Færøy-Shetlandområdet gjenspeiles ofte i tilsvarende variasjoner i Barentshavet og ved Svalbard to til tre år senere. Overgangen fra en kald periode til en påfølgende varm har gitt gode forhold for produksjon av store årsklasser i fiskebestandene de siste årene.

Det er flere signaler om at innstrømningen av Atlanterhavsvann til Barentshavet vil avta noe i årene som kommer. Derfor må vi anta at temperaturen vil avta i hele Barentshavet i 1992, men den vil fortsatt være høyere enn langtidsmidlet, spesielt i første halvår. Mot slutten av året kan temperaturen falle ned mot middelverdien, og muligens noe lavere.

Sammenlignet med midlet lå temperaturen i 1991 mellom 0,6–1,1°C høyere enn middelverdien for perioden etter 1970 i våre nordlige havområder. I 1990 var det særdeles høye temperaturer i de øverste 50 m. Selv om temperaturen i 1991 også var relativt høy, var den 1–2°C lavere enn året før. Saltholdigheten viser de samme trekkene som temperaturen, og var også høyere enn middelverdien for perioden 1970–1989.

Havforskningsinstituttet startet i 1991 en basisundersøkelse i Barentshavet for bedre å kartlegge belastningen

av tungmetaller og organiske miljøgifter. Undersøkelsen forgår i samarbeide med russiske forskere. Arbeidet inngår som en del av et kommende internasjonalt program som skal ta for seg miljøsituasjonen i hele Arktis. I 1991 ble det samlet inn sedimentprøver og fiskeprøver for analyse av tungmetaller og organiske miljøgifter. Foreløpig er bare en liten del av prøvene analysert. Nesten alle organiske miljøgifter som er påvist i industrialiserte strøk er også registrert i Barentshavet, men i meget små konsentrasjoner. Siden de akkumuleres oppover i næringskjeden, venter en de høyeste konsentrasjonene i dyr på toppen av næringskjeden.

Som følge av Tsjernobylulykken ble Havforskningsinstituttet pålagt å bygge opp en beredskap for måling av radioaktivitet i det marine miljøet. Data-mengdene som finnes fra Barentshavet og Norskehavet er begrensede, og vår innsats har derfor blitt konsentrert til de nordlige områdene. Vi har i 1991 tatt vann- og sedimentprøver ved vraket av den sovjetiske ubåten sørvest for Bjørnøya. I vannprøvene ble det funnet et noe forhøyet nivå av cesium-137. Dette kan indikere en svak lekkasje av radioaktivitet fra ubåten. Sedimentprøvene er ennå ikke analysert.

Det er også tatt 47 sedimentprøver over et stort område i Barentshavet. Disse prøvene vil bli analysert i 1992

for om mulig å kartlegge tidligere dumping av radioaktivt avfall fra sovjetisk side.

I 1989, 90 og 91 var temperaturen ekstremt høy i bunnvannet i den sentrale nordlige Nordsjøen, med maksimum i 1990. Bortsett fra overflatelaget var havklimaet i disse årene det varmeste man har hatt i de siste 50 år, og sannsynligvis også varmest av de siste 120 år.

Målinger av kyststrømmen ved Utsira viser at overflatetemperaturen vinteren 1990 var ca. 2°C varmere enn normalt. Andre data viser at varmemengden i store deler av Nordsjøen var ekstremt høy i 1990 og tilsvarende grovt sett den «predikerte» drivhuseffekten.

Et stort internasjonalt program som omfatter overvåking og kartlegging av miljøgifter i Nordsjøen og studier av effektene disse medfører på miljøet ble innledet i 1990. Analyser har vist at det høyeste innholdet av organiske miljøgifter i sedimenter finnes i de dype partier av Norskerenna. Dette har sammenheng med Norskerennas betydning som sedimentasjonsområde for materiale fra hele Nordsjøen. En del analyseresultater på torsk foreligger også, og viser at konsentrasjonene av PCB i torsken fra Kattegatt ligger opp imot det som er rapportert fra de mest belastede sydlige deler av Nordsjøen. Annen fisk fra Skagerrak/Kattegatt inneholder også betydelige mengder organiske miljøgifter i lever, spesielt dypvannsfisk fra Norskerenna.

Skagerrak var i 1991, som de fire foregående årene, preget av en tildels mild vinter, men ikke på langt nær så mild som i 1990. Siden 1986 har det

også vært en stagnasjon i dypvannet i Skagerrak med en gradvis reduksjon av oksygen, og samtidig en gradvis økning av næringssaltkonsentrasjonene. Årsaken til dette synes å ha vært de milde vintrene i Nordsjøområdet. Våren 1991 foregikk det imidlertid en fornyelse av dypvannmassene i Skagerrak som resulterte i en økning av oksygenkonsentrasjonen og en reduksjon av næringssaltene. Totalt sett var det lite alger i 1991 etter våroppblomstringen bortsett fra en oppblomstring av *Gyrodinium aureolum* i august, noe som også ble observert i 1990.

Oppblomstringen av den skadelige mikroalgen *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden i mai/juni 1991 førte til tap av ca 700 tonn oppdrettsfisk (laks) i ca 12 anlegg spredt fra Steigen/Svolværområdet i sør til Gratangen i nord. Oppblomstringen startet sannsynligvis i de indre delene av Ofotfjorden/Tysfjord i forbindelse med en uvanlig tidlig vårflom i siste del av april, kombinert med klarvær og lite vind. I de siste årene har det imidlertid vært observert tildels lave oksygenverdier og høye næringssaltkonsentrasjoner i indre del av Ofotfjorden i forbindelse med overvintring av store mengder sild (1–1.5 mill. tonn). Det kan derfor ikke utelukkes at den organiske belastningen på fjorden i løpet av overvintringsperioden kan ha virket selektivt på mikroalger av *Chrysochromulina* – typen.

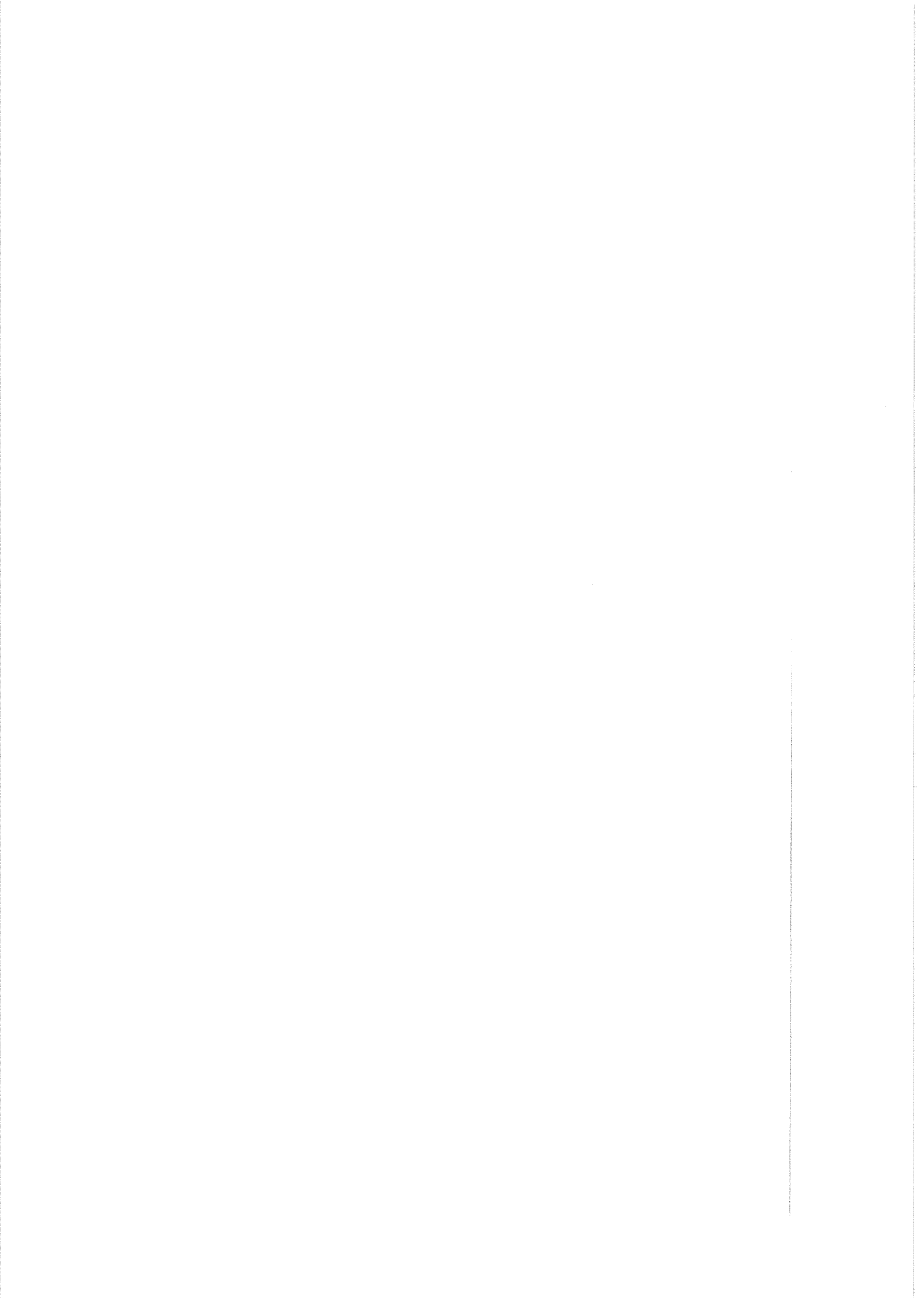
Mengdeindeksene for torsk og sild i 1991 var de største som noensinne er målt i disse undersøkelsene, noe som indikerer en god årsklasse av torsk og sild. Hovedgytingen av sild fant også i

år sted på Sunnmørsfeltene, men larveundersøkelsene viser også en utstrakt gyting sør for Stad.

Vi må tilbake til 1985 for å finne utbredelsen av sei yngel så langt nord som i 1991, og mengdeindeksen var den nest største siden undersøkelsene tok til i 1985.

Larveindeksen for lodde var bare en tredjedel av den som ble funnet i 1990. Dette var ikke hva vi forventet på forhånd da gytebestanden var 4 ganger større i 1991 i forhold til 1990. En mulig årsak er store mengder småsild av 1989–90 årsklassene som oppholder seg i loddelarvenes utbredelsesområde og beiter på disse.

Siden det er en nær sammenheng mellom temperaturforhold og rekruttering av fisk, er det rimelig å anta at forholdene for gode årsklasser blir mindre gunstige i 1992 enn i de 2–3 siste årene. Den relativt høye temperaturen første halvår kan gi et godt grunnlag. Imidlertid er det mest naturlig å anta at årsklassene i 1992 ikke blir mer enn middels, og man må ikke bli overrasket om man får svake årsklasser. I så fall vil 1992 kunne bli det første året av flere med svake årsklasser.



1. INNLEDNING

Virksomhetsidéen til Senter for marint miljø er å drive tverrfaglig forskning av høy vitenskapelig kvalitet på de marine økosystemer. Senteret skal være rådgiver for fiskeri- og miljøvern-

myndigheter og medvirke til å legge grunnlaget for en helhetsforvaltning av våre havområder basert på en bærekraftig utnyttelse av havmiljøet og de levende ressurser. Miljøsenderets forsk-

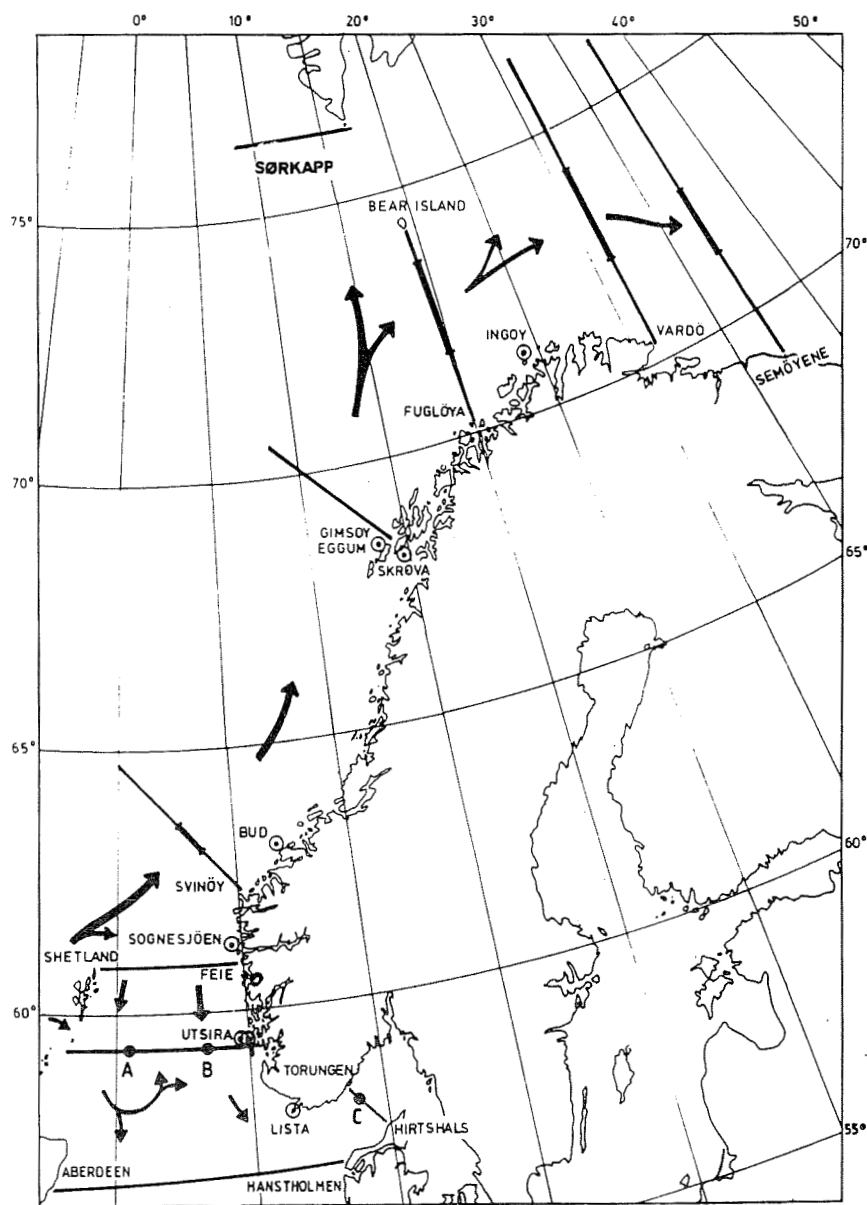


Fig. 1. Faste stasjoner ⊙ og snitt – samt de viktigste transportruter for atlantisk vann.

ningsaktiviteter i 1991 har vært organisert i følgende fem programmer: Havklima, Marine økosystemer, Rekruttering hos fisk, Havforurensning samt Metode- og Instrumentutvikling.

Denne rapporten tar sikte på å beskrive miljøtilstanden i 1991 for våre kyst- og havområder. Miljø er da definert så vidt at det omfatter fysiske og kjemiske parametere, plankton og de tidligste stadiene i fiskens liv. Den inkluderer også informasjon om spesielle begivenheter i dette året og har med endel utvalgte glimt fra forskningsaktivitetene. I tillegg er det tatt med en lengre artikkel om et emne som har vakt offentlighetens interesse i foregående år.

Tilstanden i havmiljøet i våre farvann bestemmes i stor grad av forholdene i strømsystemene. Her er Den norske atlantehavsstrøm og Den norske kyststrøm av største betydning. Atlantehavsstrømmen kommer inn i Norskehavet hovedsaklig mellom Shetland og Færøyene (Fig. 1). Hovedgrenen følger egga-kanten nordover langs norskekysten mens noe trenger inn i

Nordsjøen. Egenskapene i vannmassene til Atlantehavsstrømmen og Kyststrømmen, såvel som de varierende vannvolum disse transporterer, bestemmer i stor grad klimatilstanden i våre nære havområder.

For å overvåke denne, måler Havforskningsinstituttet i en rekke standardsnitt og på faste stasjoner langs kysten. I tillegg taes det en stor mengde observasjoner i de forskjellige havområder for å kartlegge den romlige fordelingen av de aktuelle parametere.

Posisjoner for standardsnitt og faste stasjoner er vist i Fig. 1. De uthevede områdene på snittene ved Svinøy, Fugløya – Bjørnøya og Vardø samt de faste stasjonene ved Utsira, Bud og Skrova er nærmere omtalt i teksten. På de faste stasjonene blir det observert 1–3 ganger i måneden mens standardsnittene blir gjennomført 1–6 ganger i året. Måleseriene for de faste snittene går for noens vedkommende tilbake til midten av 50-årene mens tidsseriene for de faste stasjonene går mer enn 50 år tilbake.

2. MILJØTILSTANDEN I VÅRE HAVOMRÅDER I 1991

2.1 Barentshavet

2.1.1 Fysiske miljøforhold

På samme måte som året før har temperaturen i 1991 vært betydelig høyere enn middelverdien for perioden etter 1970. Fig. 2 viser temperatur i snittene Fugløya-Bjørnøya, Vardø-N og Semøyene-N i månedskiftet august/september. På denne årstiden hadde temperaturen i de to vestligste snittene avtatt noe siden 1990, mens det lengre øst har vært en temperaturøkning med 0,7°C. Dette var som ventet, siden det tar noe lengre tid før endringer i de fysiske

miljøforhold får full effekt i øst enn i vest.

Vi kan se mer detaljert på temperaturutviklingen i 1991 ved å studere Fig. 3. Figuren viser temperatur og saltholdighet sammenlignet med middelverdien for perioden 1977–1990 og forholdene i 1990. Sammenlignet med midlet lå 1991-verdiene mellom 0,6–1,1°C høyere. I forhold til 1990 var det noe høyere temperaturer i første kvartal, og med rekordnotering i mars. Resten av 1991 lå temperaturen 0,1–0,4°C lavere enn 1990. Langs snittet Vardø-N var ten-

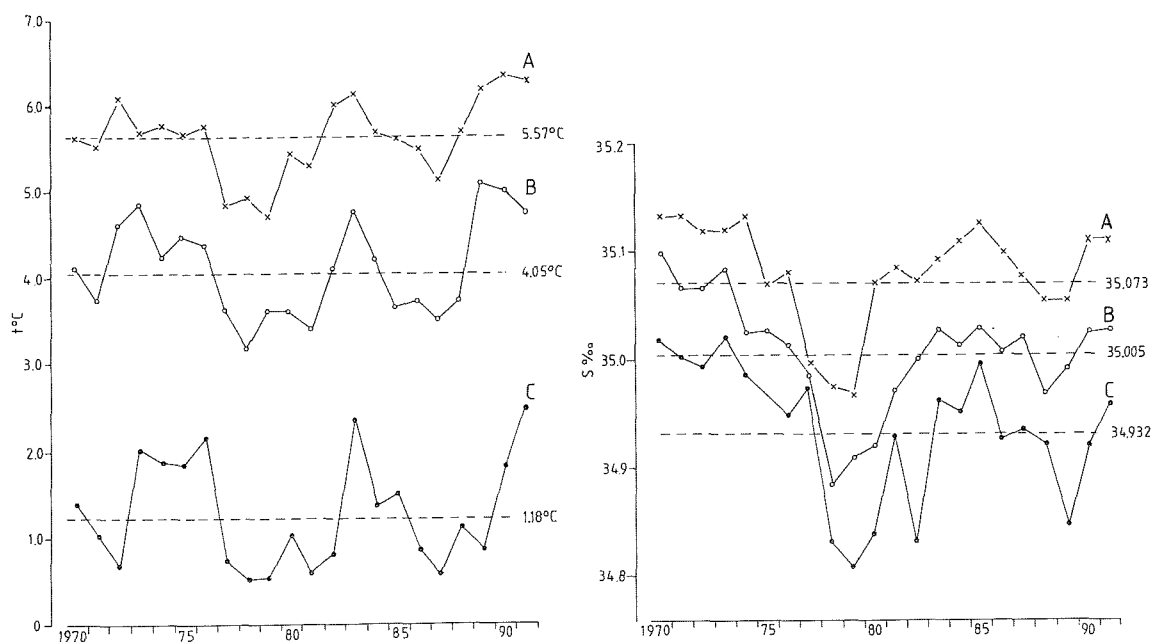


Fig. 2. Temperatur og saltholdighet i snittene Fugløya-Bjørnøya (A), Vardø-N (B) og Semøyene-N (C). Middelverdien for perioden 1970–1989 er stiplet inn for hvert snitt.

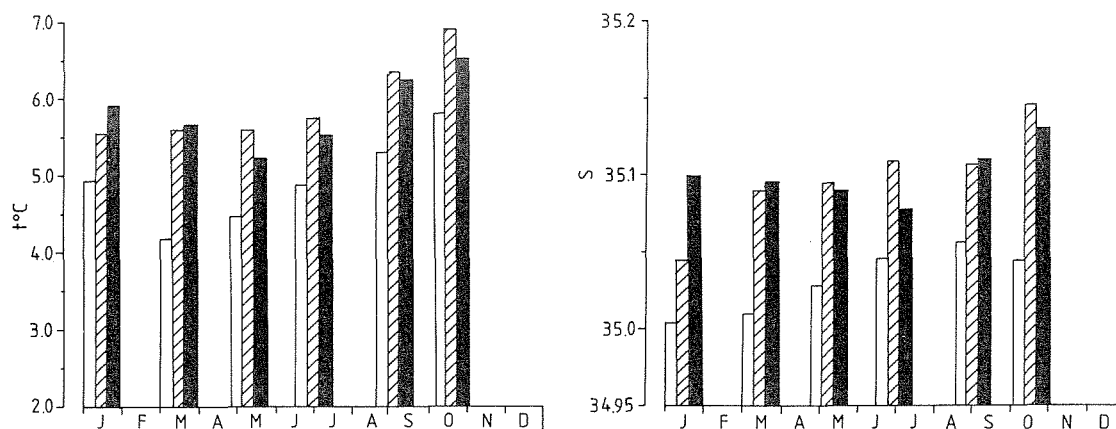


Fig. 3. Utviklingen i temperatur og saltholdighet i snittet Fugløya-Bjørnøya gjennom året. Åpen kolonne er middelverdien for perioden 1977-1990, skravert kolonne er verdiene i 1990 og den svarte kolonnen er verdiene for 1991.

densen den samme mens Semøyene-snittet viste betydelige høyere verdier i 1991 enn i 1990. Forskjellen var så stor som 1,4°C om vinteren, avtakende til 0,7°C på sensommeren. Sammenlignet med langtidsmidlet var imidlertid temperaturen i øst ca 1,5°C høyere i hele 1991.

Saltholdigheten viser de samme trekkene som temperaturen. Fig. 2 viser at i alle snittene var saltholdigheten høyere en middelverdien for perioden 1970-1989. I forhold til året før var endringene minimale i vest, mens det i øst hadde vært en økning. Ser vi igjen mer nøye på utviklingen gjennom året, vises den for snittet Fugløya-Bjørnøya i Fig. 3. Som for temperaturen var verdiene i første kvartal noe høyere enn året før, mens resten av året hadde noe lavere verdier.

1990 var karakterisert med særdeles høye temperaturer i de øverste 50 m. Selv om temperaturen i 1991 også var relativt høy, så var den 1-2°C lavere enn året før, og med de største forskjellene i sørøst. Dette skyldes mindre

oppvarming fra atmosfæren, noe som også gjenspeiler seg i isforholdene. Til tross for lite is gjennom hele vinteren ble ikke hele havet isfritt i løpet av sommeren. Bare i området mellom Novaja Zemlja og Frans Josefs land var havet helt isfritt, mens det fra Kong Karls Land og østover til ca 45°Ø var en istunge sørover til omtrent 78°N nesten hele sommeren og høsten. Dette skyldes en noe relativt kald sommer. Derimot er isforholdene om vinteren bestemt av varmemengden i det innstrømmende Atlanterhavsvannet, og det var dette som førte til lite is gjennom vinteren 1991. Året som helhet hadde noe mindre is enn normalt (Fig. 4). Ser vi framover mot vinteren 1992 og anvender erfaringene fra tidligere år, kan man forvente relativt gode isforhold hele vinteren igjennom. Helt i vest vil nok hele Svalbardbanken bli dekket i en kortere periode, men lenger øst vil isgrensen stort sett ligge mellom 75-76°N hele vinteren. Kysten av Novaja Zemlja vil bli isdekket, men dette vil neppe bre seg særlig langt vest.

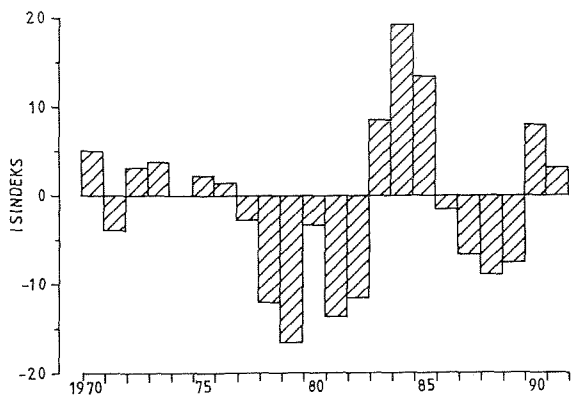


Fig. 4. Isindeks for perioden 1970–1990. Negative verdier betyr mye is, positive verdier lite is.

Hva kan vi så vente oss videre i utviklingen av de fysiske miljøforholdene i 1992? Utviklingen i året som har gått gjør det vanskelig å komme med en like sikker og god prognose som vi gjorde i fjor. Temperaturutviklingen vil avhenge av aktiviteten på innstrømmningen av Atlanterhavsvann. Det er flere signaler om at denne aktiviteten vil avta noe i årene som kommer. Derfor må vi anta at temperaturen vil avta i hele Barentshavet i 1992, men den vil fortsatt være høyere enn langtidsmidlet, spesielt i første halvår. Mot slutten av året kan temperaturen falle ned mot middelverdien, og muligens noe lavere.

Siden det er en nær sammenheng mellom temperaturforhold og rekruttering av fisk, er det rimelig å anta at forholdene for gode årsklasser blir mindre gunstige i 1992 enn i de 2–3 siste årene. Den relativt høye temperaturen første halvår kan gi et godt grunnlag. Imidlertid er det mest naturlig å anta at årsklassene i 1992 ikke blir mer enn middels, og man må ikke bli overrasket om man får svake årsklasser. I så fall vil 1992 bli det første året av flere med svake årsklasser.

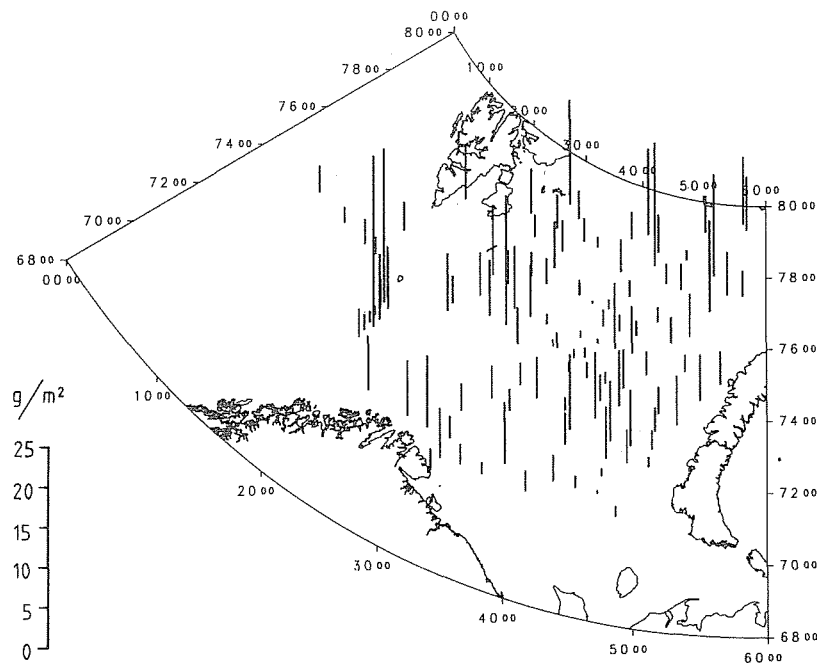
2.1.2 Plankton – næringsgrunnlaget for lodde

Havforskningsinstituttet har gjennomført omfattende målinger av plankton i Barentshavet siden 1979. Fra 1986 har mengde dyreplankton vært kartlagt om høsten på flerbestands- og loddetoktene. På toktene i september–oktober 1991 ble det tatt prøver fra det meste av Barentshavet med vertikale håvtrekk. Fordelingen av dyreplankton biomasse som gram tørrvekt pr. kvadratmeter overflate er vist i Fig. 5. Som det fremgår av figuren var det betydelig variasjon i dyreplanktonmengden med relativt lave verdier i enkelte områder av det sentrale Barentshavet.

Fig. 6 viser gjennomsnittlig biomasse i de 7 hovedområdene av Barentshavet som brukes i flerbestandsmodellen (MULTSPEC) ved Havforskningsinstituttet. Resultatene fra høsten 1991 er her sammenholdt med tilsvarende data fra flerbestandstoktene i 1986–90 og august 1985. Figuren må tolkes med varsomhet da antall prøver og dekningsgrad innen hvert område har variert en del.

Dyreplanktonbiomassen viser ingen store forskjeller mellom 1991 og året før. De viktigste områdene for lodde er 7, 8 og 5. I disse områdene var biomassen høsten 1991 på samme nivå som i 1990. Dette er noe overraskende på bakgrunn av at loddebestanden nå er stor og veksten i 1991 var dårlig. En skulle da forvente at dyreplanktonet var mer nedbeitet og biomassen lavere i 1991. Det kan være flere grunner til at dette tilsynelatende ikke er tilfelle. Et forhold er hvordan dyreplanktonet er fordelt i vannsøylen. Siden lodde i

Fig. 5. Biomasse av dyreplankton i Barentshavet høsten 1991. Prøver inn-samlet med vertikale håv-trekk fra bunn til overflate på toktene i september-oktober. Verdiene er tørrvekt som gram pr. m².



hovedsak bruker synet for å lokalisere og fange byttedyrene, vil dyreplankton som står dypt være mindre utsatt for nedbeiting enn plankton som står i overflatelaget. Arts- og størrelsesfordelingen av dyreplanktonet kan også bety noe i denne forbindelse. Dette er ikke nærmere vurdert ennå.

Et annet forhold er hvordan lodda er fordelt under næringsvandringen om sommer og høst da beitingen i hovedsak skjer. Dersom lodda går konsentrert i få men tette forekomster vil beitepresset på de nære omgivelsene være stort, og mattilgangen for de enkelte individer tilsvarende dårlig. Med en slik fordeling vil ikke nødvendigvis hele det tilgjengelige beiteområdet bli oppsøkt og næringspotensialet i fullt mon utnyttet. Dette kan være en årsak til det tilsynelatende paradoks at en stor loddebestand med dårlig individuell vekst ikke har etterlatt et sterkere nedbeitet havområde. Høsten 1991 ble de

største konsentrasjonene av lodde funnet rundt 77 til 78°N i det sentrale og østlige Barentshavet. Fig. 5 viser at dyreplanktonmengden var lav på mange stasjoner i og sør for dette området. Fig. 7 viser et plott av dyreplankton biomasse mot loddemengde for innsamlingsstasjonene i Barentshavet høsten 1991. Selv om det er stor spredning på punktene er det en tendens til at dyreplanktonmengden er størst der det er lite lodde og omvendt.

Det arbeides nå ved Havforskningsinstituttet med å utvikle en modell for loddevandring og vekst koblet til modeller for havstrømmer og plankton. Siktemålet er å kunne bruke slike modeller som et verktøy i arbeidet med å gi prognoser for vekst hos lodde. Innsamling og kartlegging av planktonmengde om høsten vil bli fortsatt for å gi et datagrunnlag for beregning av overvintrende dyreplankton og oppstart av modeller for produksjonen

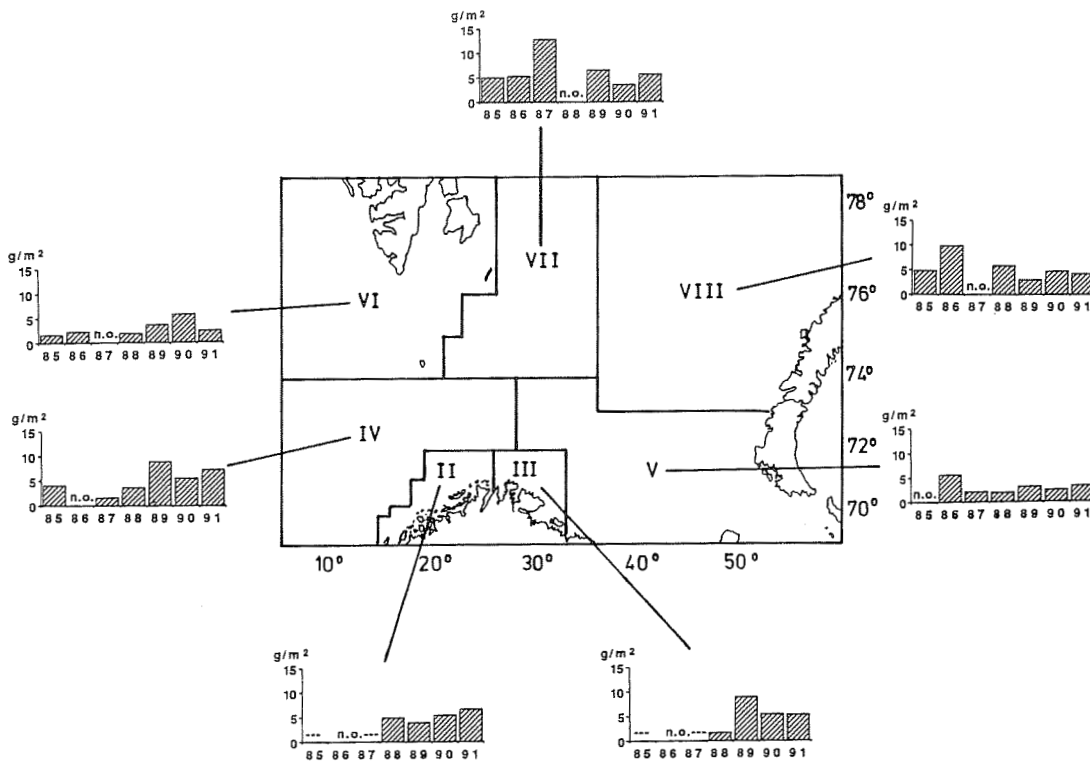


Fig. 6. Gjennomsnittlig biomasse av dyreplankton om høsten i hovedområder av Barentshavet fra 1985 til 1991. Verdiene er gram tørrvekt pr. m² av dyreplankton fanget i vertikale håvtrekk fra bunn til overflate. n.o. – ingen observasjoner.

kommende vekstsesong. Før et slikt verktøy er utviklet er det mulig bare å gi grove prognoser for forventet utvikling.

