

Miljøministeriet



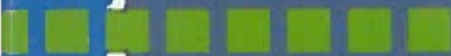
Danmarks  
Miljøundersøgelser

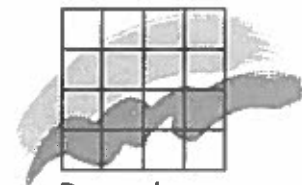
Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1990

# Marine Områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 40  
1991





Vandmiljøplanens  
Overvågningsprogram 1990

# Marine Områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 40  
1991

Gunni Ærtebjerg  
Peter Sandbeck  
Steen Lundøer  
Flemming Jakobsen  
Bo Løkkegaard  
Jørgen Nørrevang Jensen  
Ole Lund Jensen  
*Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi*  
Peter Bondo Christensen  
*Afdeling for Ferskvandsøkologi*

## Datablad

**Titel:** Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav.

**Undertitel:** Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990.

**Forfattere:** Gunni Ertebjerg,  
Peter Sandbeck,  
Steen Lundør,  
Flemming Jakobsen,  
Bo Løkkegaard,  
Jørgen Nørrevang Jensen,  
Peter Bondo Christensen,  
Ole Lund Jensen.

**Afdelingsnavn:** Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi.

**Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU, nr. 40.

**Udgiver:** Miljøministeriet,  
Danmarks Miljøundersøgelser.

**Udgivelsesår:** December 1991.

**Redaktion:** Gunni Ertebjerg, Peter Sandbeck.

**Layout:** Peter Sandbeck.

**Tegninger:** Steen Lundør, Ole Lund Jensen.

**Teknisk assistance:** Ole Lund Jensen, Steen Lundør.

**ETB:** Peter Sandbeck, Lene Brandenburg.

**Korrektur:** Gunni Ertebjerg.

**Bedes citeret:** Ertebjerg, G., Sandbeck, P., Lundør, S., Jakobsen, F., Løkkegaard, B., Jensen, J.N., Christensen, P.B., og Jensen, O.L. (1991): Marine Områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Danmarks Miljøundersøgelser, 132 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 40.

Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.

**Emneord:** Vandmiljøplan, marin, overvågning, hydrografi, eutrofiering.

**Redaktion afsluttet:** 20 december 1991.

**ISBN:** 87-7772-047-4.

**ISSN:** 0905-815x.

**Papirkvalitet:** Dansk Miljøpapir.

**Tryk:** Tutein & Koch.

**Oplag:** 400 eks.

**Sideantal:** 132 s.

**Købes hos:** Danmarks Miljøundersøgelser  
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf. 46301200

**Pris:** 150 kr (incl. moms, excl. forsendelse).

# Indhold

**Forord 5**

**Resumé 7**

**1 Indledning 9**

**2 Overvågningsprogrammet for de marine områder 11**

2.1 Formål og omfang 11  
2.2 Stationsplaceringer 12  
2.3 Måleprogrammet 12

**3 Hydrografiske forhold 15**

3.1 Vindforholdene ved Fanø og Sprogø 15  
3.2 Gennemstrømningen i Storebælt 16  
3.3 Den Jyske Kyststrøm 19  
3.4 De indre danske farvande 21  
3.5 Specielle forhold 30  
3.6 Konklusion 31

**4 Næringssalte 33**

4.1 Næringsstofbelastningen til de danske farvande 33  
4.2 Sæson- og områdevariation af næringsstofkoncentrationer i 1990 39  
4.3 Udvikling i næringssalte i forhold til belastning 58  
4.4 Konklusion 63

**5 Fytoplankton 65**

5.1 Sigtdybde 65  
5.2 Klorofyl-a og primærproduktion 67  
5.3 Konklusion - klorofyl-a og produktion 72  
5.4 Masseforekomster i 1990 74  
5.5 Konklusion - masseforekomster 81