Loddebestanden er nå som nevnt stor. Høsten 1991 ble bestanden målt til ca. 7 millioner tonn hvorav ca. 5 mill. tonn utgjordes av 2-åringene fra 1989-årsklassen. Ett-åringene var også

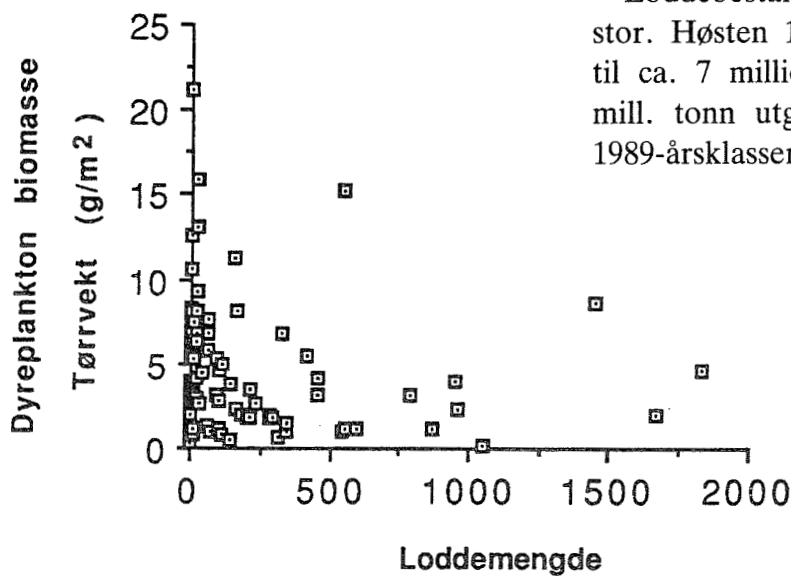


Fig. 7. Dyreplankton biomasse som gram tørrvekt pr. m² mot loddemengde for innsamlingsstasjonene i Barentshavet høsten 1991.

tallrike og utgjorde ca. 1.5 millioner tonn. Loddas beiting er størrelsesavhengig og eldre lodde beiter i stor grad på større bytteorganismer som krill og amphipoder. Med den store mengde 3-åringer det vil være i 1992 må en forvente at bestandene av større byttedyr som krill, amphipoder og også store copepoder blir sterkt beskattet. Vi har nå hatt en langvarig periode med relativt høy temperatur og god innstrømning til Barentshavet. Det må forventes at innstrømningsaktiviteten vil avta og temperaturforholdene forverres i de kommende år. Transport av nytt plankton fra Norskehavet til Barentshavet vil derfor også kunne bli redusert. Disse forholdene gjør at en må forvente relativt dårlig vekst for lodde i 1992. En viktig faktor for den realiserte vekst vil være hvor tette loddeforekomstene er og hvor stort areal som blir utnyttet som beiteområde.

2.1.3 Miljøgifter – overvåking av radioaktivitet

Barentshavet har vært regnet som et havområde som i liten grad påvirkes av forurensning, fjernt som det ligger fra tette befolkningsentra og høyt industrialiserte områder. Undersøkelser har imidlertid vist at også Barentshavet påvirkes av kjemisk forurensning. Havforskningsinstituttet har derfor startet en basisundersøkelse i området for bedre å kartlegge belastningen av tungmetaller og organiske miljøgifter. Basisundersøkelsen som startet 1991, foregår i samarbeide med russiske forskere fra PINRO og Murmansk hydrometeorologiske senter. Arbeidet inngår som

en del av et kommende internasjonalt program som skal ta for seg miljøsituasjonen i hele Arktis, Arctic Monitoring and Assessment Program (AMAP).

På toktet med «Johan Hjort» september/oktober 1991 ble det samlet inn sedimentprøver og fiskeprøver for analyse av tungmetaller og organiske miljøgifter. Tungmetaller som bly, kadmium, kvikksølv og nikkel kan utgjøre en trussel mot det marine miljø. Essensielle biokjemiske funksjoner i levende organismer forstyrres av tungmetaller. Metallene, spesielt de som forekommer i organisk bundet form, akkumuleres lett i næringskjeden, og organismenes evne til å skille dem ut kan være liten. Tungmetallinnholdet i de senere års avsetninger i isbreer i Arktis er høyere enn i førindustriell tid, og dette tyder på at industrielle kilder spiller en rolle. Tungmetaller transporteres fra industrialiserte områder og nordover mot Barentshavet både med vann og luft. Atmosfærisk transport er sannsynligvis viktigst for spredningen. Selv om belastningen av tungmetaller i Arktiske strøk har økt i industriell tid, er allikevel nivåene i hovedsak langt lavere enn nær industrialiserte strøk. Det gjenstår imidlertid en god del kartleggingsarbeide før en har god nok oversikt over situasjonen. Lokale utslipp fra bl. a. Kolahalvøya medfører økt belastning langs deler av kyststrekningen mot Barentshavet. Effekten av lokale utslipp er dårlig kjent.

I Barentshavet er det utført et begrenset antall undersøkelser av forekomsten av organiske miljøgifter som PCB og PAH. Kildene og transportrutene er lite kjent. De organiske miljø-

giftene har global utbredelse. Nesten alle organiske miljøgifter som er påvist i industrialiserte strøk er også registrert i Barentshavet. Siden de akkumuleres oppover i næringskjeden, er de høyeste konsentrasjonene funnet i dyr på toppen av næringskjeden. At organiske miljøgifter utgjør et problem kan vises ved å oppsummere noen registrerte nivåer av PCB i fett til organismer fra Barentshavet og omkringliggende områder: polarmåke, 65 ppm («parts per million» = mg kg⁻¹); isbjørn, 20 ppm; polarrev, 10 ppm; spermasethval, 5 ppm; sel, 3 ppm. I torskelever er det funnet midlere PCB verdier på 0.5 ppm.

Analysene av innholdet av organiske miljøgifter i materiale innsamlet i Barentshavet 1991 er startet opp, men resultatene vil først være klare i 1992. Nye innsamlinger vil bli foretatt i 1992 og 1993. Det gjøres målinger av de samme stoffgruppene som inngår i pågående internasjonale overvåkningsprogram i Nordsjøen (Kap. 2.3.4).

Tsjernobylulykken medførte at våre myndigheter på ny rettet oppmerksomheten mot radioaktiv forurensning i miljøet. Som følge av dette ble Havforskningsinstituttet pålagt å bygge opp en beredskap for måling av radioaktivitet i det marine miljøet. En viktig forutsetning i beredskapssammenheng er å ha god kjennskap til de nivåer av radioaktiv forurensning som allerede finnes i våre havområder. Samtidig er det også viktig med godt innarbeidete metoder for analyse av de forskjellige radionuklider. Dette arbeidet er prioritert og baseres på et nært samarbeid spesielt med Isotoplaboratoriet, NLH,

men også med Statens Institutt for Strålehygiene og Institutt for Energiteknikk. De antropogene (menneskeskapte) radionuklider som finnes i havet stammer vesentlig fra anlegg for repressering av brukt kjernekraftbrensel, prøvesprengningene i atmosfæren på 50- og 60- tallet og Tjernobylulykken. I tillegg kan komme uidentifiserte kilder som de påståtte dumpingene av radioaktivt materiale i Barents- og Karahavet. Innholdet av antropogene radionuklider i Nordsjøen er tidligere kartlagt av andre lands institusjoner og følges der kontinuerlig. Datamengdene som finnes fra Barentshavet og Norskehavet er begrensede, og vår innsats har derfor blitt konsentrert til de nordlige områdene.

Overvåkingen består i å ta prøver av sjøvann og sedimenter og analysere disse. Sjøvannet blir i første omgang analysert for innhold av radioaktivt cesium. Cesium-137 er en god indikator på utslipp av radioaktivitet fordi den sammen med strontium-90 er den viktigste av fisjonsproduktene. Hvis det finnes forhøyde verdier av cesium-137 i en prøve kan det gjøres videre undersøkelser for å identifisere andre isotoper i prøven. Et hvert type utslipp har sin spesielle sammensetning av radioaktive isotoper. Opplysninger om sammensetningen kan dermed identifisere kilden til utslippene.

Vi har i 1991 analysert vann- og sedimentprøver tatt ved vraket av den sovjetiske ubåten sørvest for Bjørnøya i oktober 1990. Resultatene viste at innholdet av cesium-137 i sjøvannet var mindre enn 5Bq/m³ og innholdet av cesium-137 i sedimentene ikke lot seg

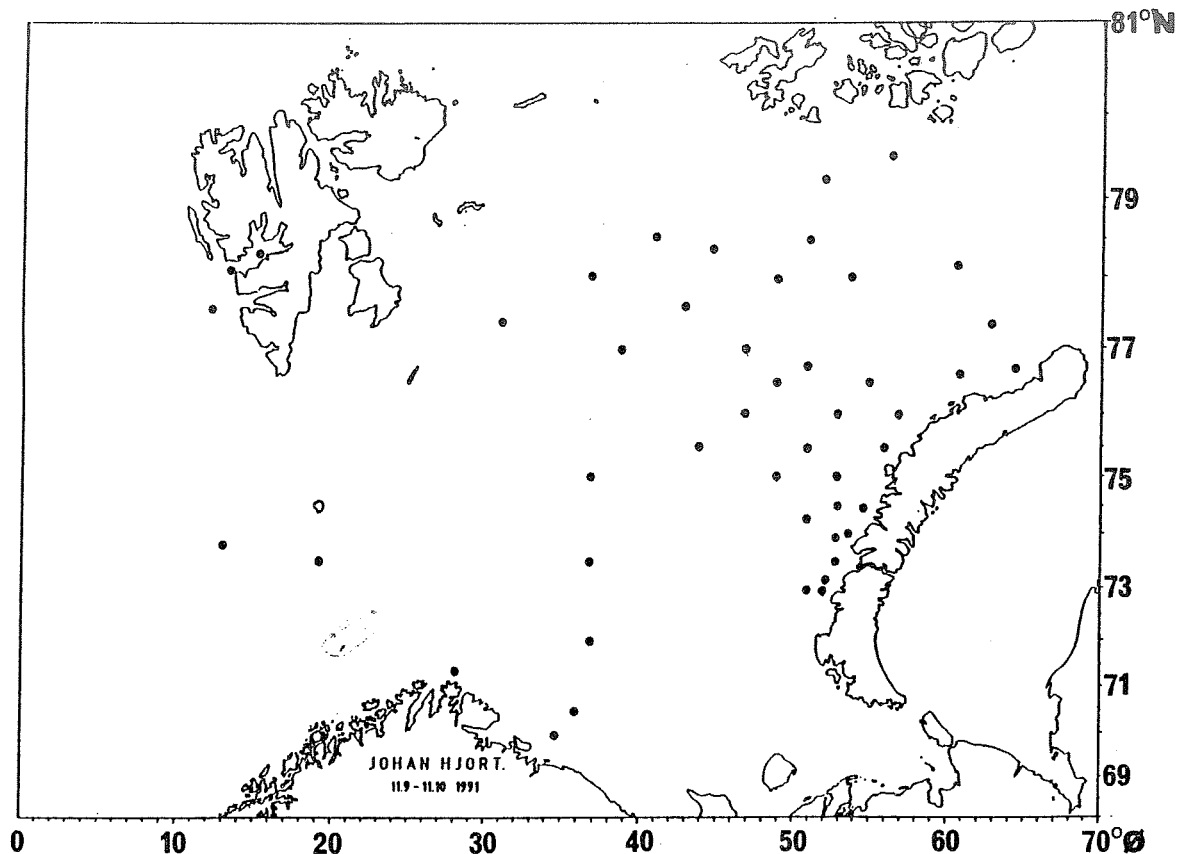


Fig. 8. Kart over Barentshavet hvor punktene viser stasjoner hvor det er tatt sediment-, vann- og/eller fiskeprøver for analyse av radioaktive isotoper, tungmetaller og organiske miljøgifter. Innsamlingen foregikk med F/F Johan Hjort 11.9–11.10 1991.

påvise. Konklusjonen kan dermed være at utslipp fra vraket pr. oktober 1990 ikke er identifiserbart, men mer sannsynlig er det at vi ikke har vært nær nok ubåten som ligger på 1650 m dyp med våre prøvetakere til å registrere utslipp av små mengder radioaktivt materiale. I oktober 1991 ble det igjen tatt vann- og sedimentprøver ved vraket av den sovjetiske ubåten. Denne gangen var vi helt inntil vraket med prøvetakerne, vraket ble faktisk registrert på ekkoloddet. I vannprøvene ble det funnet at innholdet av cesium-137 var over tre ganger det forventede ni-

vå. Sedimentprøvene er ikke analysert ennå.

Det er tatt 47 sedimentprøver fra Barentshavet, se Fig. 8. Disse prøvene analyseres i 1992 for om mulig å kartlegge tidligere dumping av radioaktivt avfall fra sovjetisk side.

I juni 1991 deltok vi på et tokt i Barentshavet ombord på det sovjetiske forskningsfartøyet «Akademik Boris Petrov» med forskere fra Vernadsky Instituttet i Moskva. Formålet var å sammenligne metoder for prøvetagning, preparering og analyse. Samarbeidet har for Havforskningsinstituttet

resultert i ny metode for preparering av prøver for cesiumanalyse, denne metoden er velegnet for bruk ombord i et forskningsfartøy.

2.2 Norskehavet

Idet våre havområder avgir varme til atmosfæren gjennom mer enn halvparten av året, er varmen som transporteres med havstrømmene av avgjørende betydning for temperaturforholdene i disse områdene. Det forholdsvis varme atlantehavsvannet som føres med Den norske atlantehavsstrømmen, preger derfor forholdene i Norskehavet helt opp til Svalbard, og i Barentshavet. Variasjoner i innstrømmingen i Færøy-Shetlandområdet gjenspeiles derfor ofte i tilsvarende variasjoner i Barentshavet og ved Svalbard to til tre år senere. Selv om dette gjelder i store trekk, har vi også situasjoner da denne sammenhengen ikke kommer klart fram. Dette kan ha flere årsaker, som for eksempel at varmeutvekslingen med atmosfæren kan variere uavhengig av temperaturen i havet, eller at forandringer i varmetransporten kan skyldes variasjoner i volumtransporten i Den norske atlantehavsstrømmen selv om temperaturen i det innstrømmende vannet varierer lite. Volumtransporten behøver ikke nødvendigvis å stå i et konstant forhold til temperaturen i innstrømningsområdet. Variasjonene i volumtransporten har vi mye mindre kjennskap til enn variasjonene i temperatur og saltholdighet.

Fig. 9 viser variasjonen siden 1978 i temperatur og saltholdighet i kjernen av atlantehavsvannet i snittene Svinøy

– NV, Gimsøy – NV og Sørkapp – V (Fig. 1) som representerer forholdene i henholdsvis sørlige, sentrale og nordlige deler av Norskehavet. Verdiene er basert på snitt som er tatt i perioden fra slutten av juli til begynnelsen av september, og viser derfor sommersituasjonen. Figuren viser at noen svingninger fremtrer klart i alle snittene. Således gjorde perioden med lav temperatur og saltholdighet i slutten av 1970-årene seg gjeldende i hele strømsystemet, men der er også forskjeller.

I Svinøysnittet steg både temperatur og saltholdighet mot et maksimum i 1983 som igjen ble fulgt av en kaldere og ferskere periode med minimum i 1988. Gjennom de to følgende årene kom det en ny stigning mot en topp i 1990, og selv om stigningen synes å ha kulminert, var 1991 likevel et forholdsvis varmt år.

Forløpet av temperaturer som er observert i Svinøysnittet i sør, gjenspeiler seg i store trekk også i de to andre snittene. Der er likevel tydelige forskjeller, først og fremst i at temperaturstigningen etter 1988 var mye kraftigere i nord enn i sør.

Variasjonene i saltholdighet som ble observert i sør, kommer mindre klart fram i de to snittene lengre nord. I Gimsøysnittet steg saltholdigheten gradvis fra 1979 til 1986 selv om det var mindre år til år variasjoner i perioden. Perioden med lave saltholdigheter i 1987–89 var mindre markant enn i de andre snittene. Ved Sørkapp var saltholdigheten høyest i 1980–81, fulgt av en generell nedgang til 1988. Stigningen etter 1988–89 var derimot klar både i sør og i nord.

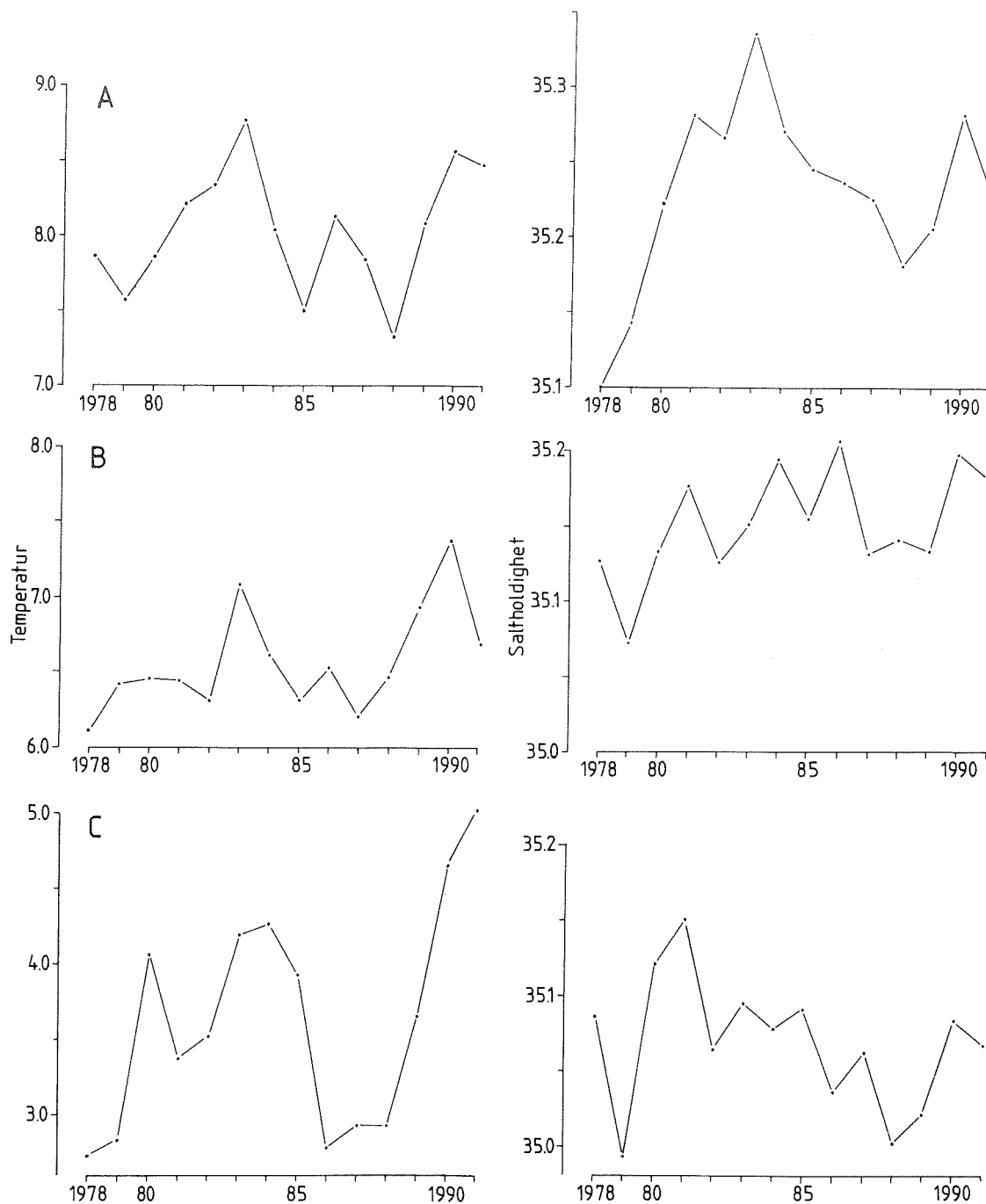


Fig. 9. Middeler av temperatur og saltholdighet på Svinøysnippet-NV (A), Gimsøysnippet-NV (B) og Sørkappsnippet-V (C).

Selv om det er ulikheter i snittene, har de noen felles hovedtrekk. Dette gjelder både de kalde og ferske periodene i slutten av 1970-årene og i 1987

– 89, og de varme periodene rundt 1983 og 1990 som alle kommer klart fram både i nord og i sør. Det er overgangen fra disse kalde periodene til de påfølg-

gende varme som har gitt forhold for produksjon av de siste store årsklassene i fiskebestandene.

2.3 Nordsjøen - Skagerrak

2.3.1 Fysisk klima

I de grunne områdene i Nordsjøen blir vannmassene fullstendig gjennomblan-

det om vinteren og har samme temperatur fra overflaten til bunn. Om sommeren oppvarmes de øverste 20-40 meterne. Saltholdigheten i de enkelte lokaliteter er avhengig av strømforholdene som påvirkes hovedsaklig av vind og varierende tilførsler av Atlanterhavsvann (AV), elvevann og brakkvann fra Østersjøen. Varierende tilførs-

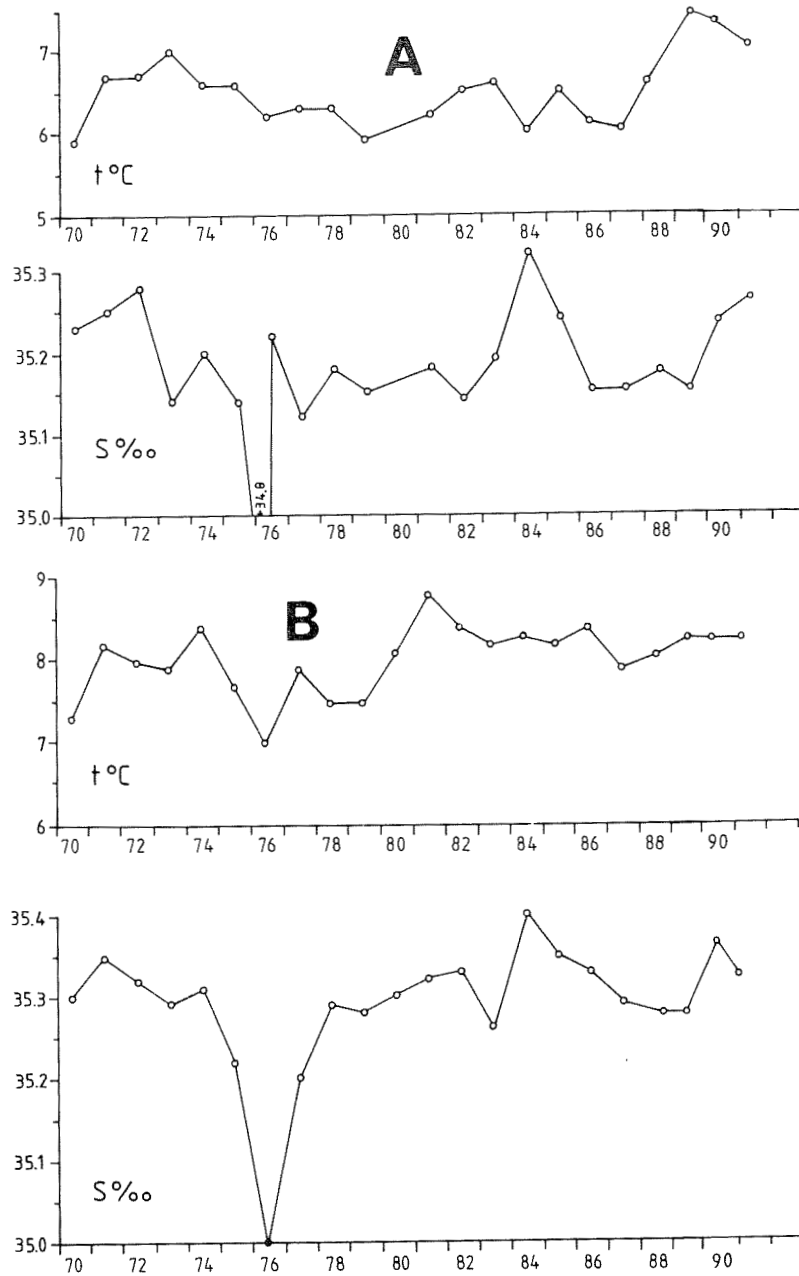


Fig. 10. Variasjoner i temperatur og saltholdighet nær bunn i posisjon A: 59°17'N, 00°22'Ø (A), og i kjernen av atlantisk vann i posisjon B: 59°17'N, 03°22'Ø (B) om sommeren i årene 1970-1991.

ler av og egenskaper i AV bestemmer i stor grad klimaforholdene i våre havområder.

AV kommer hovedsaklig inn i Norsjøen og Skagerrak sørover langs vestskråningen av Norskerenna med kjernen i fra 50-200 meter dyp. Mindre grener kommer inn både nord og sør av Shetland og strømmer sørover i de vestlige deler av Nordsjøen. En del av denne strømmen blir styrt av bunntopografien østover tvers over Nordsjøen nær 58°N (Dooleystømmen). I tillegg kommer en del AV inn gjennom Den Engelske Kanal.

Fig. 10 (A) viser tidsserier av sommermålinger av saltholdighet og temperatur nær bunnen i en fast posisjon i den vestlige del av den nordlige Nordsjøen (Fig.1). Disse målingene er antatt å representere variasjoner fra foregående vintre i den vestlige grenen av det innstrømmende AV, innblandet med litt ferskere overflatevann. I samme figur (Fig. 10 B) vises også tilsvarende målinger fra en stasjon på vestskråningen av Norskerenna i kjernen av det atlantiske vannet. I gjennomsnitt er temperaturen 1-2°C kaldere, og saltholdigheten 0.1 lavere, i vest enn i øst.

Saltholdighetsminimumet i 1976 observert i begge posisjoner sammenfaller noenlunde i tid med det velkjente «Mid 1970's Anomaly» observert bl.a. i Færøy-Shetland (F-S) kanalen. Dette kan tyde på en meget rask vannmasseforplantning fra F-S kanalen til den nordlige Nordsjøen, men ser man på en større integrert del av Nordsjøen, observeres den maksimale effekt av anomalien først i 1978. Dette tyder på pro-

sesser med klart adskilte tidsskalaer. Mens den raske responsen samsvarer med observerte forflytningshastigheter av fiskeegg og -larver, samsvarer den tregere og mer storskala responsen med observerte forflytningshastigheter av radionuklider. I 1984 observeres et saltmaksimum både i øst og vest (Fig. 11). Dette er tildels sammenfallende med saltholdighetsvariasjoner i havområdene lengre nord, samt det markerte isminimum i Barentshavet samme år. Av dette kan man anta at det i 1983-84 var en kraftig puls i transporten av AV inn i norske farvann. Tødimensjonale vinddrevne transportmodeller viser også et markert maksimum i transporten inn gjennom Færøy-Shetland kanalen vinteren 1983.

Av Fig. 10 ser man at i 1989, 90 og 91 var temperaturen ekstremt høy i bunnvannet i den sentrale nordlige Nordsjøen, med maksimum i 1990. Dette er et fenomen som er observert i store deler av vannmassene i Nordsjøen og Skagerrak, men ikke spesielt i kjernen av AV. Årsaken til temperaturmaksimumet skyldes derfor de ekstremt milde vintrene disse tre årene (og spesielt 1990) med maksimalt skydekke og sørvestlige vinder i vintermånedene og derfor minimal netto varmetap til atmosfæren.

Det er interessant å merke seg at bortsett fra overflatelaget var havklimaet rundt 1990 i store deler av Nordsjøen og Skagerrak det varmeste man har hatt i de siste 50 år, og sannsynligvis varmest i de siste 120 år. Fig. 11 viser tidsserier av temperatur og saltholdighet i dypbassenget i Skagerrak. Sammenfallende maksima og minima

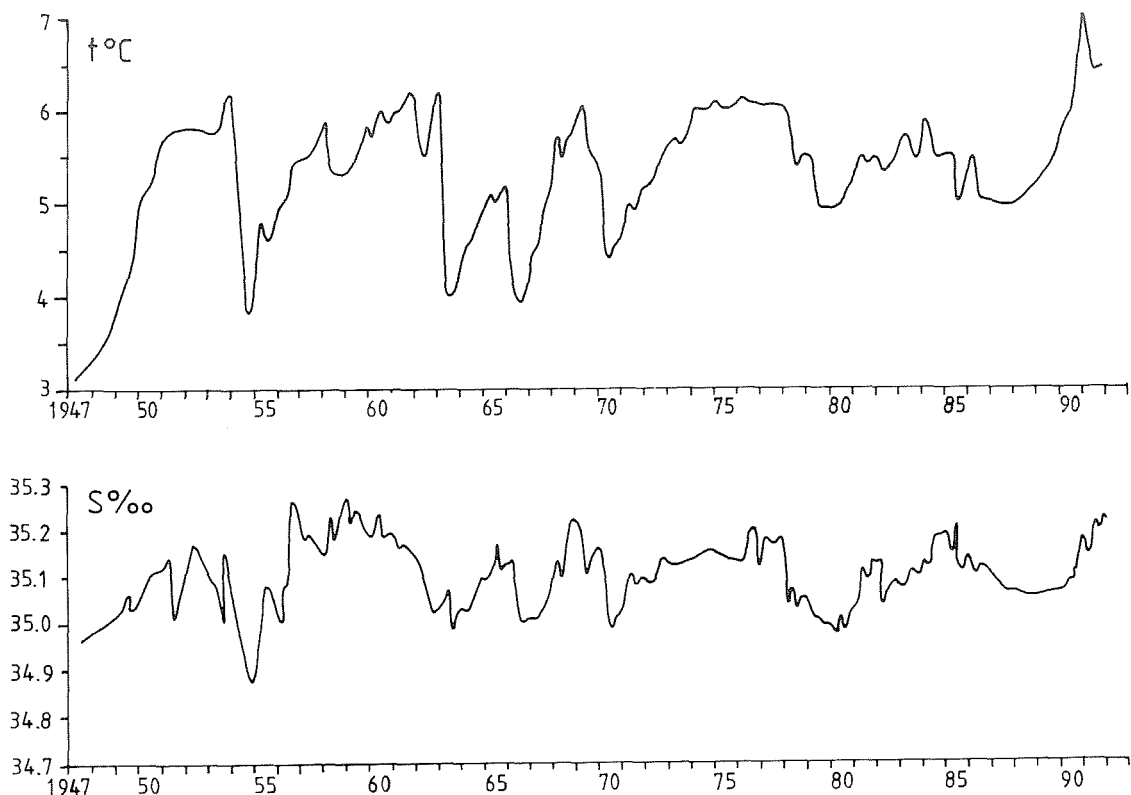


Fig. 11. Variasjoner i temperatur og saltholdighet i bunnvannet (600m dyp) i Skagerrak, posisjon $58^{\circ}08'N$, $09^{\circ}11'\text{Ø}$, for årene 1947–1991.

indikerer utskiftning av dypvannmassene grunnet to ulike mekanismer. De senere års variasjoner viser en kraftig utskiftning i 1990–91. Temperaturen var ved årsskiftet den høyeste som er observert i denne 44-års perioden. Daglige temperaturmålinger i perioden 1870–1991 fra overflatevannet ved Torungen fyr utenfor Arendal (Fig. 12), viser tydelig effekten av de tre siste års ekstremt milde vintre.

Med hensyn på annen utveksling av vannmasser mellom Nordsjøen og Skagerrak, viser målingene under SKAGEX med bl.a. Akustisk Doppler Strømmåler kraftig innstrømning av

Atlanterhavsvann, noe som tidligere er betvilt av flere forfattere. Denne innstrømningen fokuseres, sammen med andre vannmasser fra sydligere deler av Nordsjøen, nordvest av Hanstholmen (Danmark). Det er grunn til å anta at denne transporten virker som en styringsmekanisme mhp. å slippe andre vannmasser inn i Skagerrak, og dette kan være hovedårsaken til at Jyllandsstrømmen med vann fra Tyskebukta ofte stopper opp sør for Hanstholmen. En tilsvarende styringsmekanisme kan skyldes vann fra Den Norske Kyststrøm som etter en nordvest kuling ble transportert helt over til Danske-

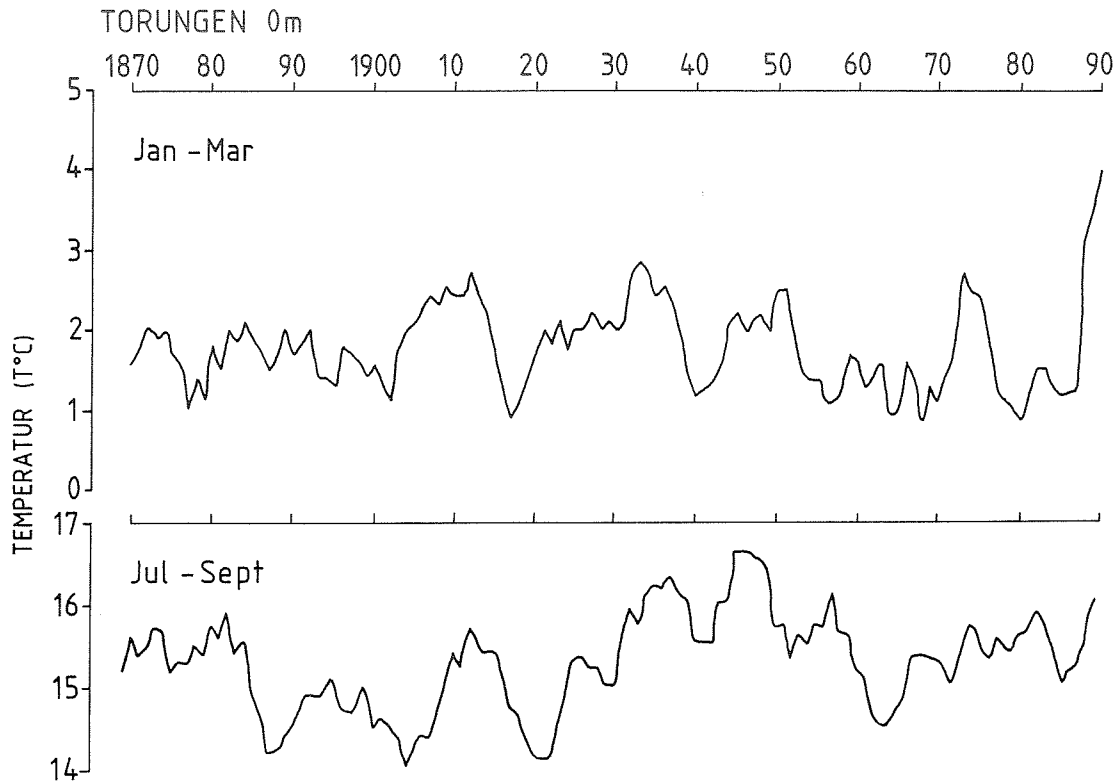


Fig.12. Variasjoner (5 års glidende middel) i overflatetemperaturen ved Torungen fyr i perioden 1870-1990.

kysten nær Hanstholmen, kombinert med store omveltninger i vannmassene nær Lista.