**6 Iltforhold 83**

6.1 De kystnære områder 83  
6.2 De åbne områder 89  
6.3 Konklusion 92

**7 Bundfauna 95**

7.1 Status for de kystnære farvande 95  
7.2 Status for de åbne farvande 98  
7.3 Konklusion 101

<b>8</b>	<b>Bundvegetation</b>	<b>103</b>
8.1	Åbne eksponerede områder	103
8.2	Lavvandede områder/lukkede fjordområder	104
8.3	Forandringer i vegetationsforholdene	109
8.4	Konklusion	115
<b>9</b>	<b>Miljøtilstand i forhold til målsætning</b>	<b>117</b>
9.1	De enkelte farvande	117
9.2	Konklusion	121
<b>10</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>123</b>
10.1	De enkelte parametre	123
10.2	Overordnet konklusion	125
<b>11</b>	<b>Referencer</b>	<b>127</b>
11.1	Oversigt over materiale fra amtskommunerne	130
	<b>Danmarks Miljøundersøgelser</b>	<b>132</b>

## Forord

Denne rapport tilhører rækken af faglige rapporter, der udarbejdes af Danmarks Miljøundersøgelser som led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988, og dette udgør den anden rapportering.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, der er konsekvensen af beretningen om Vandmiljøplanen afgivet af Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg den 30. april 1987. Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af den ændrede belastning af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelses opgave at forestå den landsdækkende rapportering af Overvågningsprogrammet inden for områderne: Ferske vande, Marine områder, Landovervågning og Atmosfæren.

I Overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem kommunale og statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunernes data og regionale rapporteringer af den amtskommunale overvågning af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunernes regionale rapportering af den amtskommunale overvågning af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelses overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 6 landovervågningsoplande, og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfæren - nedfald af kvælstofforbindelser" baseret på Danmarks Miljøundersøgelses overvågningsindsats.



## Resumé

Rapporten beskriver miljøtilstanden i de danske farvande i 1990 på baggrund af resultaterne fra Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram, samt data fra Norge og Sverige.

### *Hydrografi*

De hydrografiske forhold i 1990 var præget af høj vintertemperatur og en kraftig blanding på grund af vinden i januar-marts. I februar forekom en mindre indstrømning af vand fra den Jyske Kyststrøm til de indre farvande, og i januar-februar, september og december var der indstrømning fra Bælthavet til Østersøen. Nettoudstrømningen fra Østersøen var i 1990 større end normalt, især i forår-sommer perioden.

### *Belastning*

Belastningen med næringssalte fra land og atmosfæren til de danske farvande var i 1990 omkring middel for 1980'erne, men kvælstofbelastningen var i perioden april-august betydeligt lavere end normalt på grund af lille afstrømning og reduceret punktkildebelastning. Tilførslerne af ekstra næringssalte via den Jyske Kyststrøm til de indre farvande var i 1990 uden væsentlig betydning, og den større udstrømning fra Østersøen i sommerperioden indeholdt mindre mængder biologisk omsætteligt kvælstof end vandmasserne i de indre farvande.

### *Næringsstofkonc.*

Vinterkoncentrationer af næringssalte var højest i lukkede fjordområder og afspejlede belastningens størrelse i forhold til vandudvekslingen med de åbne farvande, hvor indholdet var lavest. Kvælstofindholdet følger fra år til år generelt variationerne i afstrømningen, mens fosforindholdet generelt er uændret gennem 1980'erne trods faldende punktkildebelastning, på grund af intern belastning fra fosfor ophobet i sedimenterne.

### *Fytoplankton*

I en del områder var sigtddybden større og fytoplanktonmængden mindre i 1989 og 1990 end i resten af 1980'erne på grund af mindre sommerbelastning og milde vintre, der favoriserer bundvegetation og filtrerende muslinger. Generelt var fytoplanktonproduktionen stadig betydeligt højere end i slutningen af 1970'erne. Masseforekomster af fytoplankton afveg i 1990 ikke væsentligt fra 1980'erne og medførte i det vestlige Kattegat død af fisk og bunddyr.

### *Iltsvind*

Iltsvindene var i 1990 ikke blandt de alvorligste, undtagen i Øresund og det nordlige Lillebælt. Set over en længere årrække (1974-90) er iltindholdet i lagdelte farvande faldet signifikant.

### *Bundfauna og bundvegetation*

Bundfaunaen og bundvegetationen i de indre farvande udviste i 1990 ingen markante ændringer i forhold til de seneste år, og er generelt påvirket af et højt eutrofieringsniveau. I Nordsøen, Skagerrak



og det nordlige Kattegat ses gennem de sidste 5-10 år en stigende biomasse af bunddyr, hvilket kan tolkes som de første effekter af en stigende eutrofiering også i disse områder.