Til slutt må nevnes vannmassene som dekker større områder sør for Doggerbank og nordover vest av Danmark og Jyllandsstrømmen. Dette vannet observeres hver høst med svært lave nærings-saltverdier og relativt høy temperatur, og kan også spores innover i Skagerrak. Den foreløbige konklusjonen er at hovedmengden av dette vannet kommer inn gjennom Den Engelske Kanal og kanskje har større betydning for sirkulasjonen enn tidligere antatt.

2.3.2 Nærings-salter

Havforskningsinstituttet har i de siste årene undersøkt i hvilken grad inn-

strømning av næringsrike vannmasser fra vestkysten av Danmark påvirker nærings-saltforholdene i Skagerrak og Kattegat. Spesielle forskningstokt ble gjennomført i slutten av 1989, i mai 1990 og i april 1991.

Undersøkelsen har avslørt at det er en betydelig transport av antropogene nærings-salter fra sørlige Nordsjøen til Skagerrak/ Kattegat i vinter og vårmånedene. Elvene som renner ut i sørlige Nordsjøen har et stort overskudd på nitrogen og fosfor i forhold til silikat og utover vinteren og våren er det også et økende overskudd av nitrogen i forhold til fosfor. På senvinteren i sørlige Nordsjøen er det først en vårbloomstring av diatomeer (silikatbegrenset) som etterfølges av en flagellatbloomstring (fos-

forbegrenset). Vannmassene som strømmer inn i Skagerrak/Kattegat på senvinteren fra vestkysten av Danmark vil derfor ofte ha et markert underskudd av silikat og overskudd av nitrogen og fosfor. Senere utover våren og forsommeren vil de tilførte vannmassene være uttappet også for fosfor, men med relativt høye konsentrasjoner av nitrogen og høyt N/P forhold.

Overskuddet av nitrogen som strømmer inn i Skagerrak /Kattegat fra sørlige Nordsjøen om vinteren og våren har stor innvirkning på næringsstoffforholdene i Skagerrak/Kattegat. En har vært i stand til å identifisere de innstrømmende vannmassene fra sørlige Nordsjøen ved hjelp av temperatur, saltholdighet, næringsstoffnivåer og sammensetning.

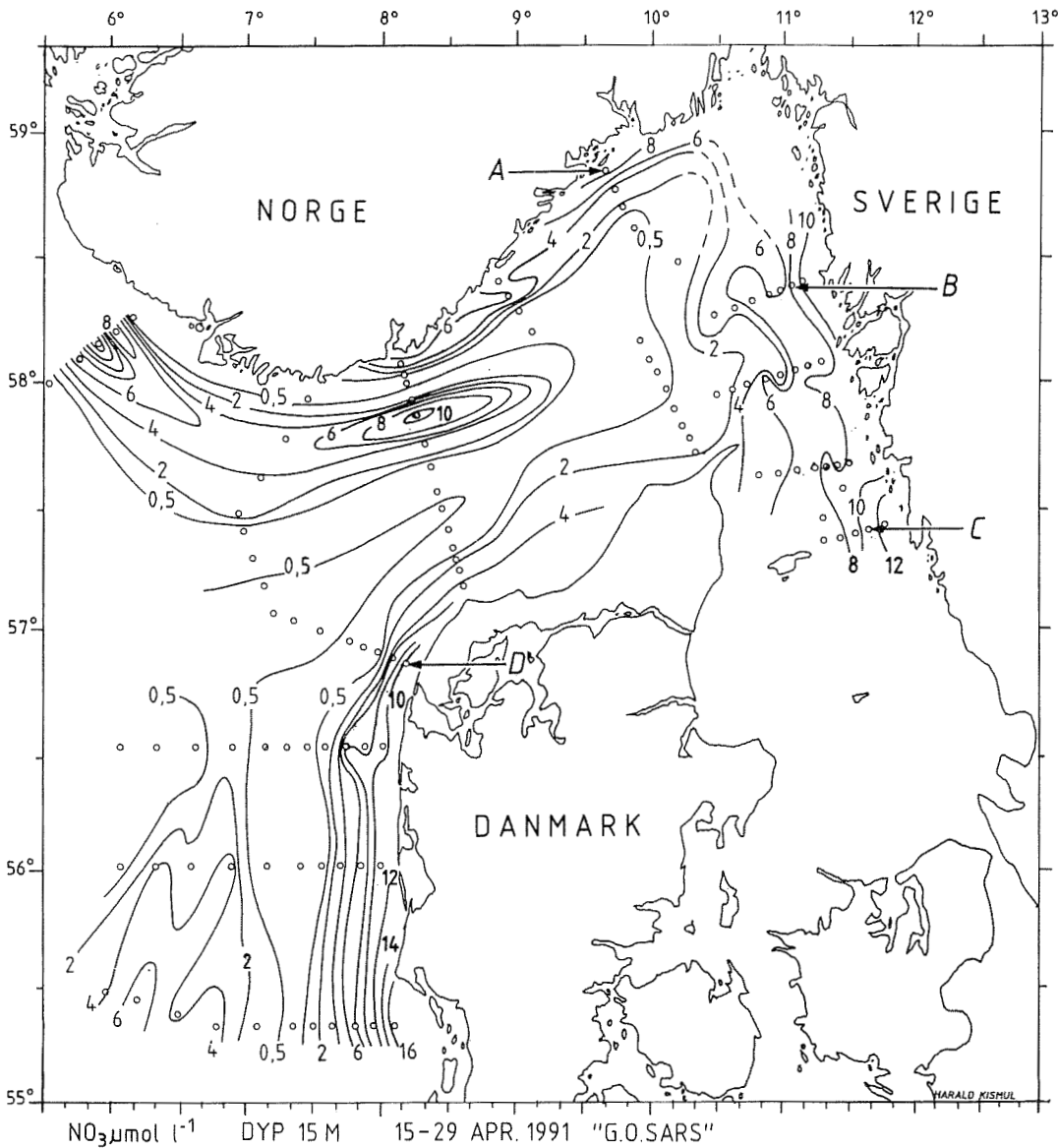


Fig. 13. Horisontalfordeling av nitrat i 15m dyp (15.- 29.april 1991).

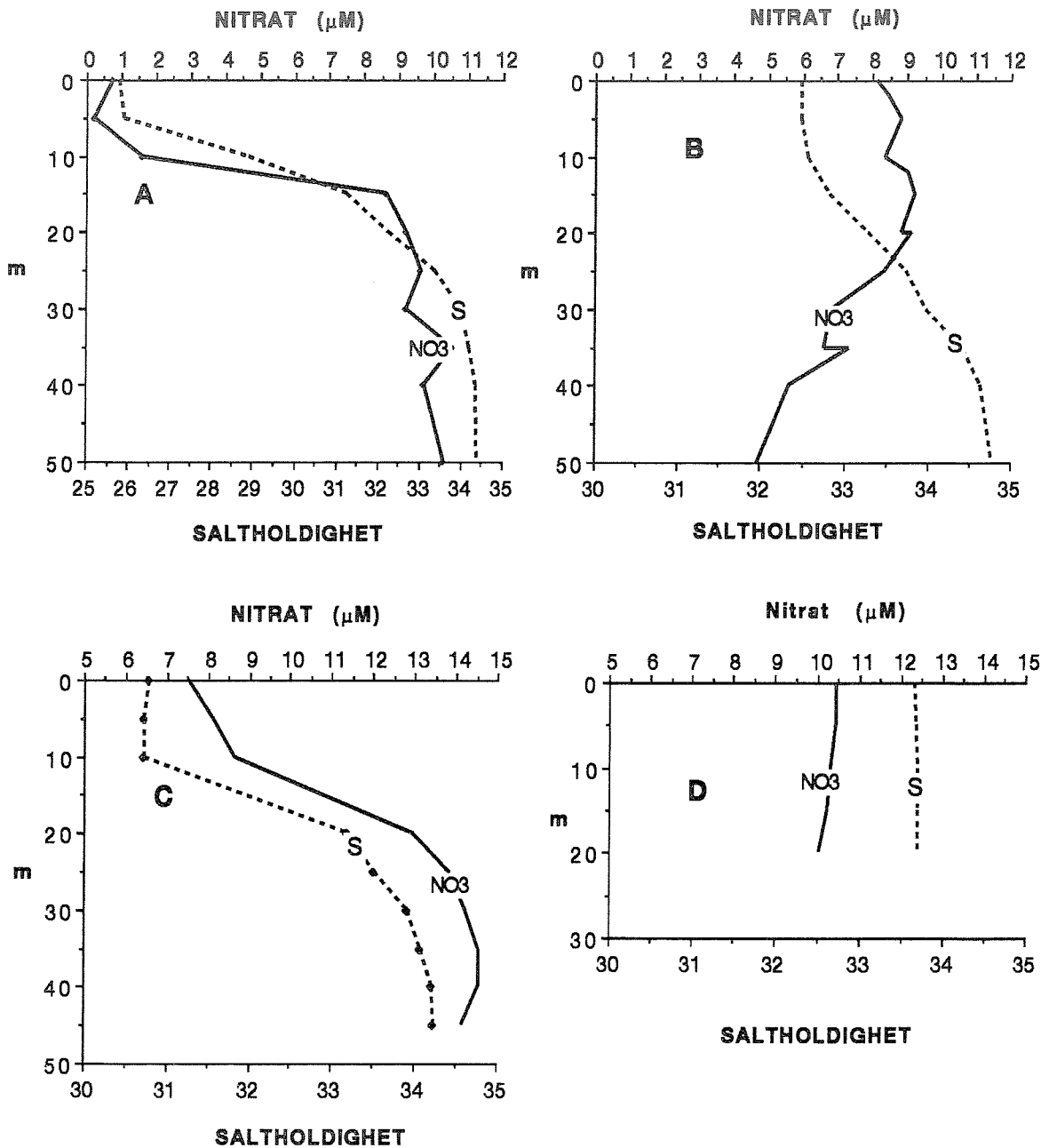


Fig. 14. Vertikalfordeling av nitrat og saltholdighet ved lokalitetene A, B, C og D (Fig. 13).

Observasjonene fra toktet i siste halvdel av april 1991 viste at det i løpet av sen vinteren hadde vært innstrømninger av nitratrikt vann fra sørlige Nordsjøen. Dette resulterte i forhøyete nitrogennivåer både i norske og svenske kystområder og i Kattegat. (Fig. 13 og

14). Langs kysten av Sverige og i Kattegat var det nitratrike vannet transportert helt opp i overflatelaget, mens det langs Norskekysten lå under det brakke vannet i de øverste 10–15m. Det nitratrike vannet utenfor Skagerrakkysten var karakterisert ved et relativt høyt

innhold av fosfat og lave konsentrasjoner av silikat. Dette tyder på at disse vannmassene strømmet inn i fra vestkysten av Danmark ut på senvinteren, i den siste fasen av våroppblomstringen. Næringssaltforholdene i slutten av april var derfor meget gunstige for oppblomstring av flagellater og det er nettopp innenfor denne algegruppen man finner de potensielt giftige artene.

Næringssaltsituasjonen i Nordsjøen, Skagerrak og Kattegat ble undersøkt på et tokt med F/F «G. O. Sars» i november – desember 1991. Toktet som dekker de faste snittene fra Feie–Shetland i nord til Den engelske kanal i sør samt til Öresund i sydøst er et rutinetokt som også har til oppgave å registrere og å skaffe materiale for beregning av ungsildbestanden i området. Toktet er en gjentakelse av tidligere års tokt i området. Verdien i slike gjentakelser over et langt tidsrom ligger i den muligheten dataene gir til å beskrive eventuelle forandringer over tid.

Vår feltaktivitet med hensyn til analysing av næringssalter er bygget opp med det formål å kunne behandle et stort antall prøver. På denne måten er det mulig å nytte de registrerte næringsaltdataene til å beskrive noe av dynamikken i vannmassene, både den rene forflyttingen som skyldes strømsystemene og forandringer som skyldes biologisk aktivitet.

Det er viktig å kunne skille ut den tilførslen av næringssalter til området som ikke er «naturlig», dvs. den antropogene delen. De største tilførslene av næringssalter med antropogen opprinnelse tilføres gjennom de store elvene som munner ut i sydlige del av Nord-

sjøen. I gitte situasjoner transporteres store mengder næringssalter i såkalte «lommer» av vann med strømsystemene langs Jyllands vestkyst og inn i Skagerrak. Hvor de kan bidra til uønskete algeblomstringer, både fordi det skjer en generell øking i gjødslingen, men også fordi ubalanse i forholdet mellom de enkelte næringssaltene skaper preferanse for bestemte typer alger hvorav noen har vist seg å være giftige.

Fig. 15 viser fordelingen av nitrat i 10 m fra toktet med F/F «G. O. Sars» i november – desember 1991. Det er helt klare generelle trekk som går igjen i fordelingen fra år til år. Høge verdier langs Jyllands vestkyst spesielt i den sydlige delen, mens stasjonen lengst inn mot munningen av Elben har en relativt lav nitrat konsentrasjon i forhold til andre år hvor vi har registrert over $40 \mu\text{mol l}^{-1}$, mer enn seks ganger verdien registrert i 1991. 25 nautiske mil lengre nord er imidlertid konsentrasjonen mer enn tredoblet. Dette kan tyde på at tilførslene gjennom Elben og de andre elvene gjør seg gjeldene kloss i land hvor vanddypet er så grunt at det ikke tillater oss å få tatt prøver. Vannet strømmer ikke helt parallelt med kysten, men svinger ut i bølger og fanges opp av våre registreringer slik som figuren antyder. Et karakteristisk trekk på denne tiden av året er at lite næringsrikt vann sydfra når å trengte inn i Skagerrak, selv med vindforhold som skulle tilsi at det ikke skjer blokkering av Vest–Jyllandstrømmen.

Tilførslen fra Rhinen registrerer vi så vidt på stasjonen nærmest land på det sydligste snittet, på 53°N i selve munningen til Den engelske kanal. Et

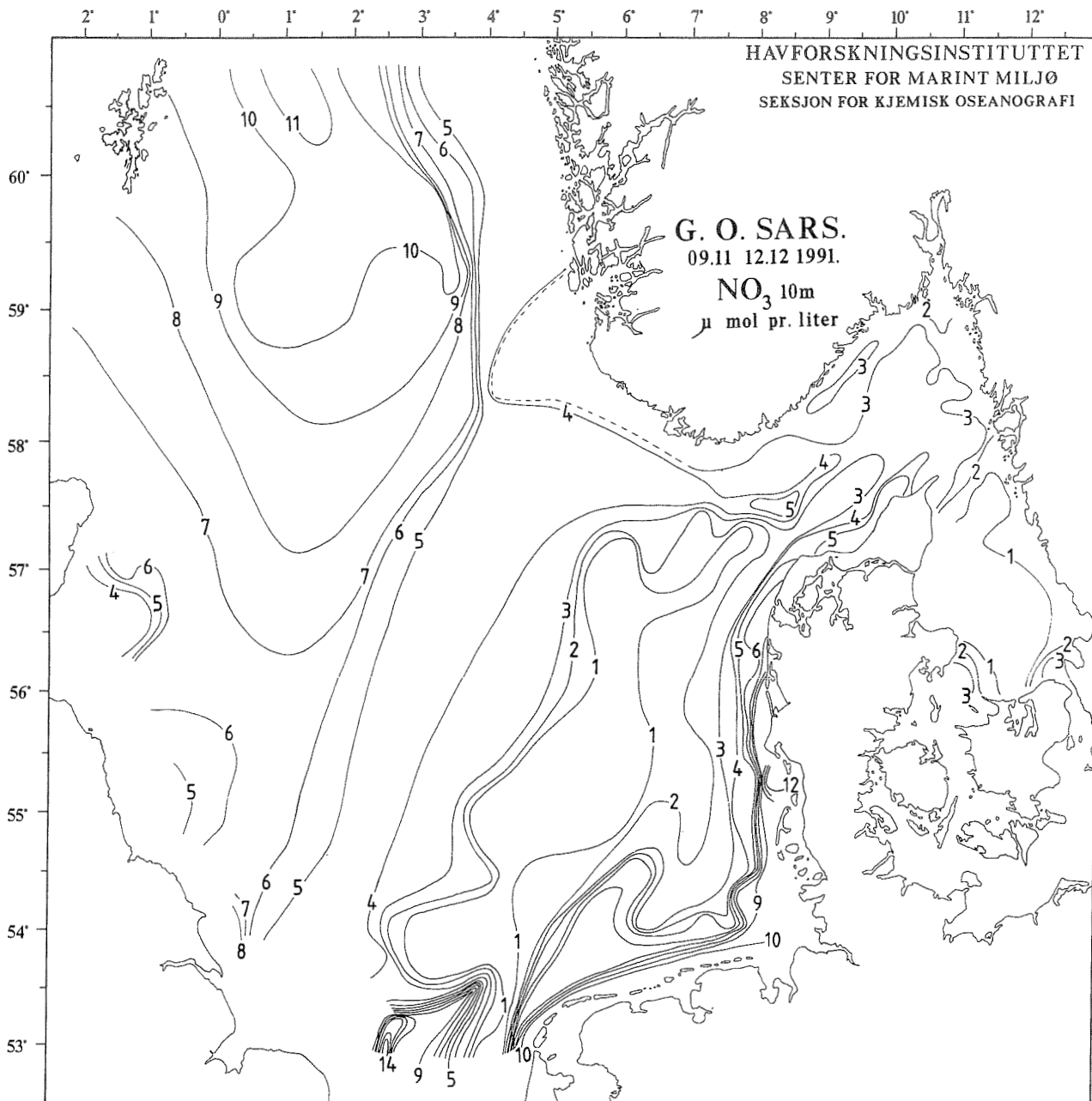


Fig. 15. Horisontalfordelingen av nitrat i 10m dyp i Nordsjøen-Skagerrak/Kattegat området i november-desember 1991.

trekk som gjentar seg hvert eneste år er at det finnes et område med lite eller ingen nitrat i den sydlige sentrale del av Nordsjøen. Tidligere har vi antydnet at dette var næringsfattig overflatevann fra Atlanterhavet som strømmet

nordover gjennom Den engelske kanal. Våre observasjoner fra siste år, hvor vi gikk lengre sør enn vanlig, synes å antyde at det foregår en betydelig biologisk omsetning i denne delen av Nordsjøen, som forbruker næringsal-

tene som tilføres gjennom Kanalen slik figuren antyder.

Karakteristisk er også de lave verdiene i Kattegat, hvor tilførslene fra Östersjøen burde gjøre seg gjeldene sammen med tilførslene fra de store befolkningsentra særlig i Öresund. Også i dette området foregår det en betydelig biologisk omsetning som forbruker næringsalter. Den sydlige del av Kattegat er da også betegnet som et gigantisk naturlig renseanlegg.

2.3.3 Miljøforholdene i Skagerrak

Året 1991 var som de fire foregående preget av en tildels mild vinter, men ikke på langt nær så mild som i 1990. Temperaturen i overflaten i kyststrøm-

men var ikke mer enn 1–2°C høyere enn middeltemperaturen over perioden 1961–91 (Fig. 16), med en noe kaldere periode i februar sammen med mer dominerende nordlig vindretning. Mars – april var også noe varmere enn normalen, mens forholdene fra mai til midtsommers var ganske normale. Etersommeren og senhøstes var imidlertid igjen temperaturen noe høyere enn normalen i likhet med i 1990.

Det raske temperaturfallet (ca 1,5°C) i slutten av mai skyldtes en oppstrømming av kaldere, saltere vann. Den 21. og 22. mai ble det målt over 34‰ helt opp i 0 meter ved Forskningsstasjonen Flødevigen. Den kraftige oppstrømmingen ble også målt i kyststrømmen 1

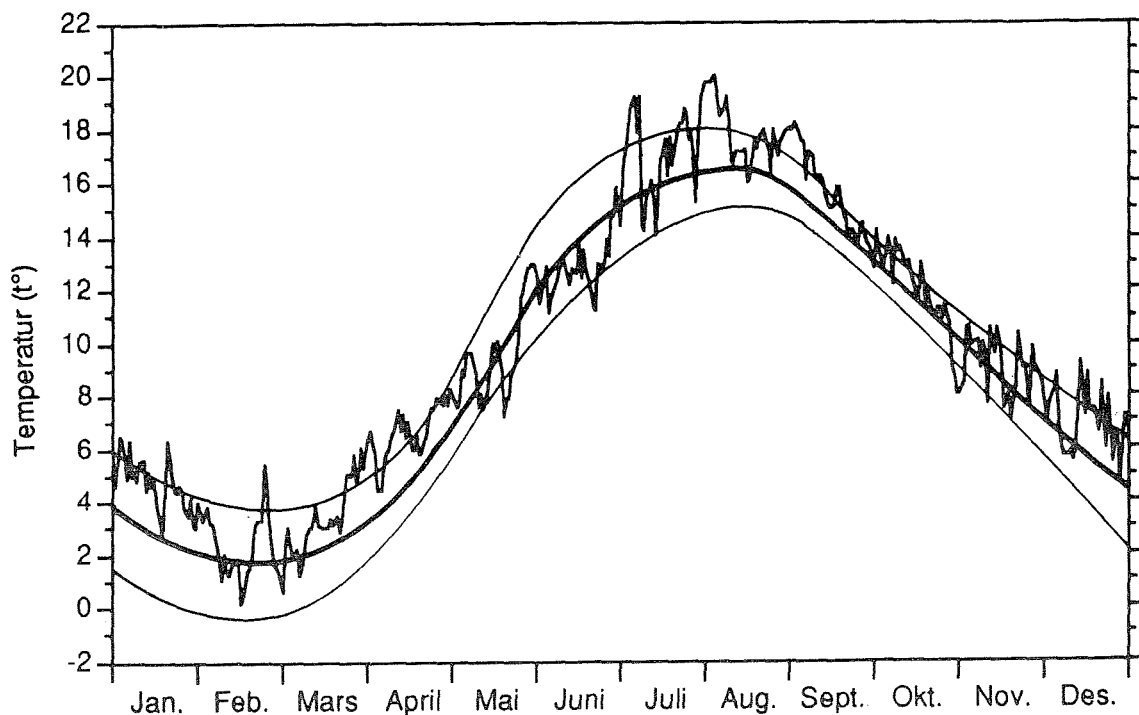


Fig. 16. Glattet middeltemperatur i 1 m dyp i Flødevigen for 30-årsperioden, 1961–1991 er vist med tykk strek. De tynnere linjene på siden viser standardavviket. Hakket kurve viser daglige temperaturer i 1 m dyp i Flødevigen gjennom 1991.

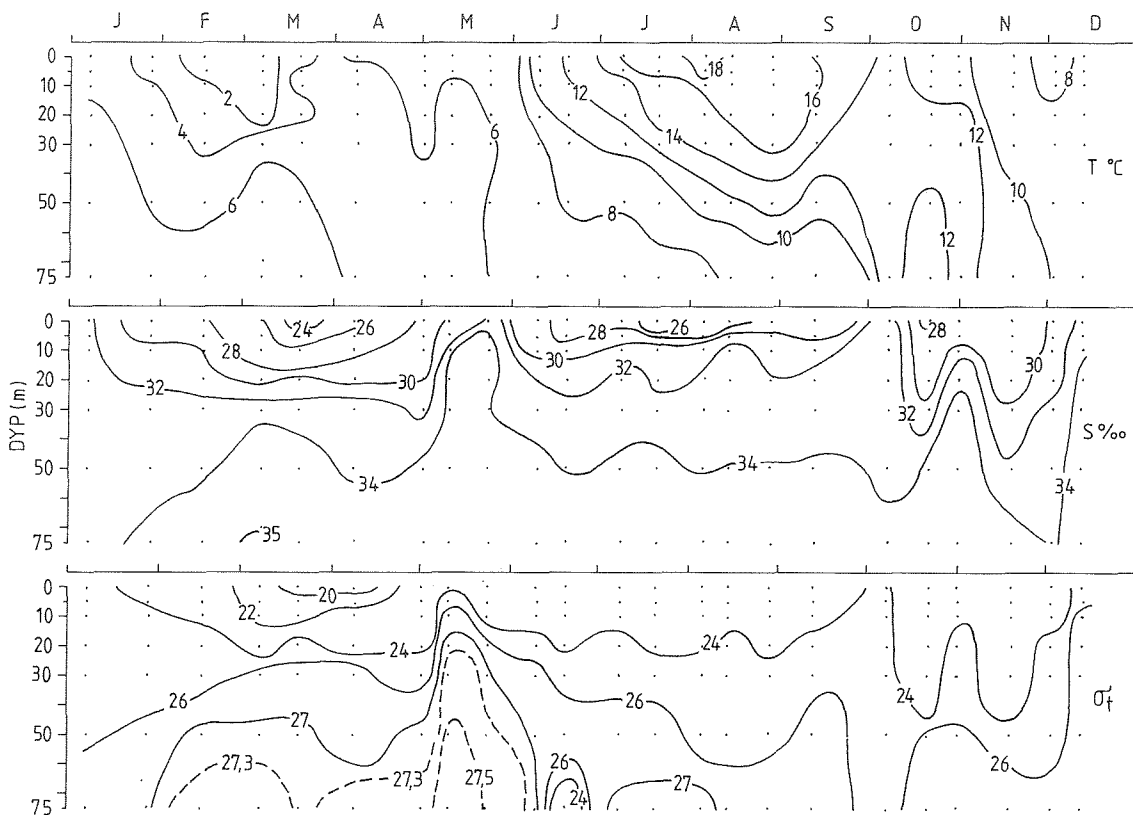


Fig. 17. Variasjon i temperatur, saltholdighet og tetthet i de øvre 75 m, 1 nautisk mil utenfor Torungen i 1991.

n.m. utenfor forskningsstasjonen (Fig. 17). Dette salte, tunge vannet helt opp til overflaten langs den norske Skagerrakkysten forårsaket utskiftning av stagnerende bunnvann også i fjorder hvor det ikke forekommer utskiftning hvert år. I f. eks. Kilsfjorden ved Kragerø hvor det vanligvis er hydrogen-sulfid (råttent vann) i dypvannet, ble dette løftet opp under innstrømming av de nye oksygenrike vannmassene og var årsak til at noe av fisken i området døde. I Østerfjorden ved Risør (Fig. 18) hvor vannmassene vanligvis er stagnerende under 50–60 m gikk utskiftningen også helt til bunnen (175 m). I denne fjorden hadde det ikke vært no-

en utskiftning av bunnvannet siden 1985.

Siden 1986 har det også vært en stagnasjon i dypvannet i Skagerrak med en gradvis reduksjon av oksygen, og samtidig en gradvis økning av næringskonsentrasjonene. Årsaken til dette synes å ha vært de milde vintrene i Nordsjøområdet. Våren 1991 foregikk det imidlertid en fornyelse av dypvannmassene i Skagerrak som resulterte i en økning av oksygenkonsentrasjonen og en reduksjon av næringssaltene (Tabell 1).

Nivåene av næringsalter i Skagerrak, og forholdet mellom dem har stort sett vært normale, men som i enkelte

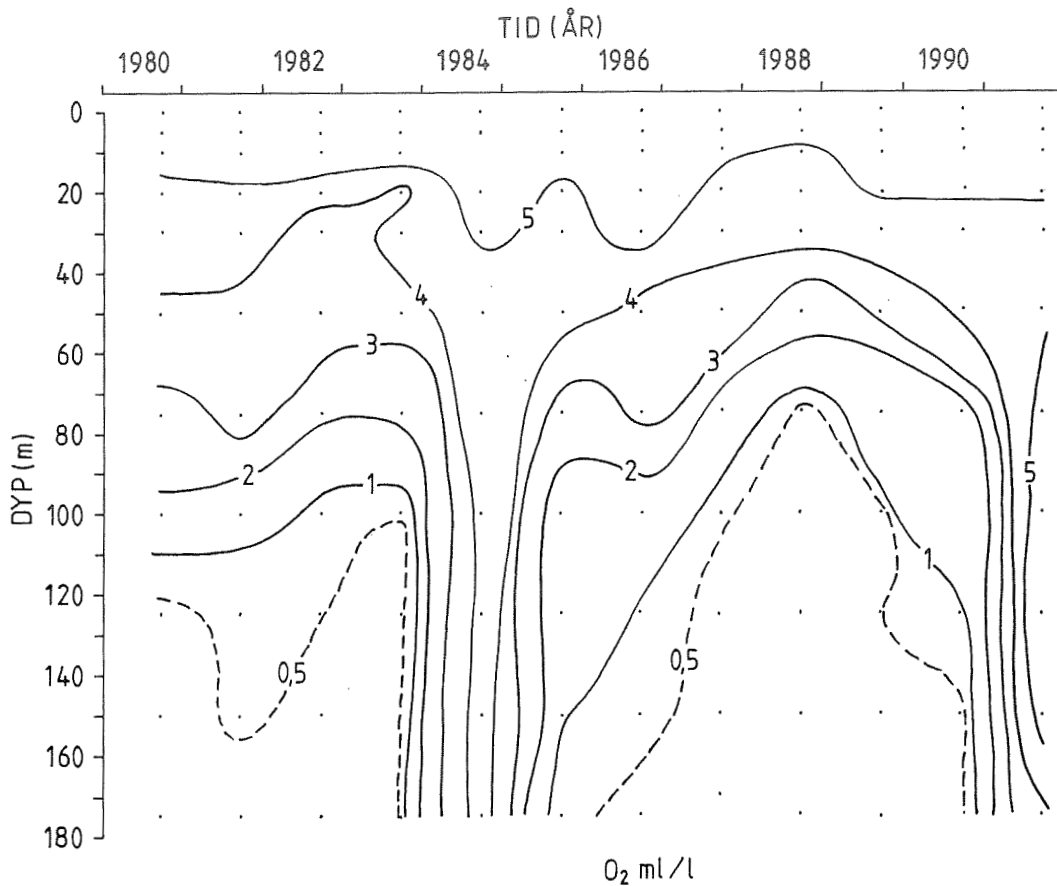


Fig. 18. Variasjon i oksygenforholdene (ml/l) i Østerfjorden ved Risør i perioden 1980–1991.

Tabell 1. Konsentrasjon av fosfat, nitrat og silikat i μM og oksygen i ml/l i 600 og 630 m dyp på snittet Torungen-Hirtshals 31/1-91 og 1/5-91.

Dyp (m)	PO_4		NO_3		SiO_4		O_2	
	31/1	1/5	31/1	1/5	31/1	1/5	31/1	1/5
600	1,29	0,85	13,56	11,23	13,43	6,65	5,35	6,64
630	1,42	0,77	13,69	10,75	14,33	5,20	5,04	6,73

tidligere år ble det ved enkelte anledninger om vinteren observert forhøyede konsentrasjoner av nitrat ($> 12 \mu\text{M}$) ved danskekysten. Ved et tilfelle ble det målt mer enn $23 \mu\text{M}$. Slike vannmasser har sitt opphav i de sydøstlige deler av Nordsjøen.

På den norske Skagerrakkysten var det en større stabilitet i vannmassene i

overflatelaget denne vinteren enn den foregående (Fig. 17). Dette ga en forholdsvis tidlig våroppblomstring av diatomeer i februar som kulminerte i mars. I 1990 var det p.g.a. manglende stabilitet i vannmassene bare en liten og forsinket våroppblomstring i april. Totalt sett var det lite alger i 1991 etter våroppblomstringen bortsett fra en

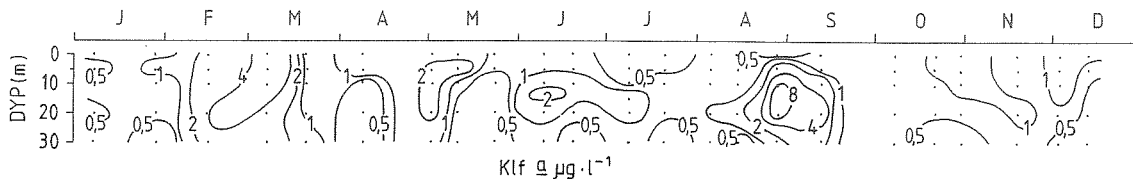


Fig. 19. Variasjon i klorofyll a i de øvre 30 m, 1 nautisk mil utenfor Torungen i 1991.

oppblomstring av *Gyrodinium aureolum* i august (Fig. 19), noe som også ble observert i 1990.

2.3.4 Miljøgifter

North Sea Task Force (NSTF) ble etablert etter ministe deklarasjonen som fulgte Second International Conference on the Protection of the North Sea avholdt i London 24–25 november 1987. Gruppen består av eksperter og personer fra miljøforvaltningen i Nordsjølandene, Fellesmarkedet (EF), Det internasjonale råd for havforskning (ICES) og Oslo- og Paris-kommisjonen. Hovedoppgaven for NSTF er i 1992–93 å fremskaffe nye statusrapporter over miljøtilstanden i Nordsjøen.

NSTF har igangsatt en plan (Monitoring Master Plan) som omfatter overvåkning og kartlegging av miljøgifter i Nordsjøen og studier av effektene dette medfører på miljøet. Norge har påtatt seg et hovedansvar for arbeidet i den nordlige delen av Nordsjøen, Norskerenna og Skagerrak/Kattegat. Programmet medfører blant annet omfattende innsamling av fisk og bunnsediment fra disse og øvrige deler av Nordsjøen, for analyse av miljøgifter. Havforskningsinstituttet deltar i arbeidet og instituttet har vært ansvarlig for all norsk prøvetaking i åpne havområder. Innsamlingen har foregått med egne og andre institu-

sjoners forskningsfartøyer på fem tokt i 1990 og to tokt i 1991. I tillegg har lokale fiskere utført en del innsamling. Tilsammen er det samlet sedimenter og fisk fra hele Nordsjøen.

Analysene omfatter tungmetallene kadmium, kobber, kvikksølv, bly, zink, arsen, krom og nikkel. Av organiske miljøgifter analyseres det PCB (CB's 31, 28, 52, 101, 149, 118, 153, 105, 138, 128, 156, 180 og 170), DDT/DDE/DDD, dieldrin, aldrin, eldrin, heksaklorbenzen, heksaklorcyklohexaner (bl. a. lindane), klordan og 2- til 6-rings polyaromatiske hydrokarboner (NPD/PAH). Fiskeridirektoratets Ernæringsinstitutt og NIVA har utført metallanalysene, mens kjemilaboratoriet ved Havforskningsinstituttet har utført analysene av organiske miljøgifter. I tillegg til de overnevnte grupper av komponenter, er det på et fåtall prøver også utført analyser av polybromerte bifenyletere, toksafen, klorerte fenoler, klorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner. SI og NILU har utført dette arbeidet.

Det vesentlige av analysearbeidet er utført, men det gjenstår en del analyser av fisk, vesentlig torsk og sandflyndre. Resultatene av analysene utført til nå er overført til en database i ICES. ICES har en sentral rolle i forbindelse med håndteringen av alle dataene som

innkommer i forbindelse med NSTF arbeidet. Fig. 20 viser et eksempel på hva som er fremkommet i forbindelse med Havforskningsinstituttets arbeide.

Kartet over Nordsjøen viser fordelingen av de høyeste konsentrasjonene av det kreftfremkallende stoffet benz(a)pyren i sediment. Tilsvarende fordeling

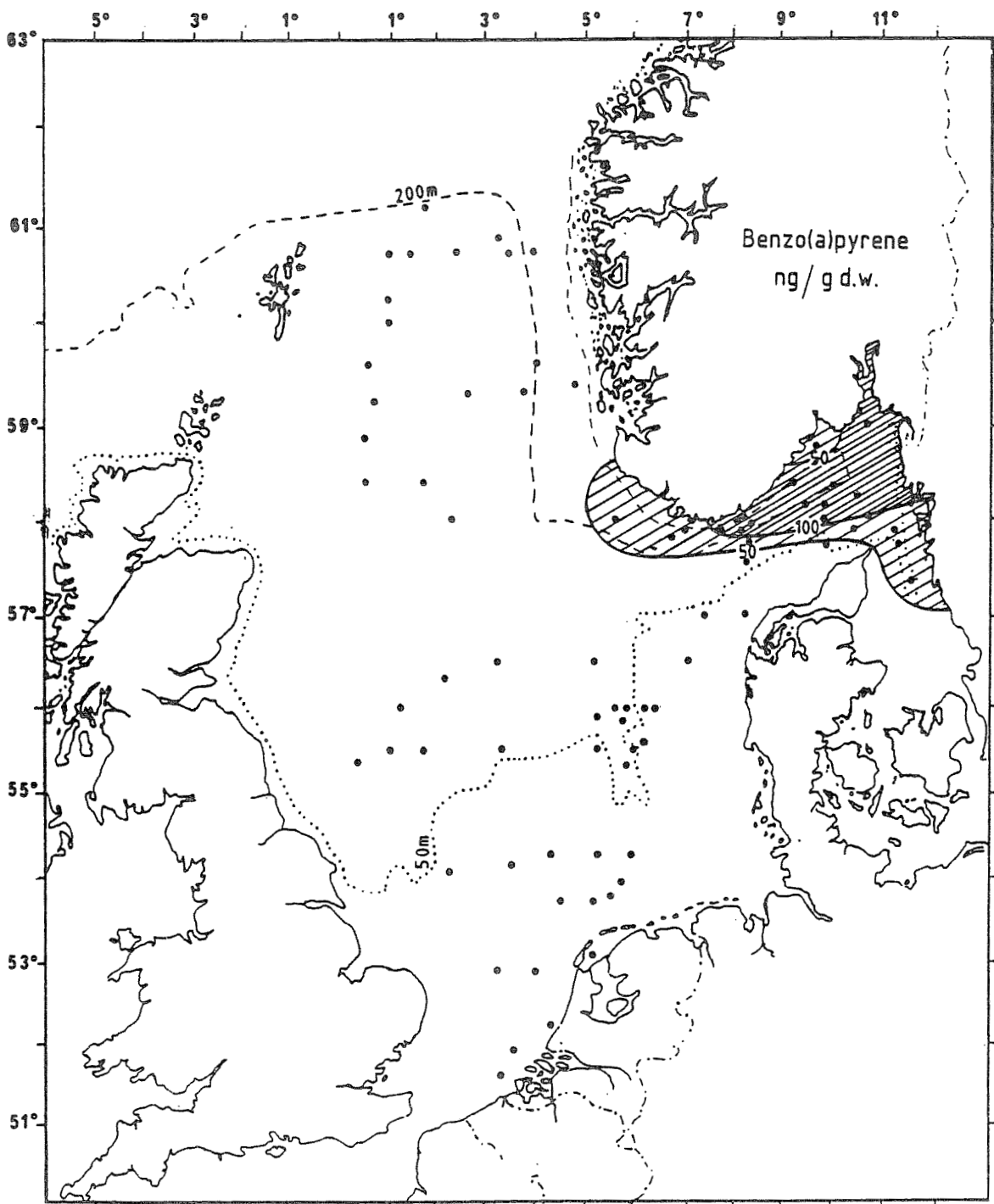


Fig. 20. Benz(a)pyren (ng g⁻¹ tørrvekt) i sedimentene i Nordsjøen, Skagerrak-Kattegat området (prøvene ble tatt i 1990).

gjelder også for de andre organiske miljøgiftene som er analysert. Resultatene viser at det høyeste innholdet i sedimenter finnes i de dype partier av Norskerenna. Dette har sammenheng med Norskerennas betydning som sedimentasjonsområde for materiale fra hele Nordsjøen. Også lokale kilder og tilførsler fra Østersjøen kan spille en rolle. Resultatene vil bli endelig rapportert i 1992 sammen med analyse-resultatene på fisk.

En del analyseresultater på torsk foreligger. Analysene viser at torsk tatt i nordlige Nordsjøen inneholdt 0,25 ppm PCB («parts per million» = mg kg⁻¹ våtvekt) i lever mens torsk tatt i Kattegat inneholdt 0,75 ppm PCB, noe som tyder på en høyere PCB belastning i Kattegat. Verdiene som er oppgitt er middelverdien av PCB (13 enkeltkomponenter) i 25 fisk fra hver enkelt lokalitet. Konsentrasjonene av PCB i torsken fra Kattegat ligger opp imot det som er rapportert fra de mest belastede sydlige deler av Nordsjøen. Annen fisk fra Skagerrak/Kattegat inneholder også betydelige mengder organiske miljøgifter i lever, spesielt dypvannsfisk fra Norskerenna. Egne undersøkelser på fisk innsamlet i 1988 viste at skolest i middel inneholdt 2,4 ppm PCB mens havmus med de laveste verdiene, inneholdt 0,3 ppm. Vassild, svarthå og smørflyndre inneholdt verdier mellom 0,3 og 2,4 ppm PCB. Resultatene kan tyde på at de relativt høye nivåene av organiske miljøgifter i sedimentene i Skagerrak/Kattegat og Norskerenna også gjenspeiler seg i fisken som lever i området.

Det er viktig å få knyttet kunnskapen

om miljøgiftbelastningen til de biologiske effektene dette medfører på livet i havet. Slike studier bør foregå både på individnivå og samfunnsnivå. NSTF har inkludert biologiske effektundersøkelser og på individnivå anbefales det studier av cytokrom P450-systemet i fisk. På samfunnsnivå anbefaler overvåkningsplanen benthosundersøkelser. Det norske bidraget til NSTF inkluderer disse biologiske effektteknikkene og arbeidet er for Havforskningsinstituttets vedkommende utført i samarbeide med Universitetet i Bergen. Resultatene vil bli publisert i 1992. Kostnadene med alt det norske arbeide som er utført i regi av NSTF er dekket av midler fra SFT og Havforskningsinstituttet. NIVA har også utført mye arbeide i forbindelse med programmet.

2.4 Kysten og fjordene

2.4.1 Fysisk klima

Miljøtilstanden i kystfarvannene observeres regelmessig på 8 faste stasjoner fra Lista til Ingøy ved Nordkapp (Fig.1). På disse stasjonene blir temperatur og saltholdighet observert i standarddyp fra overflaten til bunnen. Observasjoner i overflaten blir også tatt langs kysten av rutegående skip. Fig. 21 viser tidsserier av midlere temperatur og saltholdighet i 10 og 150 meters dyp for henholdsvis 1. kvartal (januar, februar, mars) og 3.kvartal (juli, august, september) i periodene 1942–1991 og 1936–1991 for henholdsvis de to faste stasjonene Utsira og Skrova.

Tidsseriene for 10m dyp som representerer variasjonene i overflatelaget,

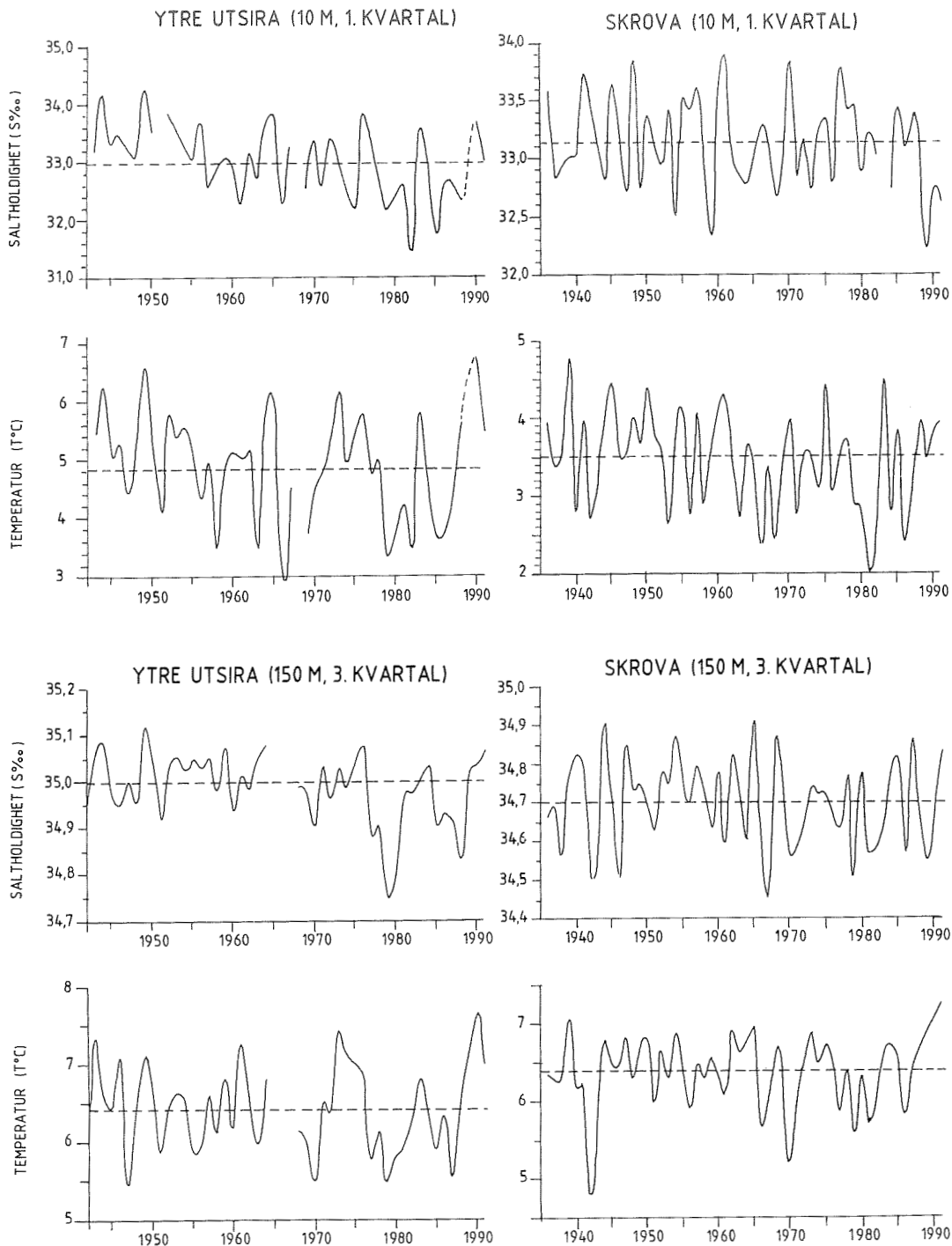


Fig. 21. Middelverdier av temperatur og saltholdighet i 10m og 150m i 1. kvartal og 3. kvartal ved Utsira og Skrova.

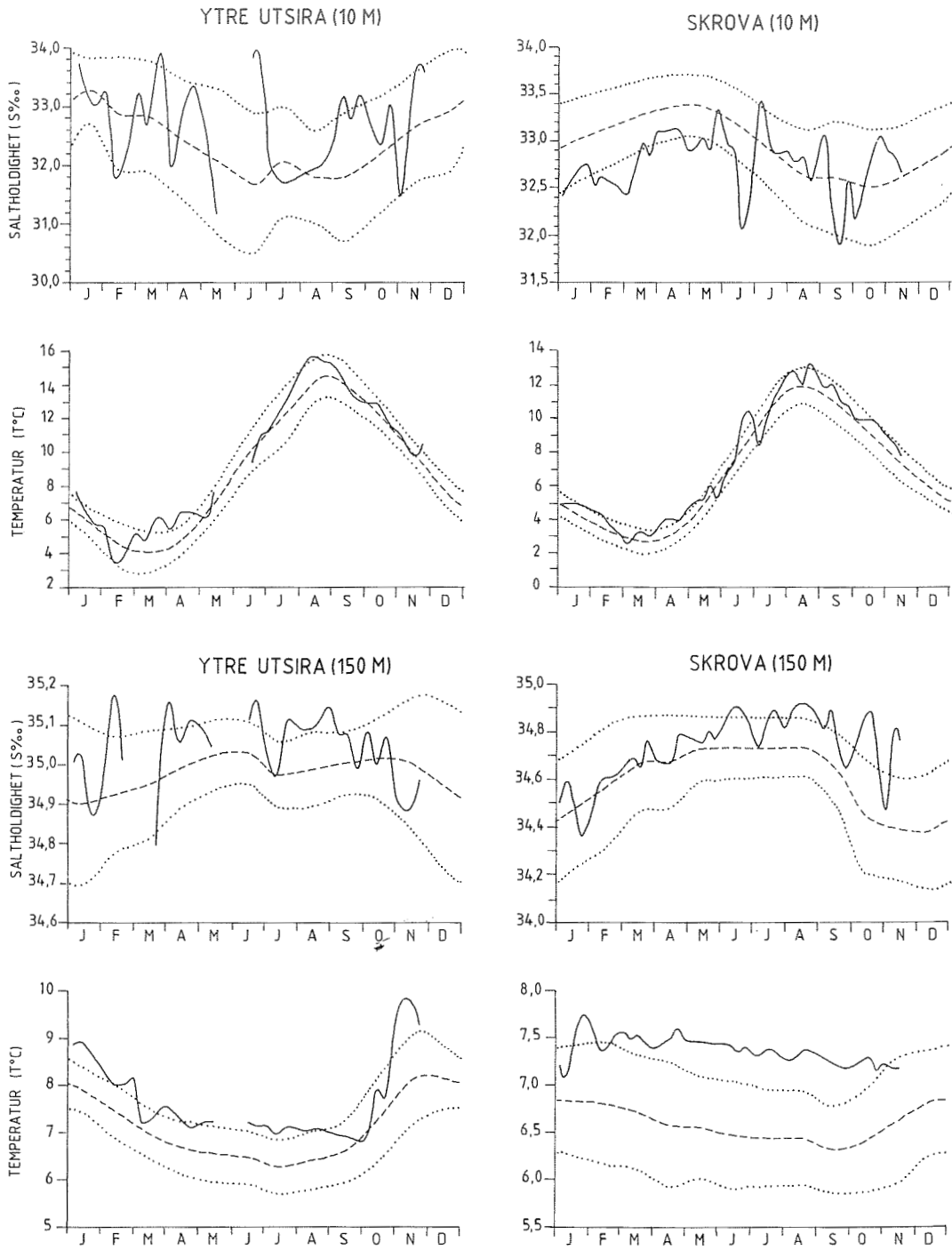


Fig. 22. Temperatur og saltholdighet i 10m og 150m dyp ved Utsira og Skrova i 1991. Midlere årsvariasjon og standardavvik (prikket) er også vist.

er sterkt avhengig av lokale og regionale vær- og strømforhold. Dette medfører at store svigninger fra år til år er det normale og kan forårsake store variasjoner i biologiske prosesser som er relatert til overflatelaget.

Spesielt interessant er langtidsendringen i overflatesaltholdigheten ved Utsira. Fra midten av 40-tallet og fram mot begynnelsen av 80-tallet har saltholdigheten sunket med rundt 1–1.5 PSU. Ved Skrova har overflatevannet vært spesielt ferskt de siste fire år. Ettersom økt tilførsel av ferskvann til nordområdene kan medføre redusert bunnvannsdannelse og dermed få stor betydning for klimaet både regionalt og globalt, er det viktig å følge denne utviklingen i samband med andre relevante observasjoner. (Data fra stasjon M tyder på at bunnvannsdannelsen er sterkt redusert de siste år).

Målingene fra Utsira viser at overflate-temperaturen vinteren 1990 var ca. 2°C høyere enn normalt. Andre data fra HI viser at varmemengden i store deler av Nordsjøen var ekstrem høy i 1990 og tilsvarer grovt sett den «predikerte» drivhuseffekten. I 150 meters dyp hvor vannmassene er sterkt oppblandet med Atlanterhavsvann (AV), gjenspeiler målingene mer storstilte variasjoner som har sin opprinnelse i den atlantiske innstrømningen. Her varierer temperaturen (som i 3. kvartal er nær årets minimum) som regel i samsvar med saltholdigheten, idet AV er varmere og saltere enn det lokale «dypvannet» som dannes om vinteren. Etter et ganske kaldt år i 1987 har temperaturen steget til et ekstremt maksimum i 1990 både ved Utsira og Skrova. Dette gjen-

speiler de siste års milde vintre, samt en økt innflytelse av AV i 1990 i forhold til 1989. Dette er i overensstemmelse med resultatene for Nordsjøen som helhet. Imidlertid ser man at mens temperaturen ved Utsira gikk noe ned i 1991, har den steget til et ekstremt maksimum ved Skrova.

Fig. 22 viser variasjonene (i 10 og 150m) ved Utsira og Skrova gjennom 1991 sammenlignet med de klimatologiske årsvariasjoner og standardavvik. Saltholdigheten i øvre lag ved Utsira var karakterisert ved store svigninger gjennom året, mens den ved Skrova i første halvår lå klart under det normale. Temperaturen var i overflaten stort sett normal både ved Utsira og Skrova. I 150m dyp ser man tydelig at de tidligere nevnte ekstremt varme forholdene gjør seg gjeldene det meste av året ved Skrova. Også ved Utsira er temperaturen klart over det normale

2.4.2 Skadelige alger

Chrysochromulina leadbeateri – blomstringen i Vestfjorden.

Oppblomstringen av den skadelige mikroalgen *Chrysochromulina leadbeateri* i Vestfjorden i mai/juni 1991 førte til tap av ca 700 tonn oppdrettsfisk (laks) i ca 12 anlegg spredt fra Steigen/Svolværområdet i sør til Gratangen i nord.

Det første tegn på at en skadelig algeblomstring var på gang, inntraff da en brønnbåt 16. mai mistet all fisken på vei fra Lødingen til Skrova. Dette ble i første omgang ikke knyttet til en skadelig algeblomstring, men da tildels omfattende dødelighet inntraff i endel anlegg mellom 24. og 28. mai, ble det konstantert at en skadelig mikroalge

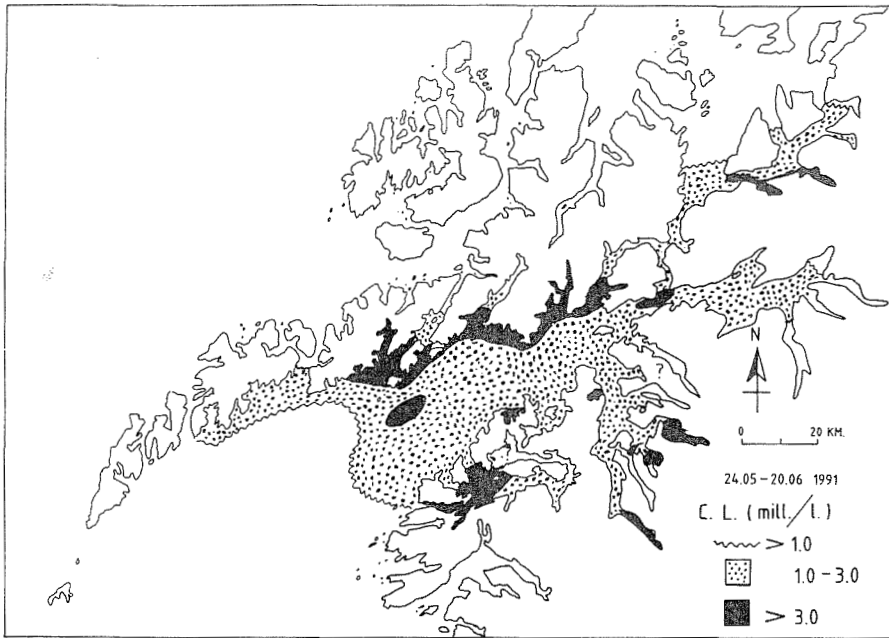


Fig. 23. Totalutbredelse og maksimalkonsentrasjoner av *Chrysochromulina leadbeateri* i mai/juni 1991.

var synderen. Den ble etterhvert identifisert av eksperter ved Universitetet i Oslo til å være *Chrysochromulina leadbeateri*, en nær slektning av den mer berømte *Chrysochromulina polylepis* som skapte store problemer for oppdrettsnæringen våren 1988.

Et stort apparat ble etablert for å kartlegge utbredelsen av algen, med deltakelse fra Fiskerihøgskolen i Tromsø, Høgskolesenteret i Bodø, Oceanor i Trondheim og Havforskningsinstituttet. Fiskerisjefene i Troms og Nordland samt Fiskeridirektoratet tok seg av de forvaltningsrettete og administrative delene av aktivitetene.

Oppblomstringen startet sannsynligvis i de indre delene av Ofotfjorden/Tysfjord i forbindelse med en uvanlig tidlig vårflom i siste del av april, kombinert med klarvær og lite vind. Vår oppblomstringen i området var allerede over og algesamfunnet var dominert av mikroflagellater og da sannsynligvis

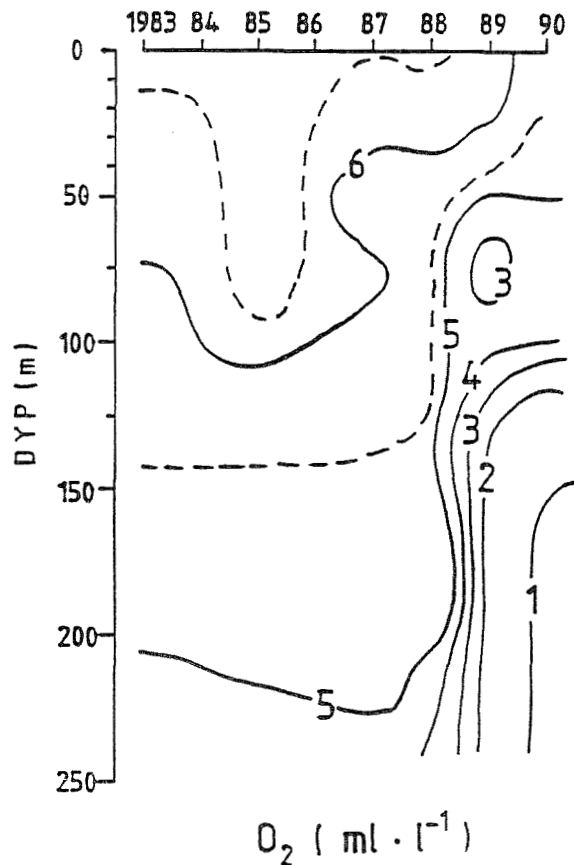


Fig. 24. Oksygenkonsentrasjonene i november måned i indre del av Ofotfjorden i perioden 1983-90.

også *C.leadbeateri*. Sterkt medvirkende til spredningen av skadealgen utover i Vestfjorden og nordover Tjeldsundet til Grovfjord og Gratangenområdet var den stadig økende ferskvannstilrenning i mai og juni. Fig. 23 viser utbredelsen og maksimalkonsentrasjonen av *C. leadbeateri* i løpet av blomstringsperioden i mai og juni 1991.

Ofofjorden og Tysfjord er ikke tidligere kjent for å være problemområder mhp eutrofiering. I de siste årene har det imidlertid vært observert tildels lave oksygenverdier og høye næringssaltkonsentrasjoner (Fig. 24) i indre del av Ofofjorden i forbindelse med overvintring av store mengder sild (1–1.5 mill. tonn). Det kan derfor ikke utelukkes at den organiske belastningen på fjorden i løpet av overvintringsperioden kan ha virket selektivt på mikroalger av *Chrysochromulina* – typen.

2.4.3 Miljøgifter

I forbindelse med ulike prosjekter er det 1991 utført en del analyser av organiske miljøgifter i fisk og sedimenter i norske fjorder. I vårhalvåret har avsluttende analyser på prøver fra et kasseforsøk med utsetting av torsk i Sørfjorden høsten 1990 blitt gjennomført. Eksperimentet ble gjennomført som et samarbeide mellom Anders Goksøyr, Universitetet i Bergen (biokjemiske

analyser) og Havforskningsinstituttet (kjemiske analyser). Resultatene viser opptak av PCB og PAH i en gradient innover fjorden, med målbare biokjemiske effekter på cytokrom P450-systemet i lever. Forsøket demonstrerer også muligheten av å bruke utsetting av fisk i kasser for påvisning av forurensningseffekter i forurenset kystvann.

På forespørsel fra Miljøvernavingdelinga hos Fylkesmannen i Hordaland har Havforskningsinstituttet gjennomført en undersøkelse av et mulig PCB utslipp i Ølenfjorden i Sunnhordland. Strandsonen ved Ølen Skip A/S var forurenset av PCB. Det pågår nå et arbeide for å klarlegge omfanget av PCB forurensningen, og betydningen utslippet har hatt på kvaliteten av fisk og den generelle miljøtilstanden i fjorden. Det fortas analyser av sedimenter, flyndre og blåskjell og arbeidet skal være ferdig innen utgangen av februar 1992.

Utslipp av PCB er også påvist i en ubåtbunker ved Puddefjorden i Bergen. Havforskningsinstituttet har vært ansvarlig for de kjemiske analysene som er utført i denne forbindelse for å kartlegge kildens utbredelse og størrelse. Det er aktuelt med en videre oppfølging i 1992 for å undersøke i hvilken grad utslippene har påvirket miljøtilstanden i Puddefjorden.

3. REKRUTTERING TIL FISKEBESTANDENE

3.1 Sild

Sildelarvefordelingen ble undersøkt under et samarbeidstokt mellom F/F «G.O.Sars» og «H.Mosby» over norsk kontinentalsokkel fra 60–64° N i perioden 2–15 april 1991. Det ble funnet sildelarver i hele undersøkelsesområdet (Fig. 25) med høyest tetthet på kystbankene ut for Sunnmøre, Bremanger og ved Fedje. De områdene der det ble funnet mest sildelarver er over eller tett ved et av sildas gytefelt, og larvene var her svært unge, bare 1–2 døgn gamle. Larveindeksen ble beregnet til 6.3×10^{12} larver, under halvparten av indeksen for 1990 som er gitt i fjorårets miljørapport (Miljørapport 1991, Fig. 22). Dette kan ikke skyldes en reell nedgang i gytebestanden som har holdt seg på samme nivå ≈ 1.5 mill. tonn begge årene. Årsaken ligger heller i forholdet mellom innsamlings- og klekkeperiode.

Hovedgytingen fant også i år sted på Sunnmørsfeltene, og mye tyder på at hovedmengden av larver allerede hadde klekket midt i mars. Disse larvene hadde enten drevet ut av undersøkelsesområdet eller blitt så store at de ikke lot seg fange med vår redskap.

Det spesielle med årets undersøkelse er at den viser en utstrakt gyting sør

for Stad. Det virker mer som om silda glir sakte sørover langs kysten på gytevandring, enn at den går direkte fra det ene store gytefeltet på Sunnmøre til det andre ved Karmøy. Klekkeforløpsundersøkelser ved Karmøy tyder på en 14 dagers forsinkelse i gytingen i forhold til på Møre. Det er bedre overensstemmelse mellom gytingen i den sørlige delen av undersøkelsesområdet og innsamlingsperioden enn det er nord for Stad. Dette kan forklare de store larvemengdene som ble registrert sør for Stad i forhold til på Sunnmøre der størstedelen av gytingen foregikk.

3.2 Lodde

Det ble samlet inn loddelarver på et tokt med F/F «Michael Sars» i perioden 14–30 juni 1991, og en fikk en god dekning av hele utbredelsesområdet. Fordelingen av larver er vist i Fig. 26. Larvene ble funnet over hele den sørøstlige delen av Barentshavet, men i lavere tettheter enn i 1990. Larveindeksen vist i Fig. 27, ble beregnet til 4.2×10^{12} , bare en tredjedel av den som ble funnet i 1990.

Dette var ikke hva vi forventet på forhånd da gytebestanden var 4 ganger

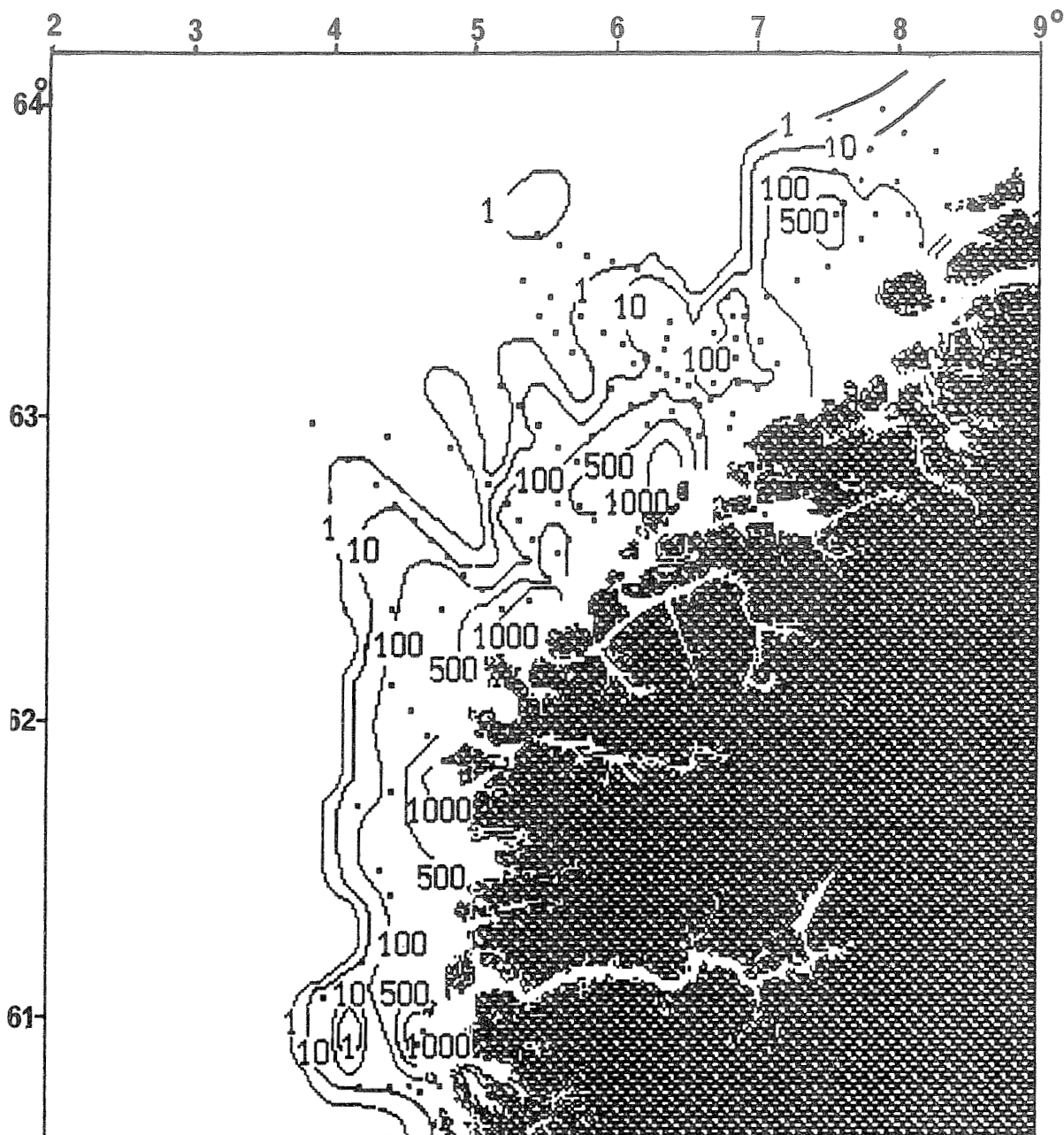


Fig. 25. Horisontalfordelingen av sildelarver (ant/m^2), 2–15 april 1991.

større i 1991 i forhold til 1990. I 1990 ble det registrert en rekordstor larveindeks på 13×10^{12} . Årsaken til dette må være en langt høyere larvedødelighet i 1991 enn i 1990. Dette kan enten skyldes dårlige ernæringsforhold og

vekstmuligheter for loddelarvene eller kraftigere nedbeiting fra predatorer. En mulig predator er småsild av 1989–90 årsklassene som begge er tallrike, og småsilda oppholder seg i loddelarvenes utbredelsesområde.