### *Miljøtilstand*

Miljøtilstanden i de danske farvande var i 1990 generelt uændret i forhold til 1980'erne. Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket dyre- og planteliv er ikke opfyldt i hovedparten af de kystnære farvande eller i de dybere dele af det sydlige Kattegat, Øresund, det sydlige Bælthav og Arkona Havet, og er truet i det øvrige åbne Bælthav, det nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen.

Da der ikke er konstateret nogen ændring i den afstrømningskorrigerede kvælstofbelastning fra landbrugsjorde, er de i nogle områder observerede forbedringer i miljøtilstanden i 1989-90 hovedsageligt betinget af mindre afstrømning og punkt-kildebelastning i vækstsæsonen. Observationerne viser således, at en reduktion i kvælstofbelastningen indenfor samme år viser sig i de frie vandmasser som mindre fytoplankton, større sigtdybde og aftagende iltsvind.

# 1. Indledning

- Formål* Formålet med denne rapport er at give et samlet billede af miljøtilstanden i de danske marine områder i 1990, samt påvise nogle udviklingstendenser for en række af de vigtigste parametre.
- Baggrundsmateriale* Baggrundsmaterialet til rapporten er resultaterne fra Vandmiljøplanens overvågningsprogram for de marine områder i form af data og rapporter fra amtskommunerne, Skov- og Naturstyrelsen, DMU's egne data og rapporter, samt data velvilligt stillet til rådighed af Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut - Oceanografisk Laboratorium og Havforskningsinstituttets Forskningsstation Flødevigen, Norge. For mere detaljerede oplysninger om lokale områder henvises til de amtskommunale rapporter. Rapporten fokuserer på at beskrive miljøtilstanden i de marine områder i 1990, og sammenligner forholdene med de seneste 8-15 år. Udviklingen i miljøtilstanden frem til og med 1989 er beskrevet mere indgående i rapporten fra sidste år (Ertebjerg et al., 1990).
- Rapportens opbygning* I afsnit 2 gives en kort beskrivelse af overvågningsprogrammet i 1990 for de marine områder. Derefter behandles de forskellige emner i hvert sit afsnit. I afsnit 3 beskrives de hydrografiske forhold i 1990. Vægten er lagt på vandudvekslingen gennem de indre farvande, idet denne også er bestemmende for forholdene i de tilgrænsende kystvande.
- I afsnittet om næringssalte beskrives belastningen samt årstids- og områdevariationen i kystvandene og i de åbne farvande i 1990. Dette sammenholdes med udviklingen i landbelastningen samt tilførslen af næringssalte fra Østersøen og Nordøsøen.
- I fytoplanktonafsnittet beskrives sigtdybde, klorofyl og primærproduktionen i 1990, og udviklingstendensen siden 1970'erne beskrives og forklares. Specielle algeopblomstringer og forekomst af toksiske arter i 1990 beskrives.
- Afsnittet om iltforholdene beskriver sæsonvariationerne i iltindholdet i 1990, og giver en oversigt over iltsvindsområderne i de kystnære og åbne farvande, og langtidsudviklingen i iltforholdene vurderes.
- I afsnittet om faunaen redegøres for effekter af iltsvind på bunddyr og fisk. De generelle ændringer i bundfaunaen som følge af eutrofiering beskrives. I afsnittet om bundvegetation beskrives ligeledes ændringer i bundvegetationen som følge af eutrofiering.

I afsnit 9 gives en generel vurdering af den miljømæssige tilstand i de åbne farvande og i de kystnære havområder, fjorde og bugter, i forhold til de fastlagte recipientkvalitetsmålsætninger.

Sidst i rapporten gives en sammenfatning og en overordnet konklusion.

## 2. Overvågningsprogrammet for de marine områder

### 2.1 Formål og omfang.

#### Formål

Overvågningsprogrammet for de marine områder omfatter en række forskellige målinger af vandkemi, fytoplankton, primærproduktion, bundfauna, sediment og vegetation samt i nogle få tilfælde zooplankton og bakterier. Formålet er at registrere i hvilken grad og hvordan tilstanden er påvirket af næringsstofbelastningen, samt hvordan tilstanden udvikler sig på grund af ændringer i næringsstofbelastningen. Herudover ønskes mere generelt at følge udviklingen i den aktuelle fysiske, kemiske og biologiske tilstand i relevante områder.

#### Omfang

Overvågningsprogrammet lægger først og fremmest vægt på målinger og observationer i de farvands-afsnit, som er direkte berørt af belastningen fra land, og hvor det antages, at resultaterne af indgrebene mest sikkert kan iagttages, d.v.s. kystvande samt Øresund og Bælthavet. Overvågnings-systemet omfatter desuden målinger og observationer i de åbne havområder, bl.a. hvor de indre farvande støder op til Skagerrak og den egentlige Østersø, således at det bliver muligt at opstille en referenceramme for målingerne her og i kystvandede. Systemet suppleres med målinger og observationer af klimatiske faktorer (nedbør, afstrømning, vind, strøm m.m), således at målingerne fra de danske farvande kan sættes ind i en større sammenhæng.

Overvågningssystemet er opbygget på grundlag af følgende hovedelementer:

- Det amtskommunale tilsyn med tilstanden i fjorde, bugter og åbne kystvande
- Danmarks Miljøundersøgelses (DMU) overvågning af miljøtilstanden i de åbne danske havområder
- Skov- og Naturstyrelsens overvågning af bundfauna og bundvegetation i Kattegat
- Havforskningsprogram 90

Systemet suppleres med relevante data fra Danmarks Meteorologiske Institut, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Forsøgsanlæg Risø og andre dele af vandmiljøplanens overvågningssystem (belastningsdata), samt med data fra vore nabolande.

Overvågningen af miljøtilstanden i de åbne danske havområder er foregået siden 1974, ligesom nogle amter har tidsserier som rækker tilbage til 1970'erne. Disse data gør det muligt at undersøge udviklingstendenser for nogle vigtige parametre.

## 2.2 Stationsplaceringer.

### Kystnære områder

Det landsdækkende overvågningssystem for kystvande, fjorde og bugter er baseret på amtskommunernes tidligere programmer for overvågning, suppleret med visse nye stationer, så alle relevante områder er dækket. Målestationerne er for det meste placeret på linier. I fjorde og bugter fra den inderste del ud mod åbent hav, på åbne kyster fra kysten ud mod havet, og i åbne gennemstrømningsfarvande i linier gennem de respektive farvandsafsnit. Placeringen af amtskommunernes målestationer er vist på figur 2.1. Amterne foretager som regel målinger på stationerne en gang om måneden, men nogle amter (Nordjylland, Fyn, Århus og Storstrøm) foretager desuden intensive målinger (op til 2 målinger pr. uge) på enkelte stationer.

### Åbne havområder

Overvågningssystemet for de åbne havområder er baseret på DMU's monitoreringstogter. Disse omfatter 10 togter pr. år til de indre danske farvande. To af togterne omfatter desuden stationerne i Skagerrak og Nordsøen. De danske målinger suppleres med målingerne fra Sverige og Norge, således at der opnås en god dækningsgrad, også for Skagerrak og Nordsøen. Placeringen af DMU's målestationer er vist i figur 2.2. Skov- og Naturstyrelsen monitorerer bundfauna på 21 stationer og bundvegetation på 7 lokaliteter i Kattegat.

## 2.3 Måleprogrammet.

Udførelsen af de enkelte undersøgelser i de kystnære områder og i de åbne havområder følger de anvisninger som er givet i "Retningslinier for marin overvågning" (Miljøstyrelsens Havforureningslab., 1988). Måleprogrammet omfatter :