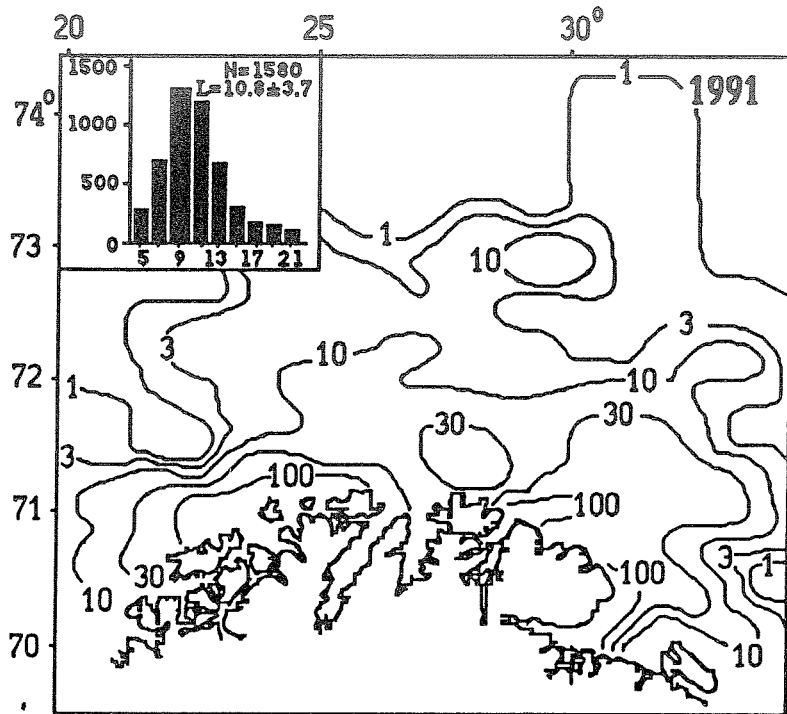


Fig. 26. Horisontalforde-
lingen av loddelarver
(ant/m²), 14–30 juni 1991.

Antall loddelarver x 10⁻¹²

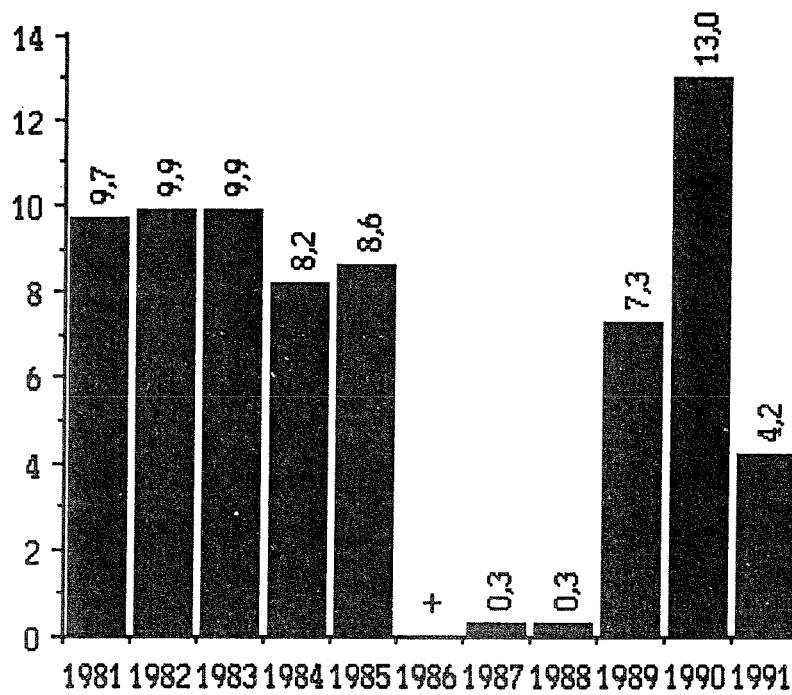
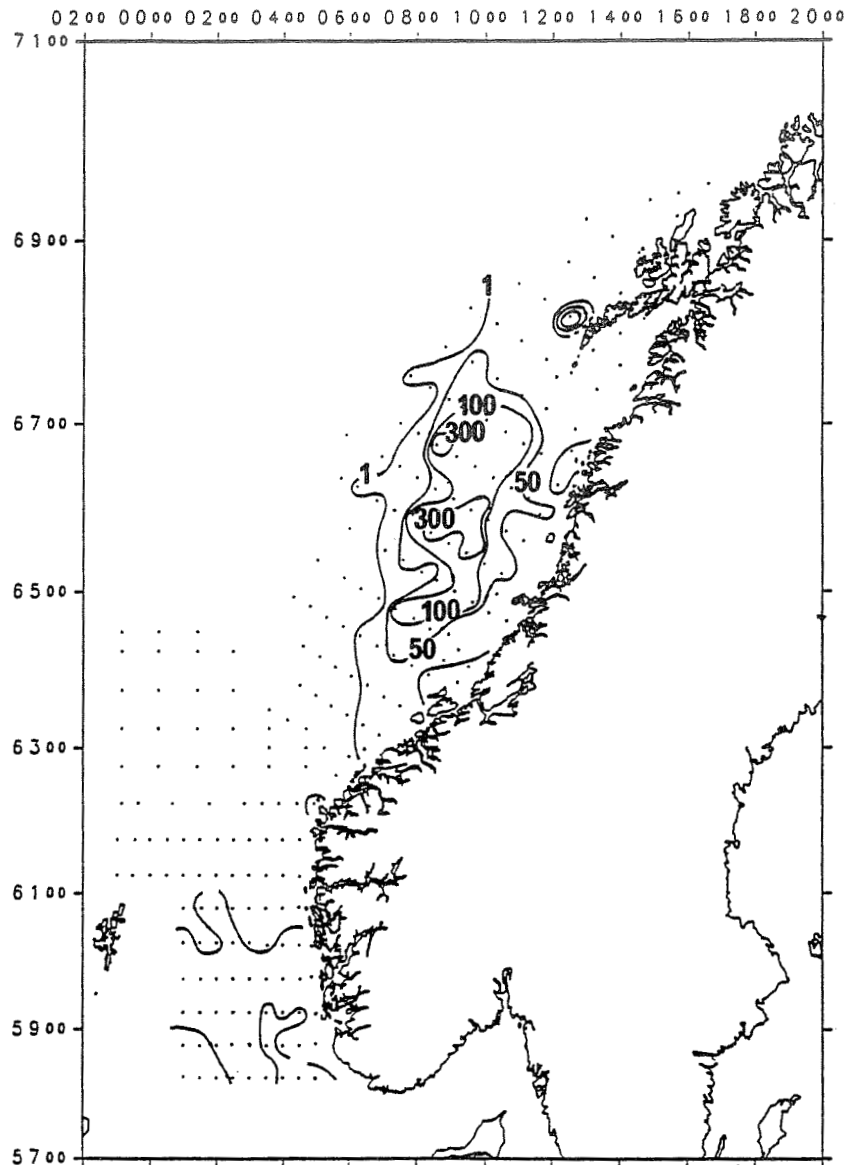


Fig. 27. Loddelarvein-
deks for perioden
1981–1991.

Fig. 28. Fordeling av sei-
yngel i april/mai 1991.



Det var ingen størrelsesforskjell av noen betydning mellom loddelarvene i 1991 og de som ble funnet i 1990, henholdsvis 10,3 og 10,8 mm. Dette tyder på at en eventuell forskjell i innsamlingsperiode i forhold til klekkeperiode ikke kan være årsaken til den lave indeksen i 1991.

3.3 Yngelundersøkelser i april-mai

Disse undersøkelsene har pågått siden 1985, og ble i år gjennomført i perioden 30 april–25 mai og 29 april–12 mai med to fartøy. Fig. 28 viser fordelingen av sei-yngel. Det var i år et klart skille

Sei yngelindeks i april/mai

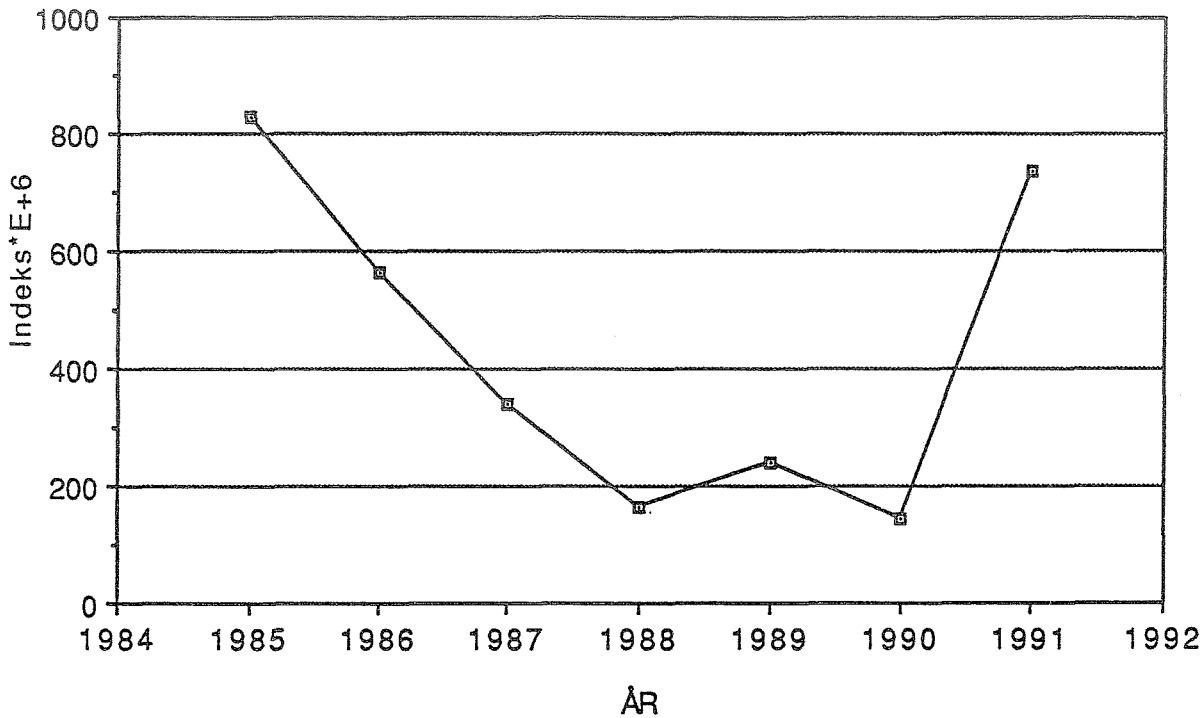


Fig. 29. Mengdeindeks for sei yngel i april/mai 1985–1991.

mellom utbredelsen av sei yngel nord og sør for Stad. Vi må tilbake til 1985 for å finne utbredelsen av sei yngel så langt nord. Nord for 62° N var mengdeindeksen den nest største siden undersøkelsene tok til (Fig. 29), med de største fangstene tatt i Trænabankområdet. I Nordsjøen hadde sei yngelen en helt annen utbredelse enn hva som er vanlig med yngelen spredt utover Fladen. Indeksen i Nordsjøen er noe lavere enn i fjor, men hele utbredelsesområdet ble ikke dekket.

Fordelingen av sildelarvene er vist i Fig. 30. Disse undersøkelsene registrerer både høstgytte larver i Nordsjøen og vårgytte larver nord for Stad. Bare en av de 58 larvene som ble fanget sør for Stad var mindre enn 30 mm og

denne kan stamme fra en eventuell vårgyting herfra. Det ble også funnet innslag av høstgytte larver nord for Stad, særlig på de ytre stasjonene nordvest av Møre, men også spredt nordover. Det er umulig å få et riktig kvantitativt mål på fangsten av sildelarver. Disse lange tynne larvene ned mot 2 cm kler ofte maskene langt fremover i trålen og dette gjør det umulig å samle alt trålen har fanget. Likevel, siden redskap og prosedyre har vært lik hvert år kan en presentere en mengdeindeks for sild (Fig. 31). Det fremgår av figuren at indeksen for 1991 var den største som er målt.

Vanligvis fanger en lite yngel av annen torskefisk enn sei på disse toktene. Dette skyldes sannsynligvis at artene

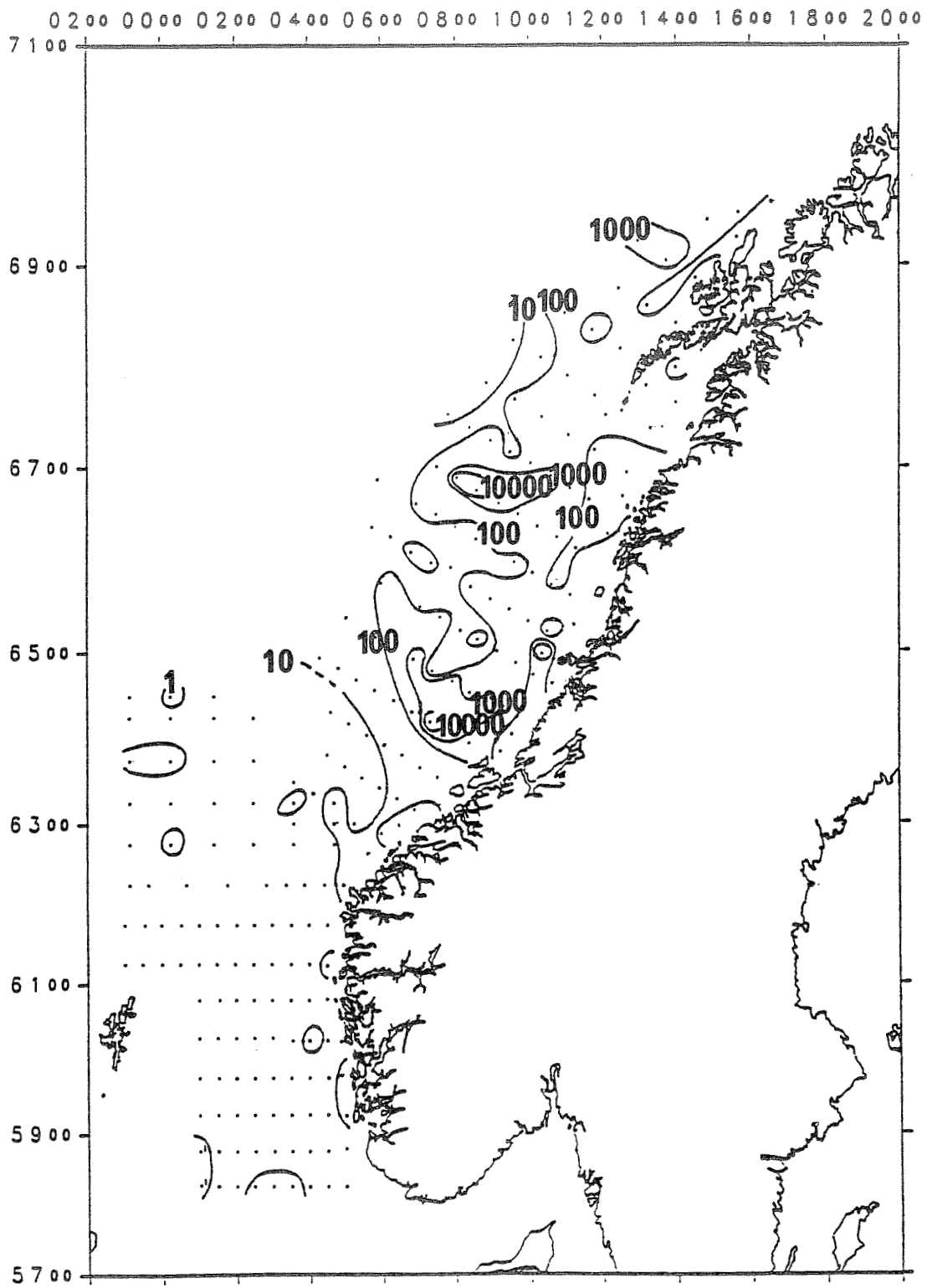


Fig. 30. Fordelingen av sildeyngel i april/mai 1991.

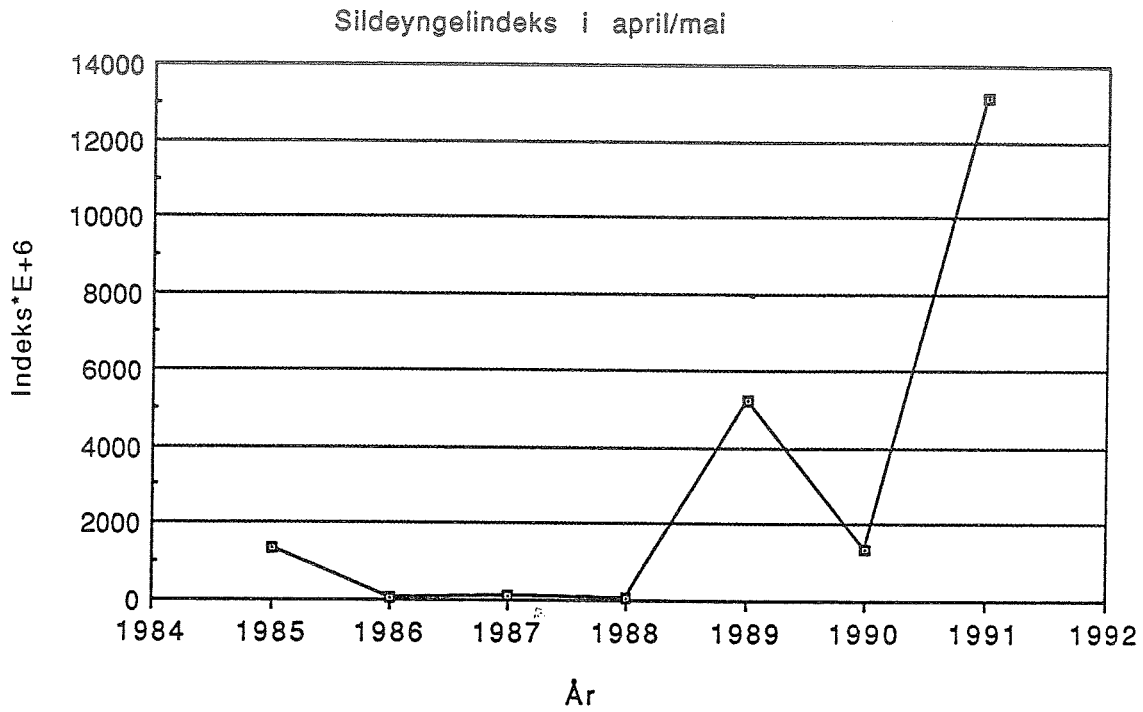


Fig. 31. Mengdeindeks for sildeyngel i april/mai 1985-91.

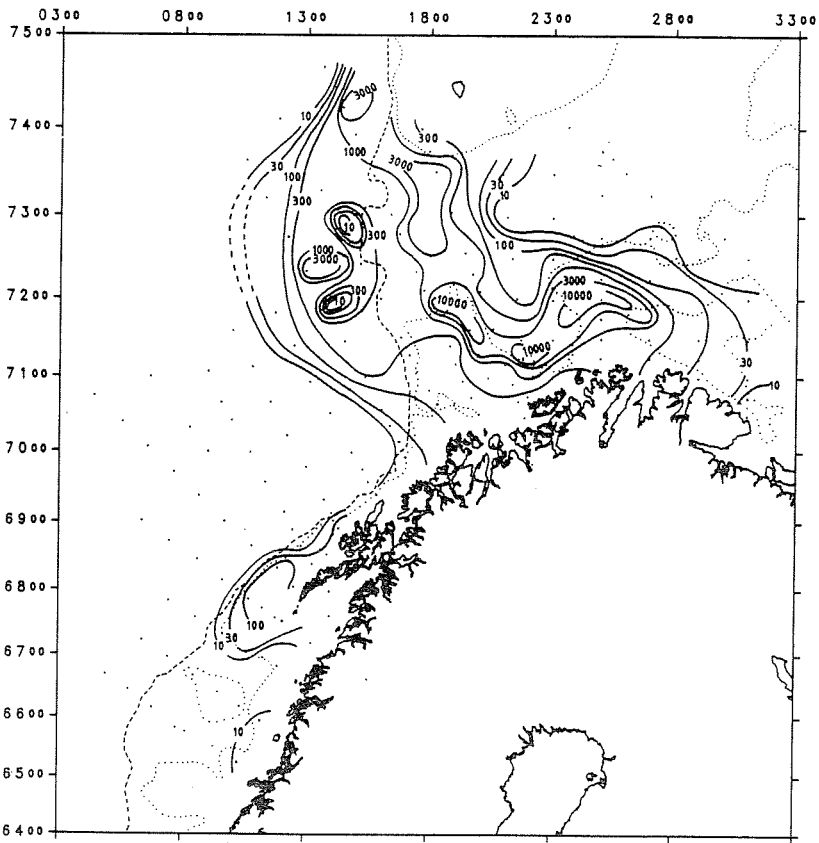


Fig. 32. Fordelingen av torsk yngel i juli 1991.

Torskeyngelindeks i juli

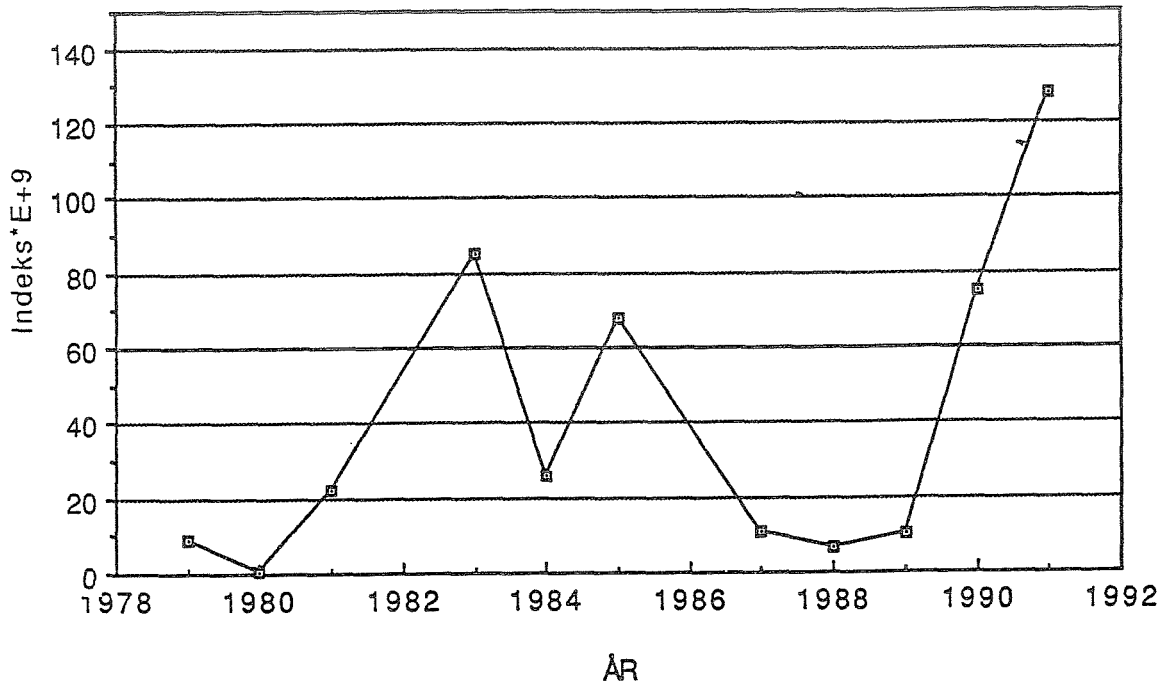


Fig. 33. Mengdeindeks for torskeyngel i juli 1979–1991.

er for små til å fanges av trålen som blir brukt. I år ble det funnet fire torskeyngel, to utenfor Møre, en utenfor Frøya og en ved Andøya. Av hyse ble det funnet to individ utenfor Møre.

Det ble for første gang konstatert «gyting» av vanlig uer og snabeluer langs eggakanten fra vest av Trænabanken og sørover.

3.4 Yngelundersøkelsene i juli

Disse yngelundersøkelsene tok til i 1977 og har mellom annet tatt sikte på å etablere en mengdeindeks for årets produksjon av torsk. I perioden 1987–89 dekket undersøkelsen området fra Varangerfjorden til Stad, og en kunne også kartlegge fordelingen av andre arter sør for Vestfjorden. I 1991

ble området Vikna–Varangerfjorden dekket.

Torskeyngel ble vesentlig funnet i sørvestlige del av Barentshavet og i Vestspitsbergenstrømmen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet over Tromsøflaket og over Nordkappbanken (Fig. 32). Verken mot nord eller øst ble 0-linjen lokalisert. Fig. 33 viser mengdeindeksen for torsk forskjellige år. Indeksen for i år er den høyeste som er blitt målt i disse undersøkelsene og dette indikerer en god årsklasse av torsk.

Mesteparten av sildeyngelen var metamorfosert og gikk tydeligvis i stim. Dette viser den varierende fangsten fra stasjon til stasjon. Lignende observasjoner ble gjort i 1989 og 1990 og det indikerer at veksten av larvene har

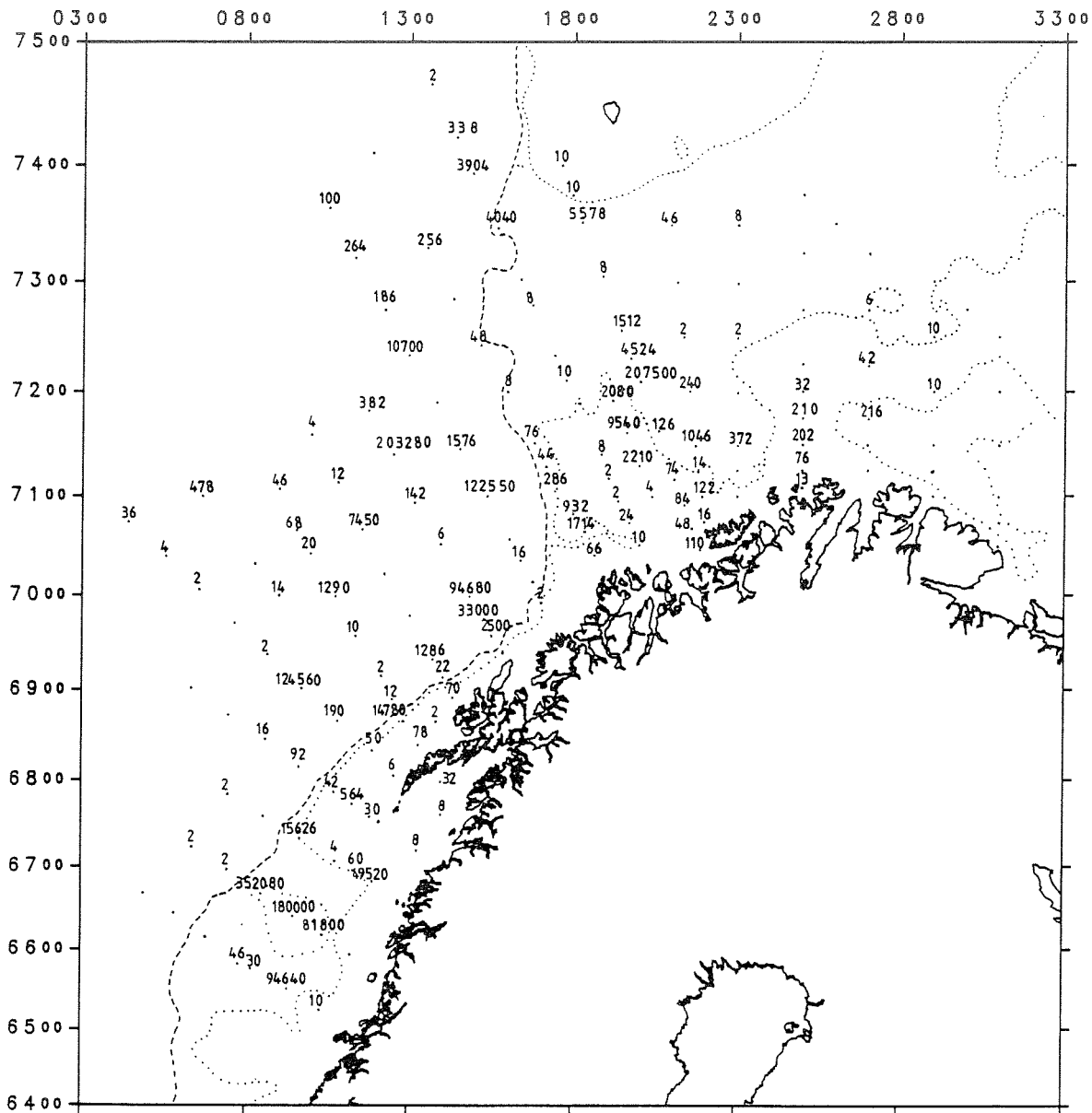


Fig. 34. Fordelingen av sildeyngel i juli 1991.

vært god. At yngelen går i stim gjør en mengdeindeks for sildeyngel verdiløs. Stimer ble funnet nord for Tromsøflaket, i Norskehavet og over Trænabanken (Fig. 34). 0-linjen mot vest og nordvest ble ikke funnet. Hyppigheten av stimer syntes være større i 1991 enn året før, og dette indikerer en god årsklasse.

Som i 1988 og 1989 ble det også i år funnet loddeyngel sør for Lofoten, mellom 64 og 65° N. Dette er yngel som mest sannsynlig kommer fra Island, og den registreres hver gang undersøkelsene strekker seg sør til dette området.

4. UTVALGTE GLIMT FRA FORSKNINGSAKTIVITETEN I 1991

4.1 Modellering av drift av tobislarver i Nordsjøen.

I løpet av 1991 er det ved Senter for Marint Miljø startet en 3-dimensjonal oseanografisk sirkulasjonsmodell for et utvidet Nordsjøområde. Modellen er vel egnet til å studere transport av partikler som oppholder seg i vannmassene.

Modellen er her benyttet til å studere drift av tobislarver. Etter bunnslåing om sommeren antas tobisen, *Ammodytes marinus*, å være svært stasjonær. Tobisen gyter om vinteren og eggene begravnes i sanden inntil klekking i mars-april. Tobislarvene driver etter klekking pelagisk i de øvre lag av vannmassene inntil de bunnslår seg ut på sommeren.

I perioden fra klekking til fram på sommeren mens larvene driver pelagisk, kan de bli flyttet fra en lokalitet til en annen. For forvaltning av tobisbestanden er det viktig med kunnskap om betydningen av egenrekruttering og om betydningen av rekruttering fra andre lokaliteter. Man søker svar på spørsmål som: Er overbeskatning av en bestand i en lokalitet av avgjørende betydning for rekrutteringen til bestanden i denne lokalitet? Er en slik overbeskatning av betydning for rekrutteringen til bestandene i andre lokaliteter?

I Fig. 35 er to hovedlokaliteter for tobis angitt. Det nordlige området ligger i Norsk sone og det sørlige området i EF-sonen av Nordsjøen. Fig. 36 viser antall rekrutter i det nordlige området i perioden 1976-1988. 1986 peker seg ut som et år med god rekruttering og 1984 og 1987 som år med dårlig rekruttering. Vi har i første omgang valgt å simulere drift av larver i disse tre årene.