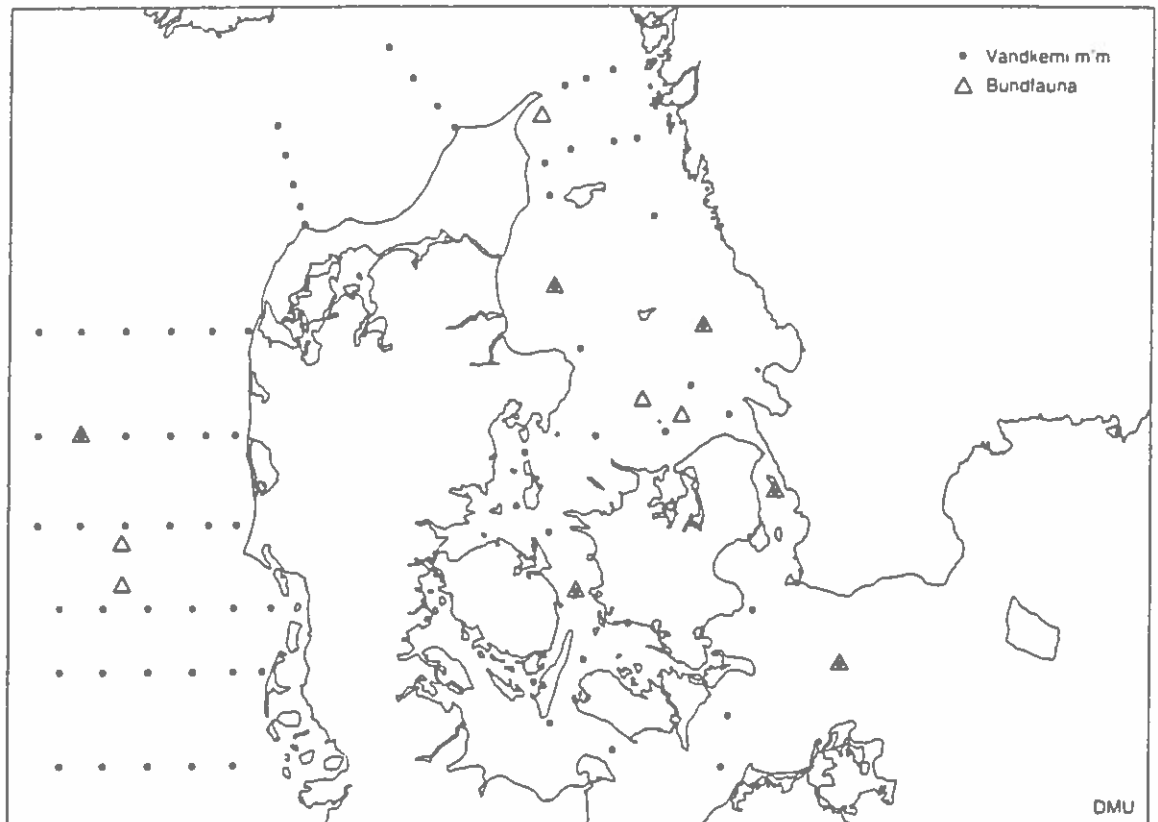
### Måleparametre

- Profilmålinger af salinitet, temperatur, iltindhold og evt. klorofyl-fluorescens
- Sigtdybde
- Vandkemiske variable (total kvælstof, uorganisk kvælstof, total fosfor, orthofosfat, silicium, klorofyl, samt evt. pH, sulfid og total organisk stof)

- Biologiske forhold (primærproduktion, fytoplankton, bundfauna, bundvegetation og evt. zooplankton og bakterier)



Figur 2.1. Amtskommunernes målestationer for vandkemi (efter Miljøstyrelsen 1989).



Figur 2.2. Danmarks Miljøundersøgelsers målestationer.



### 3. Hydrografiske forhold

Året 1989

De sidste fire måneder i 1989 var vindsvage, således at der kun forekom en svag blanding og udskiftning af vandmasserne i de indre danske farvande (Sehested Hansen et al., 1990a). Ved indgangen til 1990 var iltindholdet da også stadig usædvanligt lavt mange steder i de åbne indre farvande. I begyndelsen af 1990 ændredes de meteorologiske forhold, specielt tiltog vinden, og de hydrografiske forhold ændredes langsomt.

Iltforhold

#### 3.1 Vindforholdene ved Fanø og Sprogø

Vinden er langt den vigtigste parameter, når man ønsker at beskrive vands transport og blanding i et område. I dette afsnit gennemgås hovedsagelig månedsvariationen af vinden ved Fanø, specielt vindretningen og blandingseffekten.

Fanø

Ved Fanø var vinden i de 4 første måneder vest-sydvestlig, og havde speciel stor hastighed og blandingseffekt i de 3 første måneder (se Tabel 3.1). I maj var vinden vest-nordvestlig med en blandingseffekt under middelværdi. Derefter drejede vinden til at være sydvestlig i juni, og havde kun en lille blandingseffekt. Månederne juli til september havde vest-nordvestlige vinde. Af disse 3 måneder var der specielt i september en stor blandingseffekt. I oktober var vinden sydlig, men svag. November var speciel ved at have en meget svag nordøstlig vind med en ekstrem lille blandingseffekt. I december var vinden sydvestlig med svag hastighed og lille blandingseffekt.

Tabel 3.1. Vindretning i grader fra nord ved Fanø, vindhastighed i m/s og vindeffekt i  $m^3/s^3$  (fra DMI).

Måned	Retning	Hastighed	Effekt
1	220	4.1	750
2	228	4.8	1498
3	267	5.1	962
4	256	1.3	163
5	286	2.5	255
6	234	2.0	154
7	286	3.8	355
8	270	2.1	203
9	292	3.1	611
10	183	1.5	314
11	53	0.5	59
12	219	1.3	210
middel	254	2.2	455



Middel vindeffekten i 1990 ved Sprogø var ca. 603  $\text{m}^3/\text{s}^3$ , mens den for perioden 1980-1989 var ca. 571  $\text{m}^3/\text{s}^3$  (se Tabel 3.2). Vindeffekten ved Sprogø var således højere end for et gennemsnitsår i 80'erne. Specielt de tre første måneder i året havde større vindeffekt end normalt, mens månederne 5, 6, 11 og 12 lå under det normale.

Tabel 3.2. Vindretning i grader fra nord ved Sprogø, vindhastighed i m/s og vindeffekten i  $\text{m}^3/\text{s}^3$  (fra A/S Storebæltsforbindelsen).

Måned	Retning	Hastighed	Effekt
1	228	7.0	1131
2	227	7.9	1414
3	262	6.5	939
4	236	1.4	404
5	284	1.6	212
6	223	1.5	197
7	275	4.1	395
8	247	2.5	306
9	278	3.5	571
10	175	3.2	627
11	315	1.0	407
12	216	3.2	688
middel	243	3.1	603

Der var en god overensstemmelse mellem vinden ved Fanø og Sprogø, dog med højere vindstyrker og blandingseffekter ved Sprogø end ved Fanø.

I kommende afsnit beskrives vindretningens betydning for den Jyske Kyststrøms opførsel, og blandingseffektens betydning for forholdene i de indre danske farvande.

### 3.2 Gennemstrømningen i Storebælt

Den barotrope gennemstrømning (genereret af overfladehældninger) i Storebælt er regnet positiv fra Østersøen mod Nordsøen, altså ud af systemet, og er angivet som et netto volumen gennem månederne. Gennemstrømningen er beregnet ud fra en energiligning ofte kaldet Gedser-Hornbæk relationen (Jacobsen, 1980), eller mere konkret forskellen i vandstanden ved Gedser og Hornbæk. Den totale transport gennem Storebælt, Lillebælt og Øresund fås ved at multiplicerer transporten gennem Storebælt med 11/7. Beregningen af transporten tager ikke hensyn til skillefladens placering, der er af betydning for en mere præcis beregning. Desuden vil ingen hensyntagen blive taget til de barokline strømninger (genereret af densitets forskelle).