Ved å drive sirkulasjonsmodellen med aktuelle vinder kan vi prøve å forklare forskjellene i rekruttering i disse tre årene, og besvare spørsmål av den type som blir reist ovenfor. I Fig. 36 har vi antydnet i prosent hvor mange av larvene som blir klekket i det nordlige området som blir værende der i perioden fram til bunnslåing. Antall rekrutter tilført fra det sørlige området er også vist. I følge modellberegningene drev de fleste larvene i 1984 og 1987 ut fra det nordlige området, og inn i mer sørlige deler av Nordsjøen. Det var ingen tilførsel av larver sørfra i disse årene. I Fig. 35 har vi antydnet fordelingen av tobislarver klekket i det nordlige området i 1984 etter at de har drevet fra 1. april til 1. august. I 1986 ble nesten halvparten av larvene værende i det nordlige området, og en god del ble også tilført fra det sørlige området. Disse foreløpige resultatene kan antyde

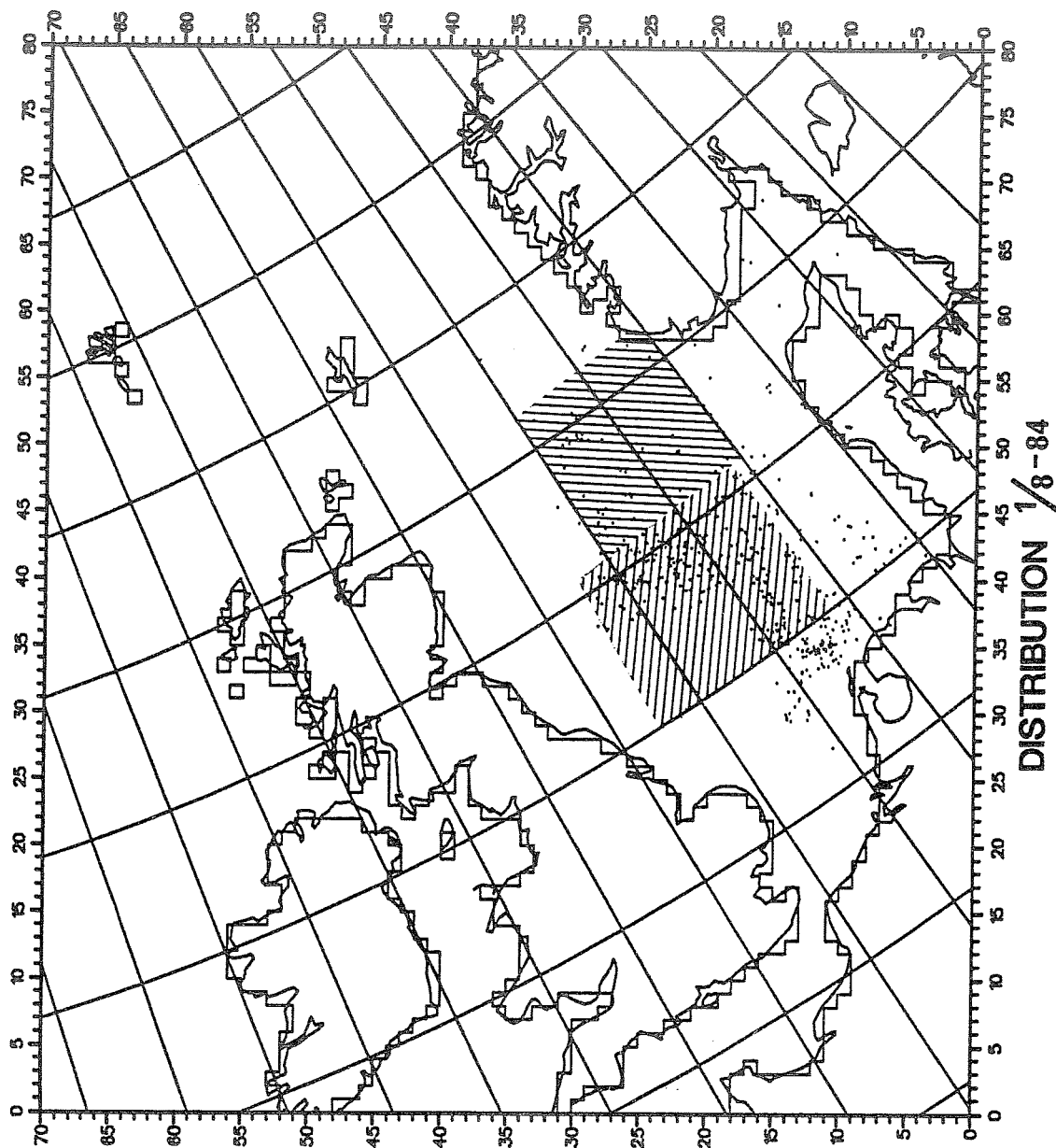


Fig. 35. Nordlige og sørlige gyteområde for tobis.

at ulike strømforhold fra år til år kan være en meget viktig årsak til varierende tobisrekuttering.

Arbeidet med studier av variabilitet i rekuttering foregår i samarbeid mellom forskere fra Senter for Marine Ressurser og forskere fra Senter for

Marint Miljø, og modellen vil bli benyttet til å studere transport av egg og larver fra andre arter enn tobis. For å kunne forbedre realismen i denne type modellering, vil best mulig kunnskap om vertikalfordeling/vandring være et viktig bidrag.

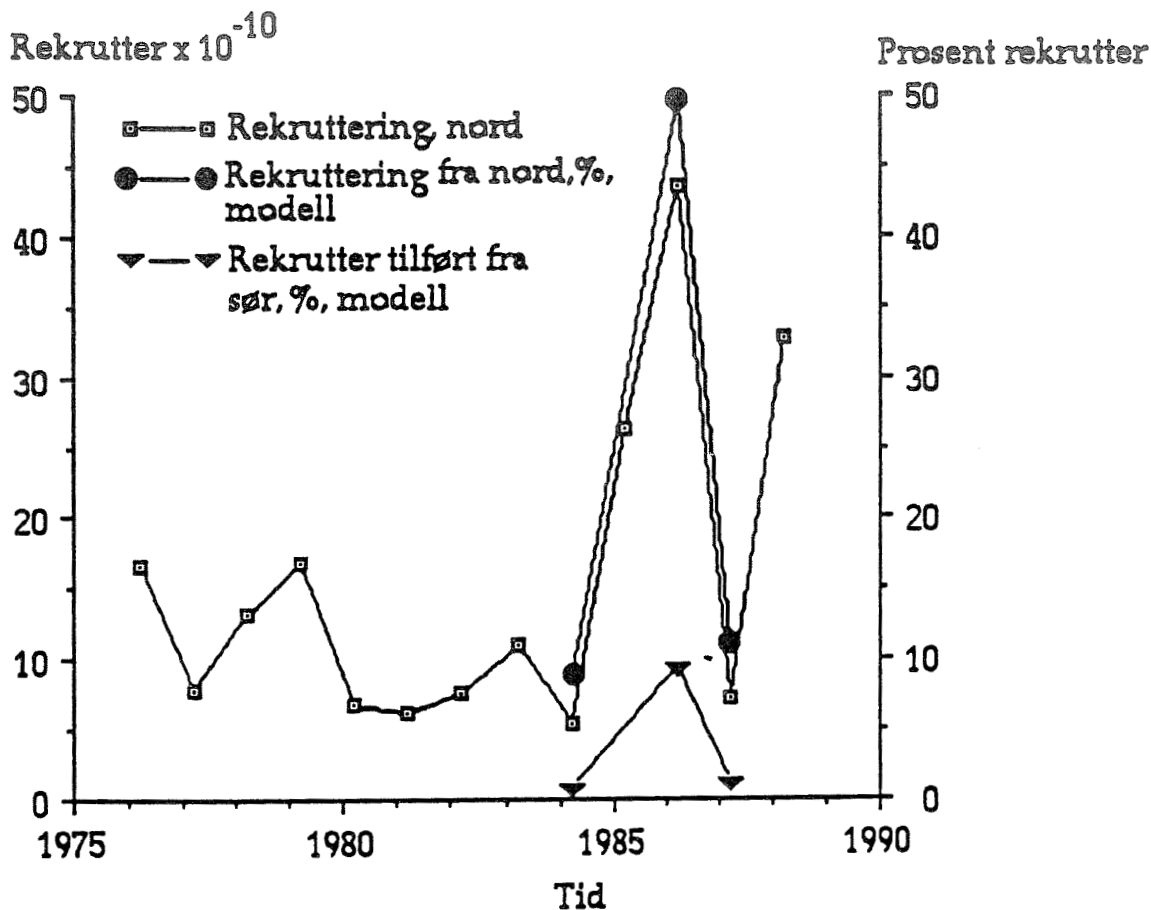


Fig. 36. Rekruttering av tobis i det nordlige gyteområdet 1976–1989.

4.2 Kun en del av sildelarveproduksjonen i 1990 overlevde fram til en fullt rekruttert årsklasse

På et tokt med F/F «Eldjarn» i mai 1990 ble det samlet inn prøver av sildelarver til aldersavlesning. Stasjonene det ble samlet inn materiale fra er vist i Fig. 38. Aldersavlesningen foregikk i laboratoriet med det utstyret som ble beskrevet i fjorårets miljørapport (kap. 4.3). Klekkedatoen til larvene av norske vårgytere ble tilbakeberegnet, og sammenlignet med det som skjedde i

klekkeområdet i mars–april måned. Den reelle klekkekurven og den tilbakeberegnete klekkekurven er vist i Fig. 37. Byttedyrtetthetene er hentet fra en rapport skrevet av H. Bjørke om næringstilbudet for sildelarvene klekket utenfor Møre i perioden 1987–1990. Her er resultatene midlet over den delen av vannsøylen der naupliene vanligvis finnes, 0–50 m. I spesielle sjikt kan selvfølgelig tetthetene være mye høyere, men verdiene gir et godt uttrykk for det generelle mattilbudet sildelarvene var utsatt for.

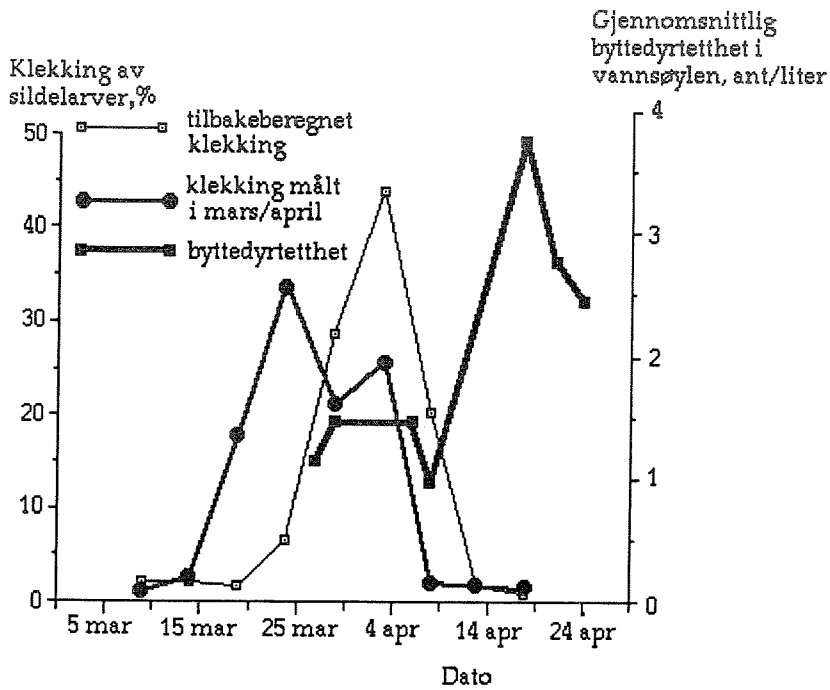


Fig. 37. Klekkekurver og mattilbudet til sildelarver av norsk vårgytende sild i 1990.

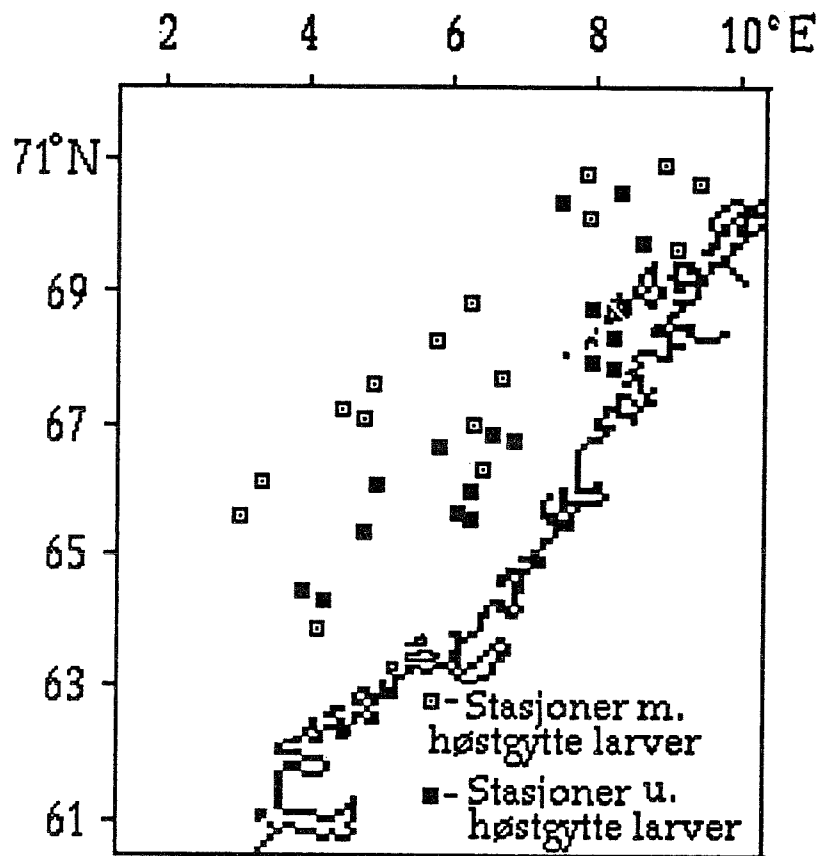


Fig. 38. Stasjoner på midtnorsk sokkel der det ble samlet inn sildelarvemateriale til aldersbestemmelse, mai 1990.

Det er ikke overensstemmelse mellom klekkekurvene. Målinger over sildas gytefelt på Møre viste at halvparten av larvene hadde klekket allerede den 26. mars. Ser en derimot på den tilbakeberegnede klekkekurven viser denne at halvparten av larvene først hadde klekket 1. april. Årsaken til dette er at de sildelarvene som klekket tidlig i sesongen har vært utsatt for en mye høyere dødelighet enn de som klekket sent. En av grunnene til dette, og kanskje den viktigste, kan være at de larvene som klekket helt fram til slutten av mars hadde et dårlig mattilbud når de startet å spise. Dette skjer vanligvis når de er en uke gamle, og når plommesekken er brukt opp etter 10 dager er de helt avhengige av å skaffe seg mat selv. Larvene som klekket i april derimot hadde et helt annet mattilbud når de startet å spise. Den gjennomsnittlige byttedyrtettheten økte fra 1 til nesten 4 byttedyr/liter i perioden 7. til 17. april da disse larvene hadde sitt første næringsopptak.

Disse resultatene må sees som en viktig støtte til Hjorts hypotese om en kritisk periode i fiskelarvens liv omkring første næringsopptak.

4.3 Bevis på at Nordsjøsild infiltrerer den norske vårgyttende sildestammen

Lengdefordelingen av sildelarvene som har blitt innsamlet over den norske kontinentalsokkelen i mai måned i perioden 1985–1990 tyder på at vi både har en larvekomponent fra høstgytere og fra vårgytere tilstede. Lengdefordelingen av sildelarver som ble innsamlet på toktet i mai 1990 er vist i Fig. 39. Denne fordelingen er topuklet og skillett mellom de to komponentene går ved 30 mm. Aldersavlesningen av dette materialet ga som svar at av de 30 larvene som var over 30 mm kom 28 fra høstgytere, mens bare 1 av 227 larver som var mindre enn 30 mm kom fra høstgytere. Dette viser at 30 mm er velegnet til å skille mellom høstgytte

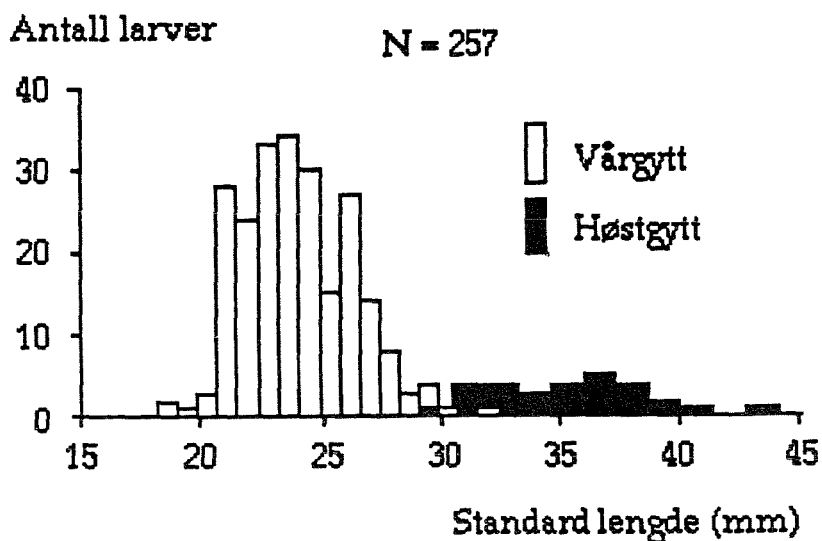


Fig. 39. Lengdefordelingen til det aldersbestemte materialet.

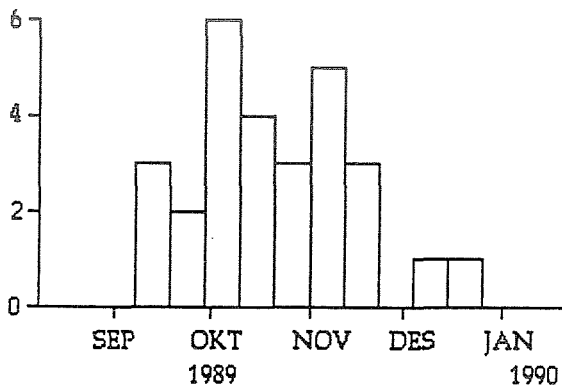


Fig. 40. Klekkedatoen til de høstgytte sildelarvene.

og vårgytte larver i det undersøkte materialet. Av totalmaterialet var ca. 5% over 30 mm, og dette tyder på et ganske betydelig innslag av høstgytte sildelarver i 1990. Ser en på Fig. 38 som viser stasjonene der larvene ble samlet inn, har de stasjonene der det ble funnet larver av høstgyttende sild et eget symbol. De ble funnet lengst ute på sokkelen, og dette tyder også på at de kom inn i kyststrømmen langt sør. De vil følgelig også bli fordelt vest i Barentshavet og opp mot Svalbard.

Klekkekurven til de høstgytte larvene er vist i Fig. 40. Gjennomsnittlig klekketidspunkt var i oktober, og det kan tyde på at disse larvene stammer fra den sentrale delen av Nordsjøen.

Den videre skjebnen til disse larvene er uvis. En mulighet er at den høstgytte silda ikke er tilpasset til oppvekstmiljøet i Barentshavet og raskt forsvinner ut av populasjonen. En annen mulighet er at de vokser opp sammen med larvene av vårgyttende sild, og så vandrer tilbake til Nordsjøen for å gyte. En tredje mulighet er at forskjellene mellom de to bestandene i

hovedsak er miljø-betinget slik at denne silda også rekrutterer til gytebestanden av norske vårgytere. Bedre etse- og slipeteknikker som er iferd med å etableres, vil kanskje føre til at mikrostrukturstudier av otolither fra 1990 årsklassen kan gi et svar på disse spørsmålene i årene som kommer.

4.4 Et nytt system for overføring av data

Havforskningsinstituttet skal til enhver tid kjenne den aktuelle miljøtilstanden i de «norske» havområdene. Instituttet må derfor samle inn data fra alle havområdene som omgir Norge med den hyppighet som kreves. Dette ansvaret er tillagt instituttets «Senter for Marint Miljø».

Miljøparametre som holder seg relativt stabile over tid overvåkes enklest via regelmessige observasjoner fra instituttets forskningsfartøy. Miljøandelen av disse toktene går først og fremst ut på å måle vannets temperatur, saltholdighet og strømtilstand og å observere dets innhold av næringssalter og forurensningskomponenter. Fig. 41 illustrerer omfanget av toktvirksomheten. Hvert punkt på kartet representerer et eller flere besøk av et forskningsskip pr. år.

Havforskningsfartøyene er instituttets «hangarskip». De har en enorm observasjons- og databehandlingskapasitet som kan anvendes på akkurat det området de befinner seg i. Bakdelen er at forskningsfartøyene er kostbare i drift og at bruken av dem vanskelig kan omprogrammeres på kort varsel. Vanligvis er bruken av et forsk-

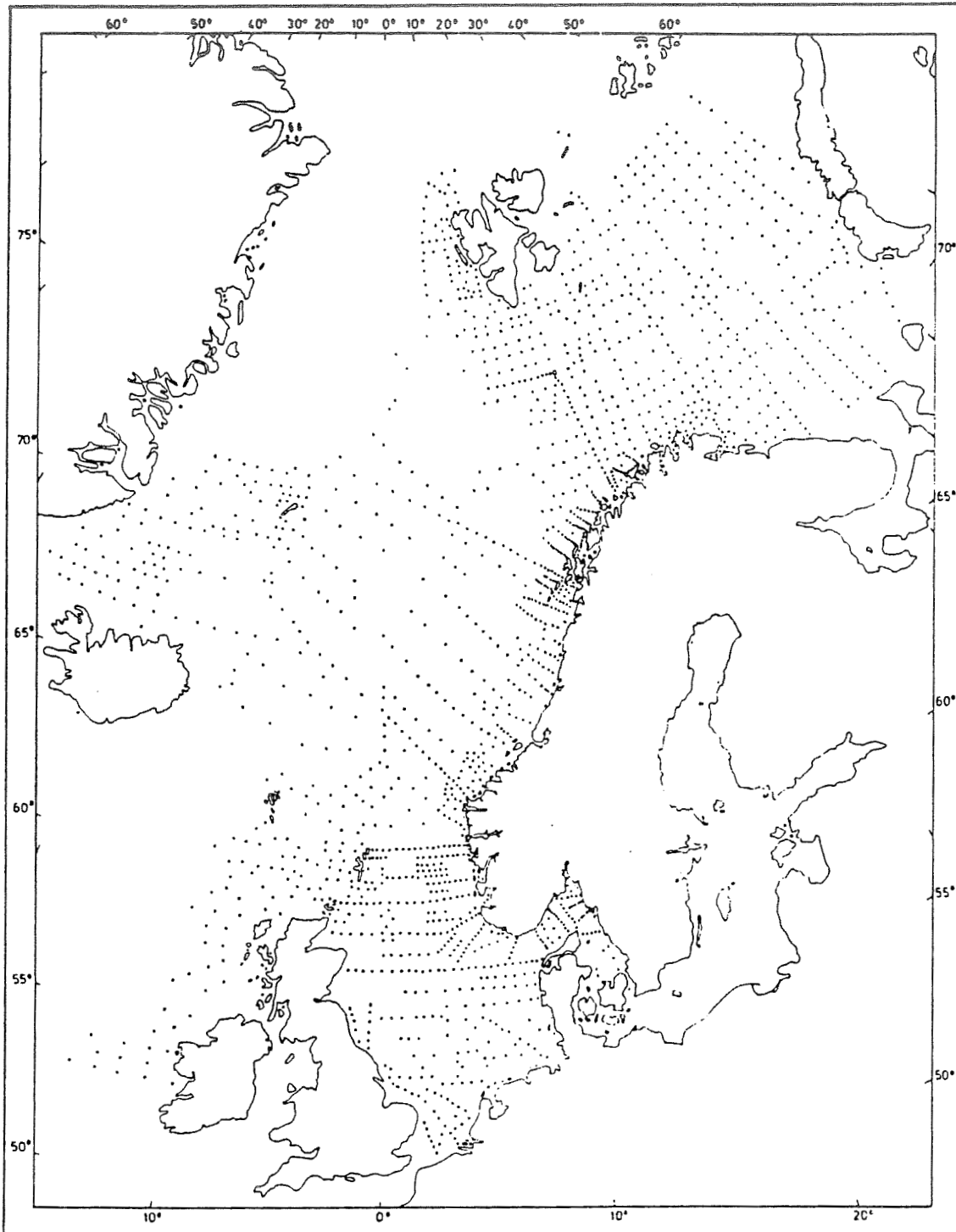


Fig. 41. Havforskningsinstituttet er landets desidert største innsamler av marine miljødata. Her illustreres omfanget av toktvirksomheten. I alle de avmerkete punktene tar instituttets forskningsfartøy minst en observasjon pr. år.

ningsfartøy bundet til toktprogram som kan være fastlagt flere år i forveien.

Enkelte ganger oppstår det behov for å overvåke akutte og ofte dramatiske forandringer i lokalmiljøet. Det kan dreie seg om oppblomstring av giftige alger, eller f. eks. en skipsulykke med giftige utslipp til følge. Da trengs et dataovervåkningssystem uavhengig av forskningsskipene som kan settes i drift øyeblikkelig.

Andre ganger er det behov for å samle inn rutinedata fra utvalgte «klimastasjoner» langs kysten. For å fremskaffe slike rutinedata og deretter gjøre dem raskt tilgjengelige for brukerne, trengs et rimelig og sikkert dataovervåkningssystem som kan drives av fastboende observatører ved hjelp av enkel teknologi.

Havforskningsinstituttet har i flere år arbeidet med utvikling av miniatyriserte måleinstrumenter som er så lette i vekt og så enkle å betjene at de i praksis kan benyttes fra nærmest ethvert tilfeldig leiefartøy uansett størrelse og teknisk standard.

Et slikt instrument er MINI STD-instrumentet som er vist på Fig. 42. Dette instrumentet kan måle saltholdighet og temperatur (senere skal det også kunne måle oksygen og fluorescens) som funksjon av dypet. Instrumentet veier ca. 2 kg. Det trengs ikke noen spesiell utdannelse for å betjene det. For å ta en vertikal profil av vannets hydrografiske egenskaper er det nok å feste instrumentet til en line, holde en magnet utenfor en START-posisjon på instrumentet og deretter fire det langsomt ned til ønsket maksimaldyp. Dataene logges automatisk,

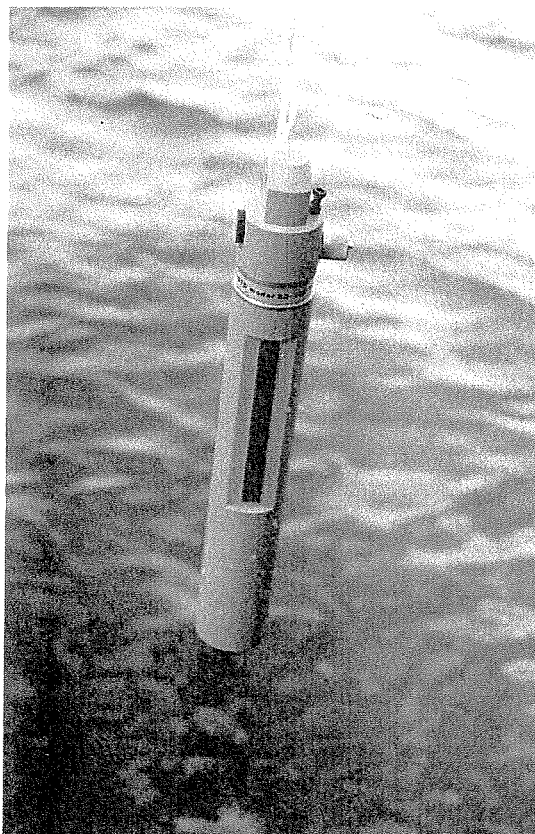


Fig. 42. Miniatyrisert STD-instrument for måling av sjøvannets saltholdighet og temperatur som funksjon av dypet.

og de kan senere leses av og prosesseres ved å overføre dem til en PC. Måleprosessen er imidlertid bare halve jobben. Til å ta avgjørelser i akuttsituasjoner og til å oppdatere operative miljømodeller trenger Havforskningsinstituttets forskere et system som kan bringe data fra feltet direkte inn til deres datamaskiner på et minimum av tid.

I samarbeid med Miljøverndepartementets program for havmiljødataovervåking og varsling (HOV) er det derfor også utviklet et enkelt dataoverføringssystem basert på miniatyrisert instrumenter og offentlige telefonnett. Både fast installerte og mobile tele-

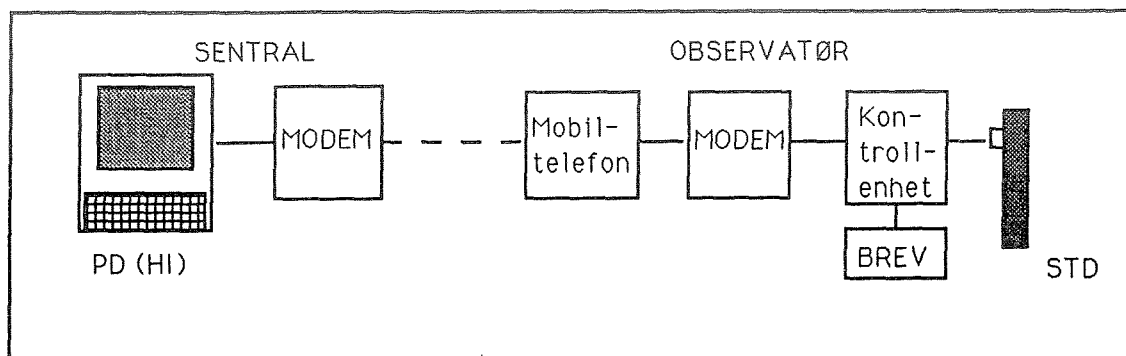


Fig. 43. En skjematisk tegning av det nye dataoverføringssystemet.

foner kan brukes. For å nå observatører på havet via mobiltelefon benyttes MBT 450-nettet. Dette mobiltelefonnettet dekker i dag hele Norskekysten og store deler av Skagerrak, Kattegat, Nordsjøen og Norskehavet. Senere nettutvidelser - f. eks. Motorolas planlagte «Iridium»- gir utsikt til global mobiltelefondekning innen få år. Fig. 43 viser hva som trengs av utstyr. På Havforskningsinstituttet står en sentral persondatamaskin (PD) tilkopleet et modem. PD-en inneholder et program som enten på kommando eller til visse tider slår telefonnummeret til den eller de observatører man ønsker data fra. Observatøren disponerer et STD-instrument. Med sin egen båt bringer han dette ut til en eller flere avtalte posisjoner, hvoretter han utfører en profilering ned til gitt maksimaldyp. Når han er ferdig, plugges instrumentet til en spesialutviklet kommandoenhet som igjen står tilkopleet et standard modem med tilhørende mobilt eller fast telefonapparat. Til programmerte tider eller på kommando ringer Havforskningsinstituttets PD til alle eller til utvalgte observatører. Dersom

den oppringte observatørens STD er tilkopleet, vil måledataene automatisk overføres til en egen datafil på instituttets PD. Dersom STD-enheten mangler, vil datamaskinen straks avbryte «samtalen», ringe til neste observatør eller ringe tilbake senere.

I tillegg til data kan systemet også formidle skriftlige beskjeder. Forskerne kan skrive «brev» med detaljerte instruksjoner til både hver enkelt og til samtlige observatører. Brevene havner i en elektronisk brevkasse i observatørens kommandoenhet hvorfra de kan leses via en PD. Hver enkelt observatør kan også skrive brev tilbake til sentralen. Observatørens brev - som typisk kan inneholde tilleggssinformasjon om posisjon, vær og vind, legges i adapterets brevkasse ved hjelp av en PD. Derfra blir brevet automatisk overført til instituttets sentrale PD sammen med de målte data ved neste oppringning.

Det nye systemet representerer et fleksibelt alternativ til sanntids dataoverføring fra forankrete, ubetjente bøyer. Når en telemetrerende bøye først er på plass og fungerer, er det vanskelig å konkurrere frekvensmessig

og prismessig med datastrømmen fra akkurat det punktet. Et bøyesystem har imidlertid mange svakheter: Det representerer en stor investering, det er sårbart for høye bølger og meget utsatt for kollisjon med skip og bevegelige fiskeredskaper, utplassering og forankring krever omstendige forberedelser og kan derfor ikke gjøres på «sparket» i det en akuttsituasjon oppstår. På store dyp er forankring av bøyer vanskelig for ikke å si umulig. Et bøyesystem kan heller ikke med kjent teknologi utføre profilering på store dyp.

4.5 Langtidsvariasjoner i planktonbestanden – samspill med fiskebestandene?

Barentshavet har, som andre arktiske områder med ekstreme fysiske betingelser, en relativt enkel økologi dominert av få arter. Disse opptrer til gjengjeld i høye konsentrasjoner og har stor betydning i næringskjeden. De viktigste sekundærprodusentene i dyreplanktonet tilhører kopepodene, som i biomasse domineres av rauåte, *Calanus finmarchicus*, og *C. glacialis*. Tilsammen utgjør de hovedkomponenten i næringskjeden hos lodde.

Barentshavets økologi har vist store svingninger i 80-årene, med det mest synlige resultat at loddebestanden sank drastisk i årene fra 1984 til 1986. Før nedgangen var bestanden anslått å ha en størrelse fra 4–7 millioner tonn i perioden 1973–80.

Det ble produsert sterke årsklasser av torsk, hyse og sild i 1983. Dette kan ha sammenheng med overgang mellom kalde og varme klimaperioder i Ba-

rentshavet, forårsaket av storskala variasjoner i innstrømning av Atlantisk vann. Med oppgang i sildebestanden er det naturlig å anta at lodda fikk en økt næringskonkurransen. Polartorsk er som sild og lodde en planktonspisende art, og også denne har vist en oppgang de siste årene etter en sterk årsklasse i 1985. Oppgangen i torskebestanden har på sin side ført til en større predasjon på lodda.

Reduksjonen i loddebestanden og en svak vekstrate skjedde etter en reduksjon i zooplanktonbiomassen i 1983–84 (Fig. 44), og det er sannsynlig at den reduserte næringstilgangen var en begrensende faktor for loddas vekst. Fra over 15g askefri tørrvekt/m² i juni 1980 falt biomassen til under 5g/m² i juni 1983 og 84. Selv om tidsserien ikke er komplett for alle måneder fra mai til september, synes det som om det har vært en generell økning igjen i siste halvdel av tiårsperioden. Data fra figuren representerer dyreplankton fanget i relativt små håver, 36–80 cm diameter, hvor den nedre del av størrelses-spekteret hos planktonet inklusive kopepoder er rimelig godt representert. Dette er også den viktigste næringen hos lodda. De store svingningene i fiskebestandene i Barentshavet i 80-årene vitner om sterke biologiske interaksjoner, både mellom fiskearter og mellom dyreplankton og fisk. Viktige spørsmål i denne sammenheng er i hvilken grad planktonproduksjonen blir utnyttet av fisk, og om Barentshavet er et næringsbegrenset økosystem. Betrakninger om Barentshavets primærproduksjon og økologiske rater indikerer at dette kan være tilfelle.