Gedser-Hornbæk  
relationen

Skillefladen

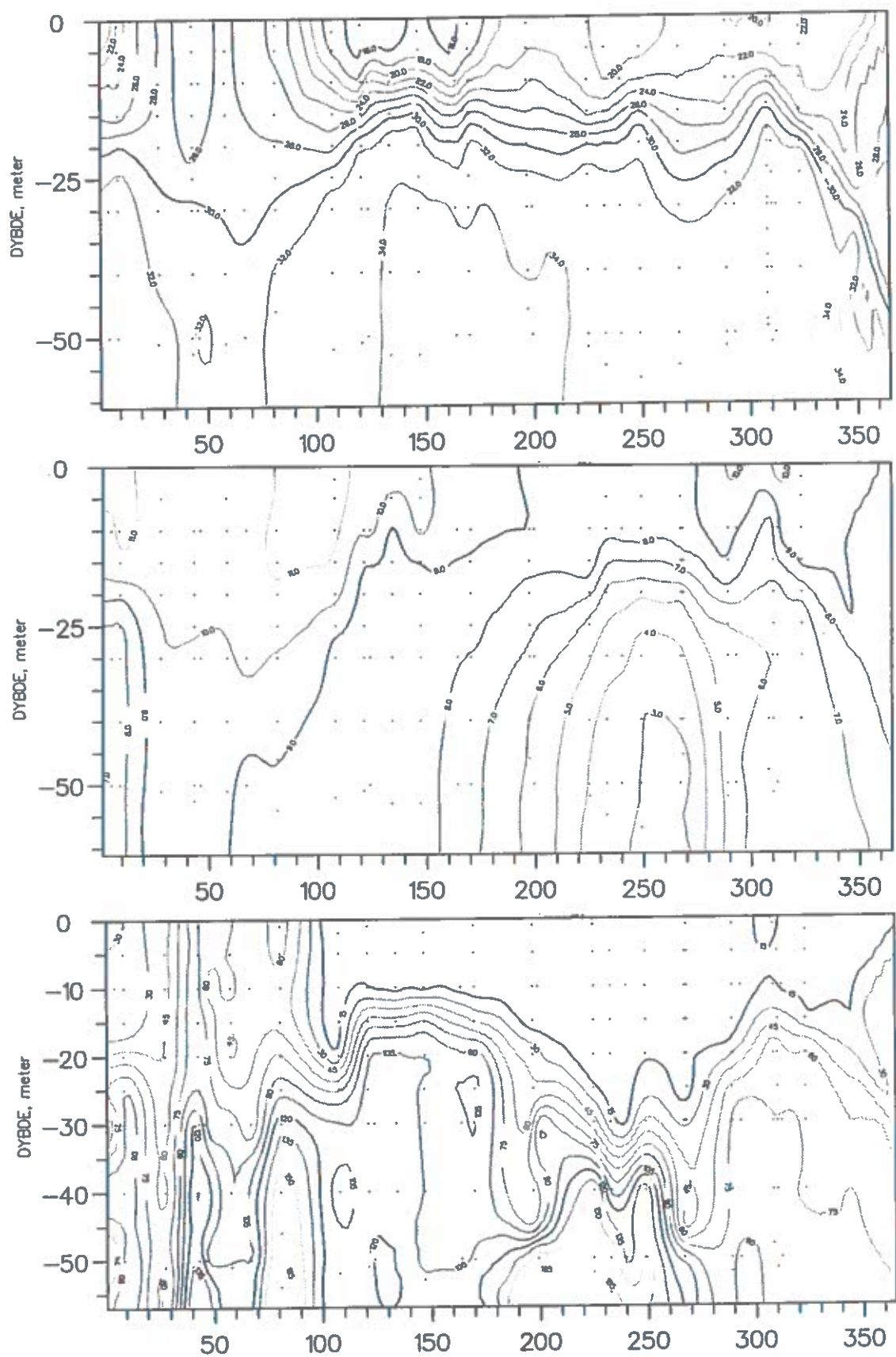
I januar og februar var der en netto vandtransport til Østersøen (se Tabel 3.3). I månederne marts til august var der en netto udadrettet vandtransport, dog lille i juni, og udskiftningen af vandmasserne ved bunden i de indre farvande var hovedsagelig afhængig af lokalt genereret blanding. Gennem september var der en mindre indstrømning til Østersøen, hvilket kan bevirke en transport af et eventuelt iltsvind i Bælthavet ind i Arkona Bassinet. I oktober og november var der igen en udstrømning, specielt kraftig i oktober. Endelig i december var der en indstrømning til Østersøen.

Generelt var der således en udstrømning fra Østersøen i hele året undtagen vinter månederne. Det totale udstrømnings volumen fra Østersøen var på  $566 \text{ km}^3$ , hvilket er mere end det normale på  $470 \text{ km}^3$ . Det totale volumen af de indre farvande er ca.  $440 \text{ km}^3$ , hvorved tidsskalaen i 1990 for de indre farvande m.h.t. de barotrope strømninger var ca. 0.8 år.

Tabel 3.3. Gennemstrømningen i Storebælt beregnet ud fra Gedser-Hornbæk relationen omregnet til strømenergi ( $Q^3$  i  $10^{12} \text{ m}^9/\text{s}^3$ ) og volumen ( $V$  i  $\text{km}^3$ ).