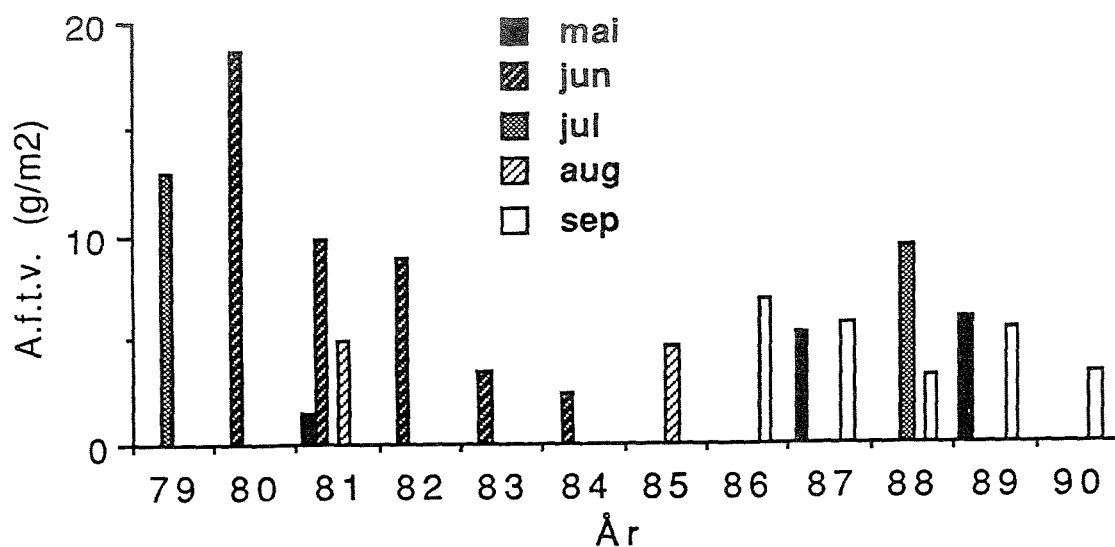


Fig. 44. Askefri tørrvekt (g/m^2) av dyreplankton tatt med håver fra bunn til overflate i Barentshavet i perioden 1979–1990.

4.6 Noen resultater fra prosjektet Nordnorsk Kystøkologi

Feltundersøkelsene tilhørende Nordnorsk Kystøkologiprojekt fortsatte på vestnorsk kontinentalsokkel (Møreplataet) og i Storfjorden (Møre og Romsdal) våren 1991. Det ble tatt sedimentprøver fra tre forskjellige stasjoner i

perioden april til juni. To av disse stasjonene, en i Storfjorden og en der Storfjorden munner ut i Breisunddjupet ble også tatt i 1990. Den tredje ble tatt på sørkanten av Buagrunnen hvor strømsystemet sannsynligvis fører til en opphopning av biomasse. Disse stasjonene ble tatt fire ganger i den før nevnt-

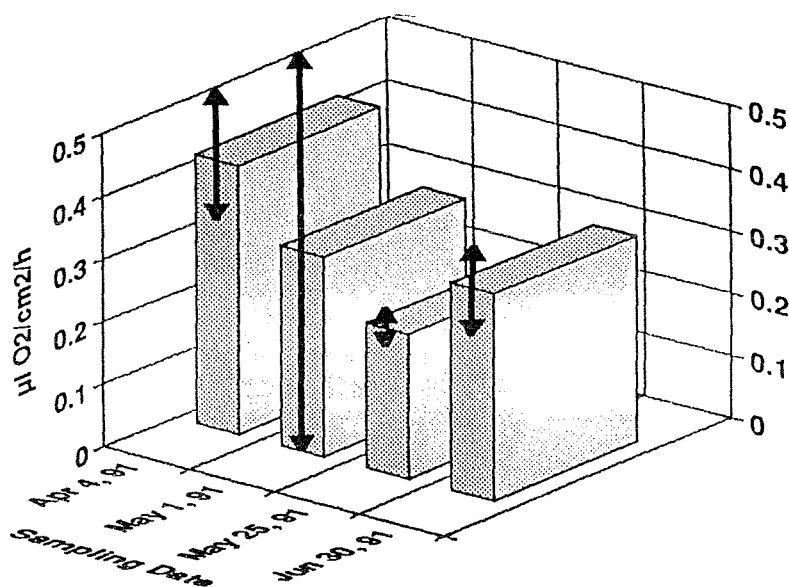


Fig. 45. Oksygenopptaket i sedimentprøver tatt i Breisunddjupet våren 1991.

te perioden for å få en ide om den tidsmessige utviklingen i bentisk aktivitet etter våroppblomstringen.

Oksygenopptaket fra organismene i sedimentene, hvilke dyr som var representert der og de fysiske parametre, ble målt i sedimentprøvene. Fig. 45 viser oksygenopptaket i prøvene som ble tatt i Breisunddjupet. De første resultatene viser en signifikant forskjell mellom noen av parametrene i prøvene. Dette skyldes sannsynligvis sesongmessige variasjoner i kontinentalsokkeløkosystemet og forskjeller i bunntopografi og strømsystem.

4.7 Har torskeeggets flyteevne betydning for rekrutteringen?

Målinger av fiskeeggets spesifikke vekt (buoyancy) er avgjørende for forståelsen av eggenes vertikale fordeling, og

dermed også på deres drift. Et spørsmål som reiser seg i denne sammenheng er om førstegangsgyterne produserer egg med den samme spesifikke vekt som egg fra eldre fisk. Andelen av førstegangsgytere er nå svært stor i gytebestanden av norsk-arktisk torsk, et forhold som kan ha betydning for rekrutteringen.

Våre undersøkelser på torsk i fangenskap har hatt som mål å etablere en modell som beskriver eggets spesifikke vekt. I den forbindelse har det vært foretatt direkte observasjoner på egg fra første og flergangsgytere. Modellen viser at større egg har lavere spesifikk vekt enn de mindre eggene fra førstegangsgyterne. De viktigste komponentene som påvirker eggets spesifikke vekt er eggeskallets tykkelse og den spesifikke vekt av plommemassen.

Observasjoner på torskeeggets spesifikke vekt fra den samme fisken over

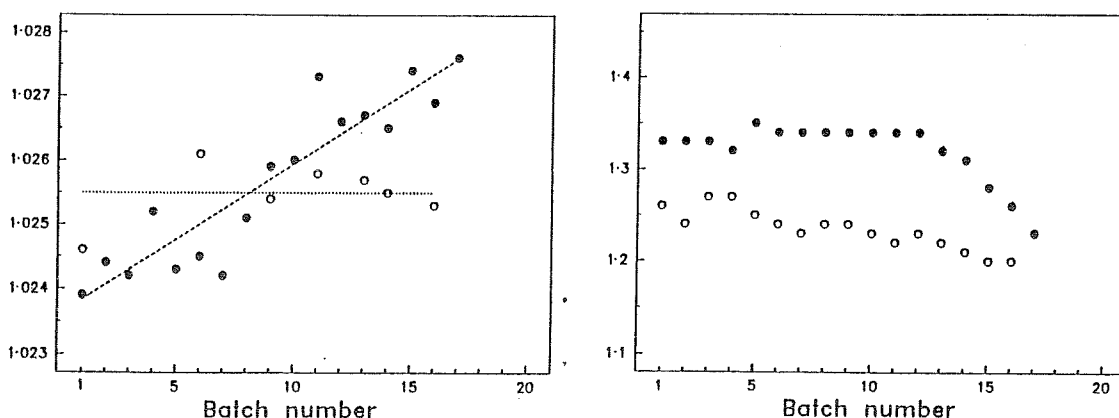


Fig. 46. Variasjon i eggstørrelse og eggenes spesifikke vekt hos en hunntorsk som ble undersøkt gjennom to påfølgende gyteperioder, \circ førstegangsgyter, \bullet annengangsgyter.

flere år tyder på at flergangsgyterne produserer egg som har langt større variasjon i sin spesifikke vekt enn egg fra førstegangsgytere (Fig. 46). Resultatene indikerer at egg fra flergangsgytere blir mer spredt i sjøen, både vertikalt og horisontalt. Dette kan være av betydning i rekrutteringsmessig sammenheng.

4.8 Hvorfor blir det dårlige årsklasser i kalde år? – en hypotese

I miljørapporten for 1990 ble det fram satt en mekanisme for en miljøtilpassert overleving for fiskelarver. Mekanismen er aktuell for arter som lever på grensen av sitt utbredelsesområde m. h.t. temperatur, har lang gytetid, stor avstand mellom gytefelt og oppvekstområde og det er sammenheng mellom årlige temperaturvariasjoner og strømsystemets mektighet. Norsk-arktisk torsk er en slik art.

I miljørapporten for 1990 ble et varmt år brukt for å illustrere mekanismen. Erfaringsmessig er høy temperatur på tidlige larvestadier en nødvendig, men ikke tilstrekkelig, betingelse for dannelsen av store årsklasser. Da vil produksjonen av *Calanus*-nauplier, torskelarvens viktigste føde, starte tidligere og favorisere de tidligst klekte torskelarvene, som også er de største, og som en antar er de mest levedyktige. Den høye temperaturen i kystvannet vil altså ha to uavhengige effekter når det gjelder å påvirke årsklassestyrken:

1. Det blir sannsynligvis produsert «ekstra» levedyktige larver.
2. Økt transport av de tidlige stadiene vil i varme år føre dem til større områder i Barentshavet. Varme perioder vil gi grunnlag for større produksjon, og dermed muligheter for en større bestand.

I kalde år vil situasjonen være motsatt: Nauplieproduksjonen vil være forsinket opptil 40 døgn sammenliknet med et varmt år. Derfor blir det larvene fra de senest gyttede eggene som får de beste ernæringsforholdene (Fig. 47). Disse sent gyttede eggene er vesentlig mindre enn egg som er gytt tidlig fra den samme hunntorsk og larvene er vesentlig mindre ved klekking. Dessuten er eggdødeligheten vesentlig større hos de sent gyttede eggene. Det er også indikasjoner på at de små larvene har lavere aktivitet og mindre evne til næringsopptak. Disse forhold skulle tilsi at larvepopulasjonen i et kaldt år består av færre og sannsynligvis mindre levedyktige larver. I kombinasjon med en redusert transport i kalde år kan de svake årsklasser være påvirket av disse forhold. Utgangspunktet m.h.t. egg og tidlige larvestadier vil ihvertfall være forskjellig i kalde og varme år, men det vil naturligvis være mange andre faktorer som påvirker individantallet på senere stadier.

Denne undersøkelsen vil følges opp med studier av gytetid og egg/larveundersøkelser av «vill» skrei av forskjellig alder og størrelse. Det foreligger undersøkelser som viser at både eggkvalitet og levedyktighet hos larven varierer i løpet av hunnfiskens levetid.

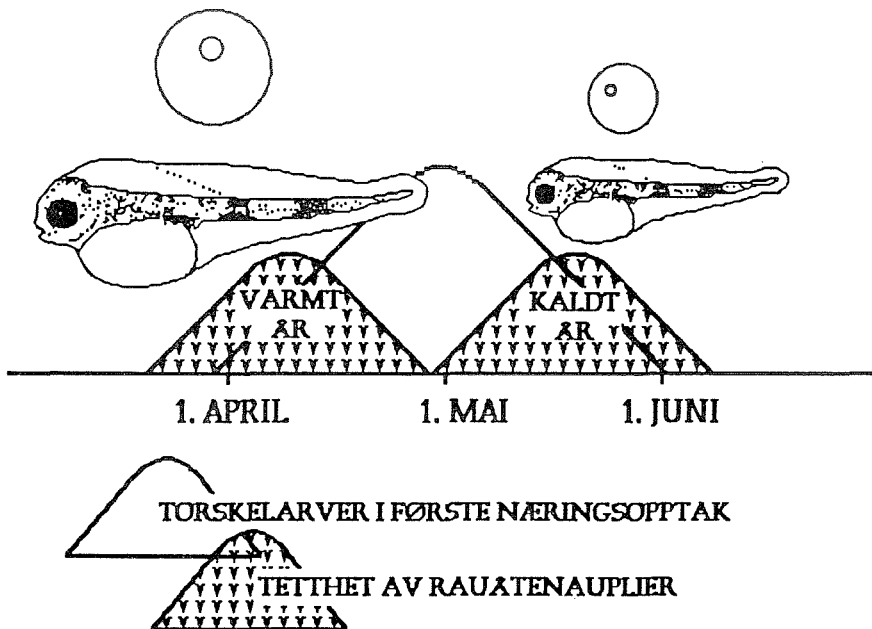


Fig. 47. Den skjematisk-tegningen viser det temperaturavhengige samspillet mellom naupliieproduksjon og størrelse på de torskelarvene som får det beste mattilbudet.

4.9 Dyreplanktonekskrementer – en viktig brikke i det marine økosystemet

Dette kan virke som et rart emne, og kanskje er det det. Mye tyder imidlertid på at mengden av ekskrementer som tilføres det marine miljøet i en stor grad er med på å regulere mengden levende organismer som kan finne livsvilkår her. Produktiviteten i det marine økosystemet er svært avhengig av skjebnen til det oppløste organiske materialet i de øvre vannlagene, og

dyreplankton-ekskrementene virker som kondensasjonskjerner for dette materialet. På en større skala kan følgende skje (Fig. 48); partikulært og oppløst organisk materiale kan bli opp tatt og utnyttet av levende organismer og igjen gi opphav til algeproduksjon, eller det kan bli sedimentert ut av de fri vannmassene. Disse to alternative veiene henger nøye sammen. Bli mye av det partikulære materialet utnyttet og omdannet i de frie vannmassene, blir det lite som faller ut (sedimenteres) fra den produktive sonen og vise

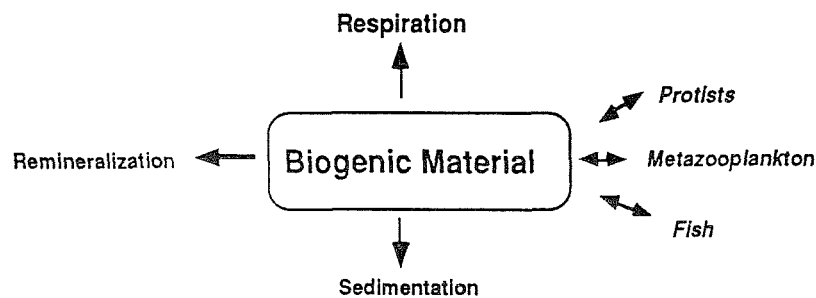


Fig. 48. Skjebnen til oppløst organisk materiale.

versa. Sedimentering er som et hull i bensintanken din; jo større hull desto fortore mister du drivstoffet som trengs til en lang og etterlengtet kjøretur gjennom våren som følger etter en lang og hard vinter.

Studier som har pågått i det siste tiåret har vist at omsetning- og sedimenteringstakten varierer både i tid og rom, og dette kan delvis forklares utfra koblede fysisk-biologiske modeller. Det er imidlertid klart at disse prosessene er et resultat av et helt nettverk av kompliserte og samvirkende biologiske prosesser som forandrer seg i takt med endringer i det fysiske miljøet. Derfor kan ikke enkle modeller forklare hvor mye og hva slags oppløst organisk materiale som er tilstede. Disse prosessene virker også inn på de bioaktive uorganiske substansene som kalsiumkarbonat. Dette har igjen stor betydning for den globale karbonsyklusen, og hvor mye karbon som felles ut i sedimentene. Sedimentering av karbon kan være den viktigste prosessen som fjerner CO₂ fra atmosfæren og dermed motvirker drivhuseffekten.

Inntil nylig har man antatt at dyreplanktonets viktigste funksjoner i det marine økosystem har vært å beite på planteplankton, produsere avføring i form av partikler som synker med en hastighet på 30 til 3000 meter per dag, og selv virke som mat for konsumenter som fisk og blekksprut. Dette er et altfor enkelt bilde, og her er det igjen ekskrementene som kommer inn i bildet. Disse kan faktisk komme hele økosystemet til gode. Dette er selvfølgelig avhengig av hvordan de ser ut og hva de består av, og i hvilket økosystem

en befinner seg i. Ekskrementer blir ofte omsatt og restene forblir i overflatevannmassene som en ekstra kilde til livsviktige substanser. Fordøyingen av planteplankton til ekskrementer kan være så voldsom at det til en gitt tid er mer ekskrementer tilstede enn planteplankton. I slike tilfeller kan encellede dyr, store dyreplanktonorganismer og fiskelarver som oppholder seg nær overflaten utnytte denne matkilden. I motsatte tilfelle vil økt sedimentering komme de dyrene som lever i de dype vannlagene og på bunnen til gode.

For å studere disse prosessene videre ble det våren 1991 samlet inn dyreplanktonekskrementer på to tokt med F/F «G. O. Sars» og «Håkon Mosby». Prøvene ble tatt i flere dyp med vannhentere, og på bunnen ved hjelp av sedimentfeller. Undersøkelsene ble foretatt utenfor Ålesund og i Skagerrak.

Foreløpige resultater viser at konsentrasjonen av ekskrementer faller raskt når en beveger seg nedover i vannmassene fra overflaten mot dypet (Fig. 49). Dyreplanktonet beiter på planteplankton i de øvre produktive vannlagene, avføringen faller ut og blir ødlagt etter som den synker nedover i vannmassene. Selv om partiklene som sank ut av overflatelaget (Fig. 50) i hovedsak besto av dyreplanktonavføring, utgjorde dette bare en liten del av den totale avføringen. Dette betyr at mesteparten raskt ble spist eller revet opp i småbiter i de øvre 40 m av vannsøylen. Resultatene fra undersøkelsene viste at det var forskjeller i sedimenteringen gjennom døgnet, og tyder på at beitingen fra *Calanus finmarchicus* økte om natten.

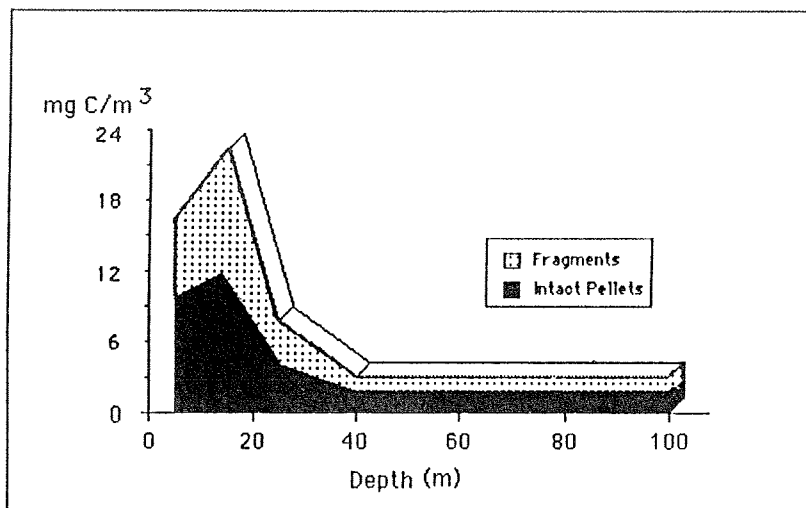


Fig. 49. Vertikalfordelingen til hele og fragmenterte dyreplankton-ekskremitter fra en stasjon i den østre delen av Skagerrak, april 1991.

For å illustrere betydningen av disse resultatene ble den delen av ekskrementene som ble omdannet beregnet. Disse resultatene er vist i Fig. 51 og i Tabell 2. Med omdannet menes her nedbrutt til uidentifiserbare små fragmenter eller helt nedbrutt. Dataene er tatt fra Fig. 49 og 50, og fra eksperimenter for å beregne synkehastighet som ble utført ombord. Det ble ikke tatt hensyn til de rådende hydrografiske forhold.

Resultatene fra disse beregningene viser at mellom 250 og 400 mg karbon pr m^2 fra dyreplanktonekskremitter ikke sedimenterte, men ble omdannet daglig i de øvre 40 m av vannsøylen. Dette er mye organisk materiale og av samme størrelse som det som blir produsert av planteplanktonet. I de øvre vannlagene blir altså mye av det som tidligere er produsert delt opp til svært små partikler og videre omdannet til de byggesteinene som må være tilstede

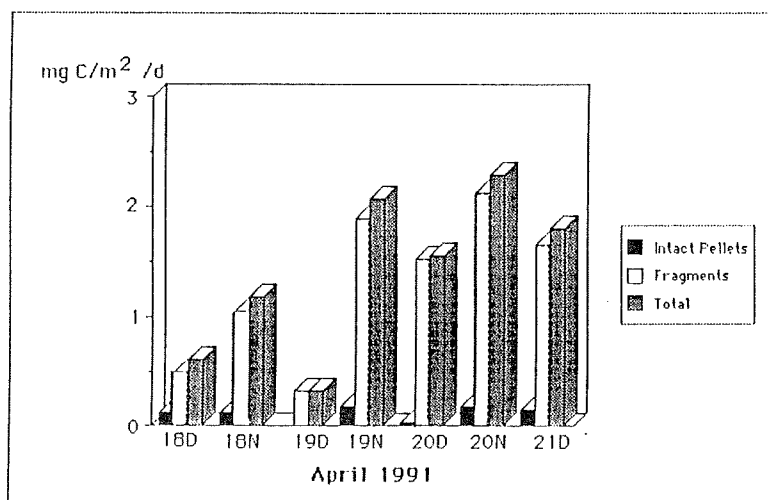
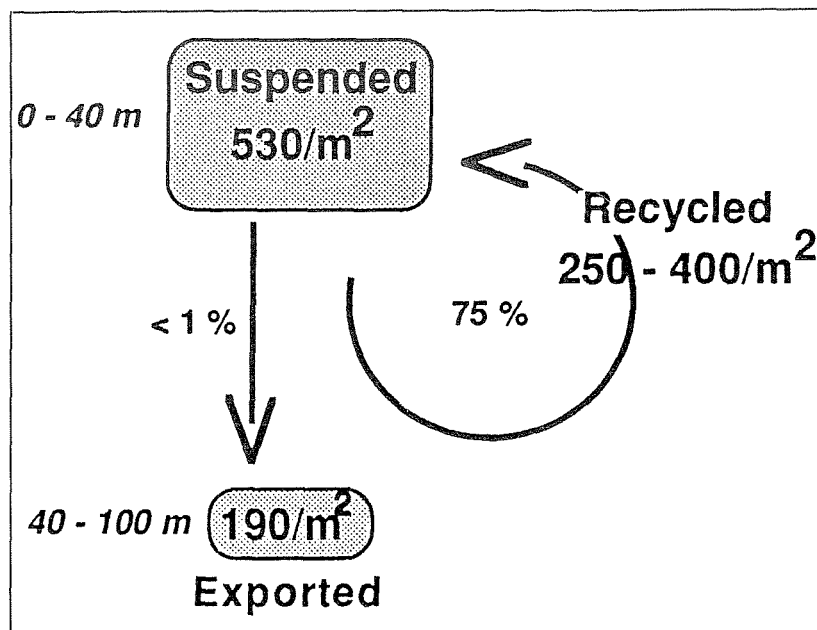


Fig. 50. Sedimentering av dyreplanktonekskremitter i den østlige delen av Skagerrak. D = dag (06.00 to 18.00); N = natt (18.00 to 06.00).

Fig. 51. Figuren viser hvor mye (i mg C) av den totale mengden dyreplanktonekskrementer som omdannes i de øvre vannlagene og hvor mye som faller ut. Prosentene refererer til den daglige transporten av organisk materiale.



Tabell 2. Vertikalfordeling og omsetning av dyreplanktonekskrementer fra den østlige delen av Skagerrak i april 1991.

Karbon fra ekskrementer 0-40m : $530 \text{ mg pr. m}^2 = 13.26 \text{ mg pr. m}^3$
 Karbon fra ekskrementer 40-100 : $190 \text{ mg pr. m}^2 = 3.16 \text{ mg pr. m}^3$

Andel sedimentert pr. dag : < 1%
 Andel omsatt over 40 m : 75%
 Gjennomsnittlig synkehastighet: 25 m pr. dag

Daglig omsetningsrate: 250-400 mg pr. m^2

for en vedvarende planteplanktonproduksjon; karbon, og næringssalter. Produksjonen forsetter på denne måten i et mye lenger tidsrom enn det det opprinnelig var byggestener til da vår oppblomstringen startet. For å si det på en annen måte, omdanningen av dyreplanktonekskrementer holder lekksjen i drivstofftanken i sjakk slik at vi kan kjøre mye lenger med det drivstoffet vi har til rådighet.

4.10 Skader på ungfisk fra skyting med luftkanoner

Tidligere utførte forsøk for å klarlegge eventuelle skadevirkninger fra luftkanon-skyting på egg, larver og yngel dekker ikke direkte alle sider av aktuelle problemstillinger som er reist i den senere tid. Dette kan for eksempel ha sin årsak i fiskearter som er benyttet i forsøkene, ikke er dekkende for norske

arter eller at en ikke helt ut har kunnet nytte alle aktuelle størrelser av luftkanoner under forsøkene.

For å framskaffe mer aktuell viten og et faglig bredere grunnlag for forvaltningen har vi siden vinteren -91 arbeidet på et prosjekt for å klarlegge effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. Et konkret delmål er å få etablert skade- og dødelighetsrater som funksjon av avstand mellom organismene og kanonene.

Prosjektet er et samarbeid internt ved HI mellom Miljøsenderet og Havbrukssenteret v/Havbrukstasjonen Austevoll og eksternt med Zoofysiologisk Laboratorium, Universitetet i Bergen, Fjord Instruments A/S, GECO-PRAKLA og NUTEC A/S.

Vi har i 1991 gjort forsøk på tre arter; torsk, piggvar og sild med langt det meste arbeidet på torsk.

Foreløpige resultater viser at der er opptil

- 20% øyeblikkelig dødelighet ved avstand 0,9m,
- 3% ved 1,3 m og
- 0% ved 1,7 m fra kanonklyngesenter.

Av langtidseffekter (inntil 15 dager etter eksponering) ble der observert , inntil

- 30% skadde individer ved avstand 0,9 m
- 9% ved 1,3 m og
- 0% ved 1,7 m

Skader er her definert som enten:

- hull i svømmeblæren
- løst blod i nyreområdet
- sammenkrympet svømmeblære
- boble ved siden av svømmeblære under peritoneum og/eller
- blodkvagler i buken/svømmeblæren.

Ingen av de langtidsskadde individene ble klassifisert til å ha unormal adferd. Det er ennå ikke mulig utfra tilgjengelig viten å si noe om hvor stor del av de langtidsskadde individene som ville ha dødd indirekte i naturen pga. øket predatorpress ved slike ikke-synlige adferdshemninger. Det skal arbeides videre på prosjektet i 1992 – blant annet med flere arter.

4.11 Marine organismers følsomhet for olje

I 1991 er det utført toksisitetstester av Gullfaks og Veslefrikkolje på fiskeegg og larver i HI's testlaboratorium.

Det ble ikke funnet effekter av Gullfaksolje på egg eller larver av sei og makrell ved konsentrasjoner av vannløselige oljehydrokarboner (WSF) opp til 85 ppb, ved temperaturer fra 5°C til 15°C. Hos sild var det ingen effekter ved 5°C, men små effekter ved 10°C og 15°C.

Tilsvarende forsøk med Veslefrikkolje viste effekter på plommesecklarver av både sild, sei og makrell. Oljedoseeringen var like stor for de nevnte oljetyper, men Veslefrikkoljen har større vannløselighet og resulterte i oljehydrokarbon-konsentrasjoner opp til 440 ppb WSF mot 85 ppb WSF for Gull-

faksoljen. I tester med egg og larver av lodde ble det anvendt lavere oljekonsentrasjoner (26 ppb WSF ved 5°C). Det ble ikke registrert effekter hos loddelarver ved denne konsentrasjonen.

Fiskeegg og -larver som har blitt eksponert til oljekonsentrasjoner som gir metabolske effekter forventes å gå til grunne.

Hensikten med de økotoksikologiske tester er å simulere de forventede forhold i sjøen som følge av et eventuelt oljeutslipp. Et veldefinert system for ekstraksjon og tilblending av sjøvannsløselige oljekomponenter er utviklet. Med like mengder av de forskjellige oljetyper som utgangspunkt reflekterer akvariemiljøet de respektive oljers relative løselighet og gir grunnlag for relativ rangering av oljenes potensielle økologiske virkning.

Det er delte meninger om hvordan man skal evaluere toksisiteten av et kjemisk stoff eller av kompliserte blandinger som råolje. På grunnlag av erfaringer har vi funnet ut at arbeidet i størst mulig grad bør baseres på kontrollerte bioteststudier. Fysiologiske, biokjemiske og morfologiske/patologiske studier benyttes til å avsløre eksperimentgruppens eventuelle avvik fra en kontrollgruppe.

I tillegg til de biologiske målingene kreves gode kjemiske analyser av oljen både når det gjelder sammensetning og konsentrasjonen av de vannløselige komponentene. De enkelte oljetyper oppfører seg meget forskjellig i sjøvann, selv om de i utgangspunktet ser temmelig like ut med hensyn til kjemisk sammensetning.

Det kan være vanskelig å påvise klare oljeeffekter på marine organismer. Flere nye metoder er under utvikling, men det gjenstår fortsatt en del utprøving før disse kan nyttes i praktiske problemstillinger. Den hittil beste arbeidsmetoden for å studere konsekvensene av effekter på egg og yngel av fisk er å koble kontrollerte laboratoriestudier med feltobservasjoner av forekomst og fordeling. I laboratoriestudiene bestemmes effekten på de enkelte utviklingsstadier av en organisme («kritiske stadier»), og man kan bestemme hvilke arter som er mest følsomme («kritiske arter»). Vi kjenner utbredelsesområde for de enkelte arter, og kan på dette grunnlag gradere regionalt og i tid, områdenes sensitivitet.

Tidligere tester av forskjellige typer råolje har vist at det er spesielle kritiske faser i utviklingen hos fisk, hvor den vil være spesielt følsom for ytre påvirkninger. Det er eggstadiet og tidlige larvestadier som har pekt seg ut som de mest «kritiske» stadier. Effekter av oljeforurensning gir seg blant annet utslag i redusert aktivitet og derved redusert metabolisme hos plommesecklarver. Hos torsk er det vist at oljekomponenter kan konsentreres opp til 400 ganger i plommemassen. En slik oppkonsentrering av olje vil kunne gi effekter på larvestadiet når aktiviteten øker.

Det er store forskjeller i følsomhet for oljeforurensning mellom de enkelte fiskearter. På samme måte som man bestemmer «kritiske» utviklingstrinn kan man også identifisere «kritiske» organismer. Med «kritiske» organismer mener vi de organismene som snart vil

ta skade av en eventuell oljeforurensning. Hvorvidt en organisme er en kritisk organisme eller ikke, er i tillegg til de artspesifikke forhold i stor grad bestemt ut fra de fysiske forhold organis-

men lever under, slik som temperatur, saltholdighet osv.

Den kjemiske sammensetningen og de fysiske egenskapene til oljen har vist seg å ha stor betydning for resulta-

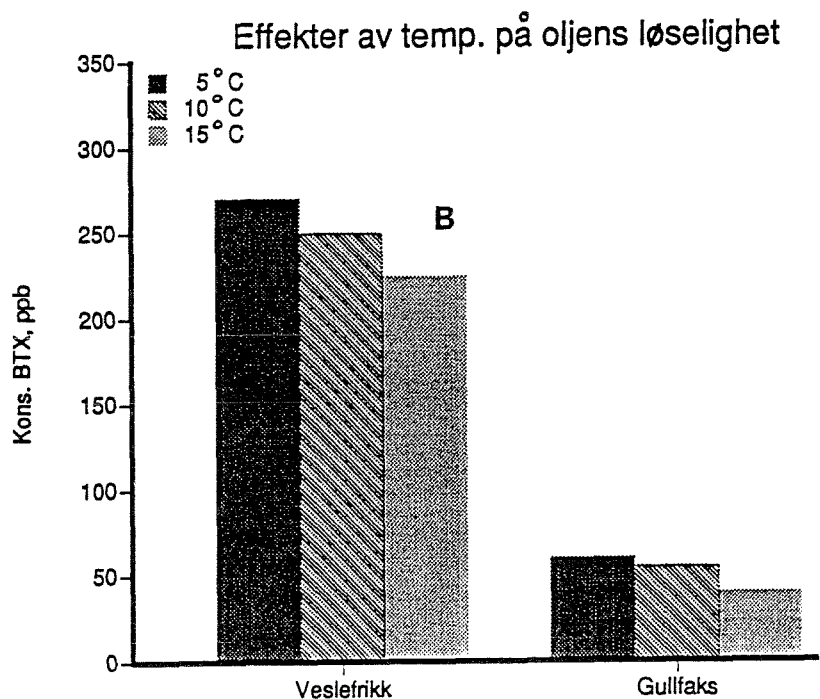
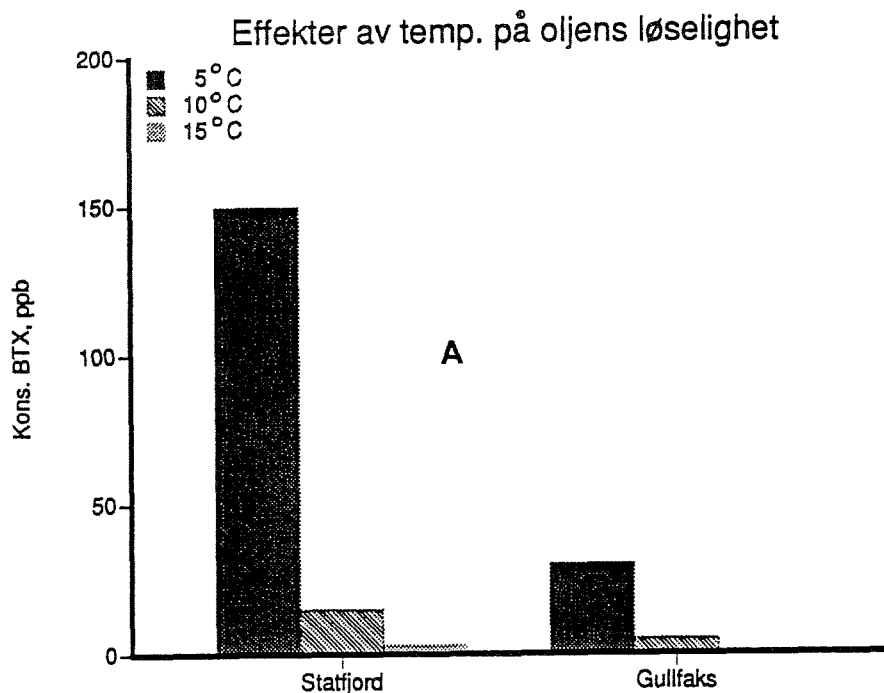


Fig. 52. Figuren viser konsentrasjonen av den vannløselige delen av Gullfaks-, Statfjord- og Veslefrikkolje i akvariene ved 5, 10 og 15°C. A- halveringstiden for vannutskiftning i akvariene = 12 timer; B- halveringstiden for vannutskiftning i akvariene = 30 minutter.

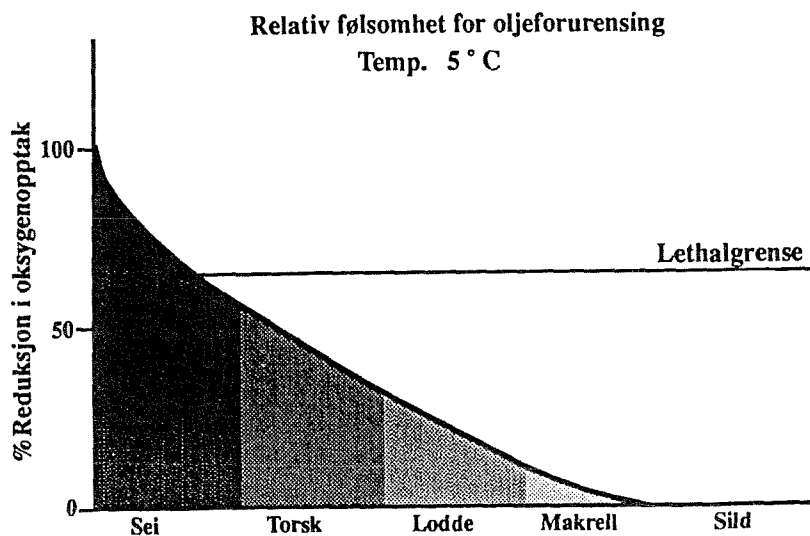
tet av en test. Den vannløste delen av lette aromatiske forbindelser (BTX-komponentene) er i stor grad ansvarlig for de effektene som sees på oksygenopptaket hos fiskelarver. Innholdet av disse komponentene i råoljen og deres frisetting i vannet varierer mye fra oljetype til oljetype. Hvis like mengder av to forskjellige oljetyper tilsettes til testsystemet under identiske betingelser, vil det kunne oppnås forskjellige oljekonsentrasjoner i de to systemene. Eksempler er Statfjord og Gullfaksolje i Fig. 52 A og Gullfaks og Veslefrikkolje i Fig. 52 B. Dette viser hvor viktig det er å utføre testene med den oljetyper som er aktuell i et spesielt område.

Ved en temperatur på 5°C er sei og torsk de mest følsomme artene; lodde reagerer noe mindre og hos sild ser vi ingen effekt av oljen (Fig. 53). Ut fra disse resultatene er det lett å generalisere, og si at sild ikke blir påvirket av

oljeforurensning. Nyere forsøk har imidlertid vist at ved å utføre testene ved høyere temperaturer slik at silde-larvene blir mer aktive og får en høyere metabolisme, så kan oljeeffekter også påvises på sild. Dette viser at temperaturen er avgjørende for resultatet, og underbygger betydningen av å utføre toksisitetstester ved de naturlige miljømessige forhold man har på det stedet hvor en potensiell fare for utslipp foreligger.

I likhet med de marine organismene er også oljekjemien meget temperaturavhengig. I testene av Gullfaks og Veslefrikk råolje er det blandet inn like mengder olje av de to typer. Likevel ser vi at konsentrasjonene er meget forskjellige. Av BTX-innholdet i testvannet fremgår det at Gullfaksoljen sannsynligvis vil være mindre toksisk for de yngste stadiene av fisk enn Veslefrikkoljen (Fig. 54).

Fig. 53. Plommesekkklarvers følsomhet for oljehydrokarboner. Her er vist den relative forskjellen mellom 5 forskjellige arter som ble utsatt for olje. Larvenes respons måles som reduksjon i oksygenopptak. Ved reduksjon over 65% vil larvene dø. Ved høyere temperatur vil effektene være større.



Tidligere tester av råolje på fiskeegg og larver er utført hovedsakelig med Statfjordolje samt noen forsøk med Ekofiskolje. Begge disse oljetyperne har vist en toksisk virkning på de tidligste stadier i fiskens liv. Resultatene av disse testene svarer i stor grad til det vi

finner i testene med Veslefrikkolje. Gullfaksoljen er derimot betydelig mindre toksisk for fiskeegg og larver enn de andre oljetyperne vi har testet.

Fiskeegg eller larver som viser redusert oksygenopptak og eller «unormal» adferd forventes ikke å vokse opp.

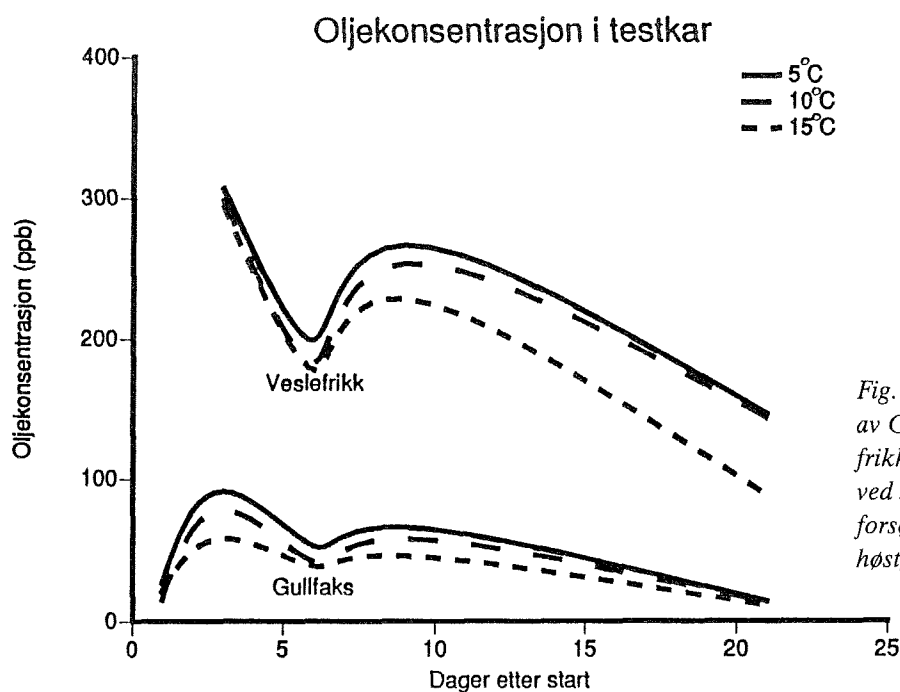


Fig. 54. Konsentrasjonen av Gullfaks og Veslefrikkolje i testakvariene ved 5, 10 og 15° C, under forsøk med larver av høstgytt sild.

5. EN UTVALGT PROBLEMSTILLING 1991

Organiske miljøgifter – en trussel mot livet i havet

av Jarle Klungsøy

Problemet miljøforurensning er svært ofte knyttet til kjemisk forurensning. Det moderne samfunn har med økt befolkningsvekst, urbanisering og industrialisering, gjort seg fullstendig avhengig av bruk av kjemiske produkter for å fungere effektivt. Jordforbedrings- og plantevernmidler ble innført på slutten av det 19. århundre og på begynnelsen av det 20. århundre, den kjemiske industri utviklet stadig nye produkter og forbruket av fossilt brensel økte hurtig. I dag er det anslått at 50.000–100.000 kjemiske substanser er i vanlig bruk.

En vesentlig del av alle disse kjemikaliene ender før eller siden opp i havet og har havet som endestasjon. I tidligere tider hadde man oppfatningen av at havet kunne ta seg av alle tilførselene av fremmedstoff uten at vesentlige problemer oppstod, havet var jo så uendelig stort. I løpet av de siste 20–30 år har imidlertid forskere og samfunn blitt oppmerksom på at så ikke er tilfellet, marin forurensning utgjør nå et ganske omfattende problem.

En del av de kjemiske stoffene viste seg å være ekstremt bestandige og omtrent ikke nedbrytbare i miljøet (persistente). I tillegg hadde stoffene en stor evne til å bioakkumuleres og oppkonsentreres gjennom de marine næringskjeder. Organiske miljøgifter har alle disse betenkelige egenskapene i tillegg til å være giftig. Stoffgruppen utgjør kanskje den største trussel kjemisk forurensning representerer for det marine miljø. Sett på denne bakgrunn er denne store gruppen kjemiske stoff viet altfor liten oppmerksomhet. Organiske miljøgifter har en global spredning og kan spores nesten overalt i de marine økosystem.

Struktur

Organiske miljøgifter er den største og mest komplekse og diverse gruppen av miljøgifter. Den omfatter miljøgifter som man har vært oppmerksom på over lengre tid, som f.eks. DDT (dichlorodiphenyl-trichloroethane), PCB (klorerte befenyler) og PAH (polyaromatiske hydrokarboner), men også en rekke mindre kjente stoffer som klorerte dibenzodioksiner, klorerte dibenzofuraner og diverse andre halogenerte organiske forbindelser. Figur 1 viser struktur av noen få organiske miljøgif-

ter. Typisk for de fleste organiske miljøgifter er at de inneholder karbon, hydrogen og klor eller brom. I tillegg har mange av dem ringstruktur og noen inneholder oksygen. Molekylvekten på de fleste kjente stoffene ligger under 500.

Kilder

Å beskrive alle kjente organiske miljøgifter og deres kilder vil bli svært omfattende. Noen få eksempler blir derfor trukket frem. DDT og dens analoger DDE og DDD tilhører en gruppe pestisider som ofte kalles klorerte hydrokarbon-insektisider. Til samme gruppe hører hexaklorcyklohexaner (HCH, bl.a. lindan), cyclodiener (bl.a. aldrin, dieldrin), klorerte camphener (bl.a. Toxafen), Mirex og lignende stoff. Mange av disse stoffene er klassifisert som organiske miljøgifter. DDT ble først syntetisert i 1874 av en tysk kjemiker kalt Othmar Zeidler ved kondensering av kloralhydrat med klorbenzen. Stoffets egenskaper som insektisid ble imidlertid først oppdaget 65 år senere, like før den annen verdenskrig. Paul Müller som gjorde oppdagelsen, ble belønnet med Nobelprisen i 1948. DDT ble under andre verdenskrig brukt som et meget effektivt middel for bekjempelse av skadedyr på mennesker (f. eks. kroppslus), og sykdommer spredd med insekter, sykdommer som malaria og tyfus. Middelet var en hovedårsak til at en i USA innen 1953 klarte å stoppe overføring av malaria via mygg.

Mengdene DDT benyttet under andre verdenskrig var relativt begrenset sammenlignet med bruken av middelet

etter krigen. Stoffet viste seg å være meget effektivt til bekjempelse av skadeinsekt i jordbruk og skogbruk. Bruken av stoffet på verdensbasis var stor frem til 1970-årene. Verdens helseorganisasjon beregnet verdensproduksjonen i 1974 til 60.000 tonn. Etter denne tid foreligger det ingen samlet oversikt. Av ulike årsaker sank bruken av DDT fra slutten av 1960-årene. En viktig årsak til dette var at mange skadeinsekter etterhvert opparbeidet resistens mot stoffet, stoffet ble mindre effektivt og nye stoff måtte utvikles. En annen viktig faktor var at det etterhvert ble mer og mer klart at bestandigheten av stoffet og den omfattende bruken førte til at stoffet etterhvert kunne spores overalt i miljøet. Stoffet viste seg også å kunne gi alvorlige skader på fugl og fisk. De negative miljøeffektene førte til at mange land i 1970-årene satte inn restriksjoner eller forbud mot bruken av stoffet, deriblant Norge. Stoffet er imidlertid fremdeles i bruk i tropiske land for bekjempelse av skadedyr i jordbruket, og ikke minst for bekjempelse av den alvorlige sykdommen malaria.

PCB (Fig. 55) er industrielt fremstilte tekniske blandinger av klorerte bifenylyler. Fremstillingen skjer ved progressiv klorering av bifenyl i nærvær av en katalysator. Avhengig av reaksjonsbetingelsene kan kloreringsgraden variere mellom ca. 20 og 70 %. De tekniske blandingene består av ca. 100 enkeltkomponenter kalt CB-isomerer. Teoretisk finnes det 209 forskjellige enkeltkomponenter av PCB. Stoffene ble først syntetisert i 1864, mens den industrielle fremstillingen og bruken

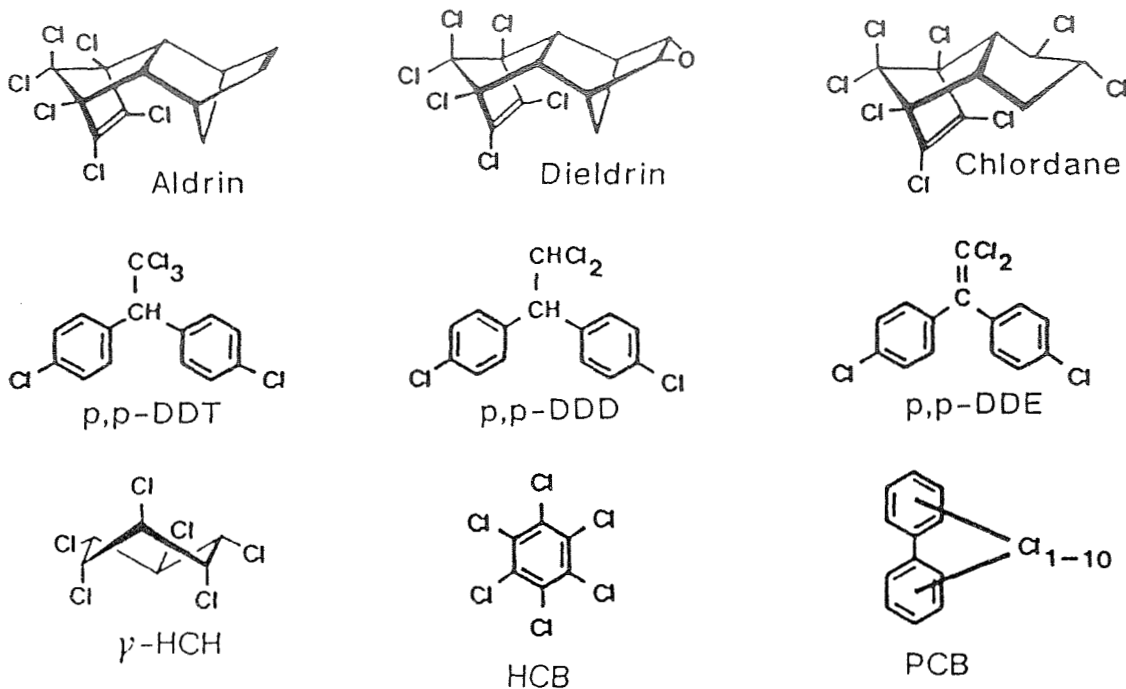


Fig. 55. Eksempler på struktur av organiske miljøgifter.

først begynte i 1929. Forbruket av PCB nådde sitt høydepunkt mellom 1950 og 1970. På verdensbasis regner en fra 1929–89 med en akkumulert produksjon av PCB på 1.8 millioner tonn. PCB har vært brukt i lukkede system i transformatorer, kondensatorer og andre elektriske produkter, i delvis lukkede system som hydrauliske oljer, smøremiddel og lignende, og i åpne system som i maling, lim, trykksverte og mykgjørere i plast.

I årenes løp er det bare av PCB og DDT produsert flere millioner tonn. Store mengder andre organiske miljøgifter er også produsert, noen av dem nevnt ovenfor i gruppen insektisider. Stoffenes egenskaper sammen med den omfattende bruken har ført til en stor spredning i miljøet. Insektisider og

andre plantevernmidler brukt i moderne intensivt jordbruk tilføres direkte til miljøet. Industrikjemikalier som PCB kan lekke ut i miljøet ved søl, ved dumping av stoffene på søppelplasser og ved ulike forbrenningsprosesser.

Biprodukter fra industri er en annen gruppe persistente organiske stoff som bør nevnes. Industrien produserer i tillegg til sine produkter store mengder biprodukter. Fremdeles finnes det industrivirksomhet som er lite undersøkt og hvor klor(brom)-forbindelser inngår i prosessene. Det har vist seg at i industriavløp går det ut store mengder persistent organisk materiale, en ukjent andel av dette kan sannsynligvis karakteriseres som organiske miljøgifter. Forbrenning av organisk materiale er en annen viktig kilde til organiske mil-

jøgifter i miljøet (f.eks. PAH og dioksiner). Bare en liten fraksjon av det klorerte materiale i industriavløp og ved forbrenning er identifisert med dagens analysemetoder. Mesteparten er ukjent og deres langsiktige miljøkonsekvenser likeså. Dette skaper usikkerhet og gir grunn til bekymring.

Analyse

Prosedyrene for analyse av organiske miljøgifter i ulike typer materiale består av en del hovedtrinn: ekstraksjon, opprensning og endelig analyse for å identifisere og mengdebestemme stoffene. Riktig prøveinnsamling er også svært viktig for analyseresultatet. Ekstraksjonstrinnet trekker ut stoffene som skal analyseres og metoden som benyttes avhenger av prøvematerialet (luft, vann, sediment, organisme, etc.). Opprensning må gjøres for å skille de organiske miljøgiftene fra naturlig forekommende stoff som også er med i prøveekstraktene. Dette kan gjøres med syre eller basebehandling og ved ulike kromatografiske teknikker. Endelig analyse skjer ofte på gasskromatograf eller gasskromatograf-massespektrometer. Analysene er krevende og kompliserte. Fig. 56 som er et kromatogram fremkommet ved analyse av PCB i torskellever, viser noe av den komplekse sammensetningen av enkeltkomponenter i prøvene. Hver enkelt topp i kromatogrammet består av en eller flere enkeltkomponenter av PCB. Metodene som brukes må være så selektive som mulig for å klare å skille de enkelte organiske miljøgiftene fra hverandre. Høy følsomhet kreves også og dagens metoder er i stand til å regis-

trere mengder av enkeltkomponenter så lavt som 10^{-12} – 10^{-15} gram.

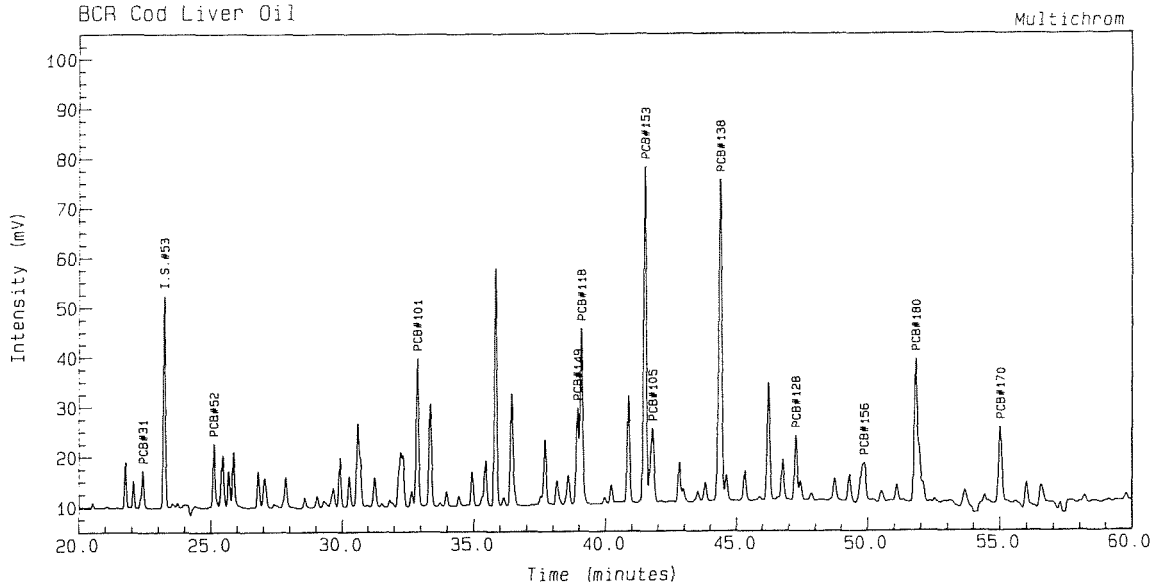
Selv om dagens analysemetoder er gode og kan brukes til å bestemme mange organiske miljøgifter ganske nøyaktig, er det allikevel et stort behov for forbedringer og viderutvikling av analysemetodikken. Analysene av mange kjente miljøgifter er fremdeles mangelfulle og må forbedres. Et eksempel er analyse av Toxafen, et stoff som teoretisk kan bestå av 13 824 enkeltkomponenter. Det er også et stort behov for å utvikle analysemetoder for å identifisere og mengdeberegne hittil ukjente organiske miljøgifter.

Egenskaper

Organiske miljøgifter er ekstremt stabile. Egenskapene til PCB kan nevnes som eksempel på dette. Stoffet er ikke brennbart, tåler konsentrert syre, base, oksygen, og er dessuten i liten grad utsatt for fotokjemisk og mikrobiell nedbrytning. Nedbrytningen går over svært mange år. Disse egenskapene som er så nyttig i bruken av produktet, er svært negativ når stoffet havner i miljøet.

En annen vesentlig egenskap til organiske miljøgifter er at stoffene er lite vannløselige og svært fettløselige. Fordelingskoeffisienten oktanol/vann ($\log K_{ov}$) brukes ofte som mål på fordelingen av stoffene mellom vann og fett. $\log K_{ov}$ for organiske miljøgifter ligger vanligvis mellom 4 og 7, noe som svært forenklet kan sies å indikere at stoffene har potensiale til å oppkonsentreres minst 10.000 ganger i fett i forhold til vann. De største mengdene fett finnes som kjent i levende organismer. Kom-

Analysis Name : [NSTF-91] 2 SW034, 97, 1.
BCR Cod Liver Oil Ref. (2) ampoul 0143 Amount : 0.339
BCR Cod Liver Oil



Instrument : Method : PCBSPILL
Channel Title : Channel #2 Calibration : COD54
Lims ID : Run Sequence : BCR4
Acquired on 10-JAN-1992 at 12:58
Reported on 17-JAN-1992 at 13:36

Fig. 56. Gasskromatogram av PCB i torskelever.

binasjonen lav nedbrytbarhet og høy fettløselighet koblet til at organiske miljøgifter relativt lett kan tas opp av levende organismer, gjør at stoffene har en egen evne til å bioakkumuleres og oppkonsentreres gjennom næringskjeden.

Tilførsler og tilførselsveier

Organiske miljøgifter tilføres det marine miljø fra ulike kilder. På landsiden er avrenning fra jordbruk og ulike deponier viktige kilder sammen med avløp til luft og vann fra industri og befolkningstette områder. De viktigste tilførselsveiene til havet er: elvetilførsler, direkte utslipp, dumping og atmosfærisk tilførsel. Data for tilførsler av organiske miljøgifter til våre havområder

er meget mangelfulle og bygger ofte på usikre anslag.

Som tidligere nevnt er organiske miljøgifter vanligvis lite vannløselige. De vil i stor grad tas opp av levende organismer og organiske partikler og bindes i særlig grad i fettfraksjonen. Disse stoffene vil transporteres gjennom de økologiske næringskjeder, samtidig som de blir fysisk transportert i de organismer eller partikler de befinner seg i eller på. Stoffene vil i stor grad sedimentere på organiske materiale og spres med prosesser som forårsaker sedimenttransport. Et par eksempler kan nevnes. Elvevann inneholder ofte store mengder mineralpartikler, humus og annet organisk materiale som fungerer som bærere av organiske miljøgifter

fra land til sjø. Kompliserte prosesser skjer når ferskvann blandes med sjøvann i kystområdene. Et eksempel kan være at saltets bidrag til økt ionestyrke medfører utsaltingseffekter som gjør at materiale felles ut av vannet og sedimenterer for kortere eller lengre tid. Betydningen av slike prosesser for transporten fra elver, via kysten til åpent hav er dårlig kjent. Det samme gjelder transport via atmosfæren hvor ulike prosesser har betydning for tilførselene til atmosfæren, transport og nedbrytning i atmosfæren og overføring av stoffene fra atmosfære til hav (våttavsetning, tørravsetning). Studier har vist at atmosfærisk transport er svært viktig for den globale spredningen av organiske miljøgifter. Disse få eksemplene viser at transport og spredning av organiske miljøgifter er kompliserte prosesser hvor fysiske, kjemiske og biologiske forhold spiller varierende roller.

Forekomst

Den omfattende utbredelsen av organiske miljøgifter i det marine miljø kan vises med noen eksempler fra norske havområder. Fig. 57 viser fordelingen av PCB (sum av 13 enkeltkomponenter) i bunnsedimentene i Nordsjøen. De høyeste nivåene er registrert i Skagerrak, Kattegat og Norskerenna med konsentrasjoner som varierer fra 5 til $10 \mu\text{g kg}^{-1}$. PAH og andre miljøgifter viser en tilsvarende fordeling og nivåene er slik at sedimentene kan betegnes som middels forurenset. Resultatene viser at fordelingen av organiske miljøgifter i Nordsjøen er influert av de hydrografiske forholdene og sirkulasjonsmønsteret i området. Som tidligere

nevnt er organiske miljøgifter i stor grad bundet til det partikulære materialet i sjøen. Store mengder partikulært materiale og forurensning bundet til denne transporteres fra de sydlige deler av Nordsjøen til Skagerrak/Kattegat med havstrømmene. De dype delene av Skagerrak og Norskerenna utgjør det største og viktigste utsynkningsområdet i Nordsjøen. Store mengder partikulært materiale (20–25 millioner tonn pr. år) synker til bunns der. Miljøgifter tilføres også området fra lokale kilder, fra Østersjøen og ved nedfall fra atmosfæren.

Kunnskapen om betydningen av de ulike tilførselene av organiske miljøgifter til Skagerrak/Kattegat og Norskerenna er mangelfull. Undersøkelser tyder på at dypvannsfisk som beiter på bunnlevende organismer i området tar opp fremmedstoffene. Tabell 3 viser konsentrasjoner av PCB påvist i vassild, skolest, smørflyndre, svarthå og havmus fra Norskerenna. Konsentrasjoner av PCB på mg pr. kg er bekymringsfullt og negative biologiske effekter kan ikke utelukkes.

Nordsjøen og spesielt de grunneste delene i syd er omkranset av et av de mest befolkningsrike og industrialiserte områder i verden og mottar en stor forurensningsbelastning. Det er derfor kanskje ikke så rart at dette viser seg å føre til forurensning av organiske miljøgifter i en del fisk i området. Det er imidlertid ikke bare fisken i Nordsjøen som påvirkes av de organiske miljøgiftene. De samme stoffene er også påvist i fjerntliggende områder i Arktis og Antarktis i luft, vann, sediment og biologiske prøver. Prøver fra Barents-

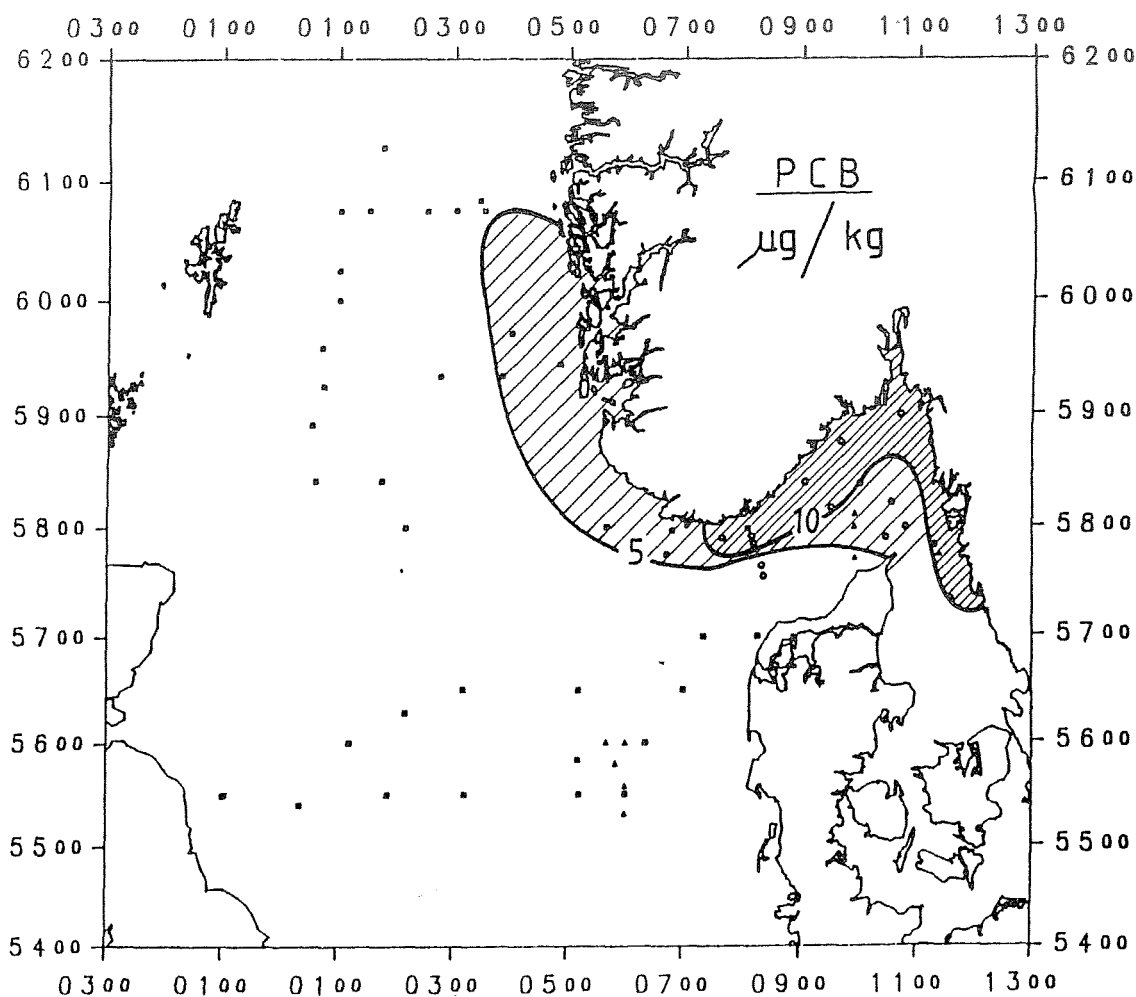


Fig. 57. Fordelingen av PCB i sedimenter fra Nordsjøen.

havet viser også dette. Siden organiske miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, er de høyeste konsentrasjonene funnet i dyr på toppen av næringskjeden. De aller høyeste verdiene i Barentshavet er registrert i polarmåke og isbjørn fanget på Svalbard og Bjørnøya.

Fett er en viktig næringsreserve i organismer som lever i arktiske strøk. Når energiforbruket er stort, som for eksempel under overvintring og die- eller hekkeperioder, forbrukes fett. Da kan miljøgiftene frigis i kroppen og gi forsterket gifteffekt. At organiske mil-

jøgifter utgjør et problem kan vises ved å oppsummere noen registrerte nivåer av PCB i fett til organismer fra Barentshavet og omkringliggende områder: polarmåke, 65 ppm («parts per million = mg kg^{-1}); isbjørn, 20 ppm; polarrev, 10 ppm; spermasetthval, 5 ppm; sel, 3 ppm.

Torsk inngår som en art i internasjonal kartlegging av belastningen av organiske miljøgifter i ulike områder. Noen resultater på torsk er presentert i tabell 3. Resultatene viser at all fisken inneholder betydelige mengder PCB i lever. Den høyeste verdien ble regis-

Tabell 3. Midlere konsentrasjoner (mg kg⁻¹ fett) av PCB i fiskelever.

Fiskeart	Lokalitet	PCB
Skolest	Norskerenna	2,4
Havmus	Norskerenna	0,3
Vassild	Norskerenna	0,9
Svarthå	Norskerenna	2,2
Smørflyndre	Norskerenna	0,6
Torsk	Barentshavet	0,7
Torsk	Atlanterhavet	0,5
Torsk	Nordlig del av Nordsjøen	0,7
Torsk	Kattegat	2,0

trert i torsk i Kattegat og i denne fisken er nivåene sammenlignbare med det som er rapportert for belastede sydlige deler av Nordsjøen. Torsk er ikke noe enestående eksempel. Organiske miljøgifter kan spores i all fisk.

Biologiske effekter

Som en del av forberedelsene til den 2. internasjonale ministerkonferanse om beskyttelse av Nordsjøen som ble holdt i London i november 1987, ble det utarbeidet en rapport om kvalitetsstatus for Nordsjøen. I denne rapporten ble tre felter trukket frem som såkalte «issues of concern». Et av disse tre felt var økning av persistente organiske forbindelser i vann og sediment i noen områder som Vadehavet og Tyskebukta. Siden den gang har det vært avholdt en rekke møter hvor problemet med organiske miljøgifter er tatt opp. Stoffene utgjør sannsynligvis ikke bare et problem i industrialiserte områder, men også et problem i fjerntliggende områder som Arktis. Relativt høye nivåer av organiske miljøgifter i marine

pattedyr og fisk kan være risikable for lokale befolkningsgrupper hvor havets ressurser utgjør en vesentlig del av dietten.

Grunnen til bekymringen for organiske miljøgifter skyldes for en stor del påvisningen av de svært alvorlige biologiske effekter stoffgruppen kan gi. Nivåene av organiske miljøgifter i sydlige Nordsjø og Østersjøen har vist seg å være høye nok til å gi sviktende reproduksjon hos sjøfugl og sel. Hos fisk er det påvist en sammenheng mellom innhold av organiske miljøgifter og fiskeeggenes klekkesuksess. Det er også påvist høy frekvens av sykdom og unormal utvikling hos fisk fra disse områdene som kan henge sammen med forurensning. Eksperimentelle undersøkelser har vist at organiske miljøgifter påvirker immun-systemet til levende organismer. Neurotoksiske effekter av stoffene som medfører ulike adferdsforstyrrelser er rapportert for noen av stoffene. Enkelte komponenter karakterisert som organiske miljøgifter har i tillegg kreftfremkallelende virkning.