Måned	1980-1989 $Q^3$	1990 $Q^3$	1990 $V$
1	867	466	-65.8
2	778	521	-18.7
3	588	639	57.3
4	414	342	73.7
5	254	221	97.4
6	236	130	4.9
7	301	158	65.2
8	302	180	82.6
9	494	410	-32.3
10	635	389	104.9
11	809	594	40.5
12	682	401	-49.8
middel total	544	370	+359.9

Gennemstrømningen i Storebælt forventes at kunne identificeres i observationer, specielt i saliniteten i Bælthavet. Den startende barotrope udstrømning i marts ses da også tydeligt ved Anholt (st. 413) omkring dag 100 (se Fig. 3.1).



Figur 3.1. Variationen af a) salt i ‰, b) ilt i mg/l og c) nitrat i µg/l ved Anholt (st. 413) gennem 1990.

### 3.3 Den Jyske Kyststrøm

Den Jyske Kyststrøm transporterer den næringsrige ferskvandstilstrømning fra floder på ca. 1250 m<sup>3</sup>/s til området ved den Tyske Bugt nordpå langs den jyske vestkyst. Undervejs medrives højsalint Nordsøvand og saliniteten af kyststrømmen stiger (Richardson og Jacobsen, 1990). En kraftig stigning sker allerede omkring den Tyske Bugt, og vandmassens salinitet er steget til i middel 32.3 o/oo ved fyrskibet "Vyl" nær Horns Rev (Bolding, 1990). Afstrømningen fra Danmark i 1990 til Nordsøen og Skagerrak var i middel over året 168 m<sup>3</sup>/s, hvilket er en forholdsvis ubetydelig mængde set i sammenhæng med tilstrømningen til området omkring den Tyske Bugt.

#### De indre farvande

Den Jyske Kyststrøm er interessant for forholdene i de indre danske farvande, da den potentielt kan transportere en stor del næringssalte. Et troværdigt estimat af transporten af vand fra den Tyske Bugt til de indre farvande eksisterer dog ikke på nuværende tidspunkt, men forskellige forslag ligger på fra 10-50 o/o af det tilførte vand til bugten.

Hvis vi for at belyse forholdene antager, at vi har en meget lang periode med konstant sydvestlige vinde og en afstrømning fra land til den Jyske Kyststrøm på konstant 1350 m<sup>3</sup>/s, da vil en stationær situation forekomme. Nordsøvandet, der opblendes i den Jyske Kyststrøm, er 34.5 o/oo. Hvis vi yderligere antager, at saliniteten af den Jyske Kyststrøm nær Skagen er 32.5 o/oo, kan vi ved at opstille ligningerne for bevarelse af volumen og salt bestemme den Jyske Kyststrøms vandføring til (34.5/2 gange 1350) ca. 23300 m<sup>3</sup>/s nær Skagen. Dette er en mindre vandføring sammenholdt med indstrømningen i bundlaget til de indre danske farvande på 30000-60000 m<sup>3</sup>/s (Pedersen, 1990). Potentielt kan hele den Jyske Kyststrøm således ende i de indre farvande.

#### Tidsskala

Den Jyske Kyststrøms opførsel på tidsskalaen uger er i stor grad dikteret af vindforholdene (Bolding, 1990). For vestlige til nordlige vinde afbrydes strømmen, og den separerer ved Hanstholm. Nordlige til sydøstlige vinde bevirker også en afbrydelse af strømmen, men i dette tilfælde konvergerer strømmen ved Hanstholm, og der opmagasineres vand længere sydpå. For sydøstlige til vestlige vinde er strømmen uafbrudt, og der transporteres vand op i Skagerrak.

#### Vinden

Det forventes således ud fra månedsvariationen af vinden ved Fanø, at der er Jysk Kyststrømsvand ved Skagen i årets første fire måneder, og kun i ubetydeligt omfang i juni, oktober og december.

#### Norske målinger

I transekter fra Torungen i Norge til Hirtshals observeredes der Jysk Kyststrømsvand nær kysten ved Hirtshals den 8. januar, 4. februar, 14. juni, 12. september og 12. november, og mindre tydeligt den 1. marts, 22. april, 6. august og 22. oktober. Der observeredes ikke Jysk Kyststrømsvand den 3. april, 18. juli og 10. december (Dahl et al.,

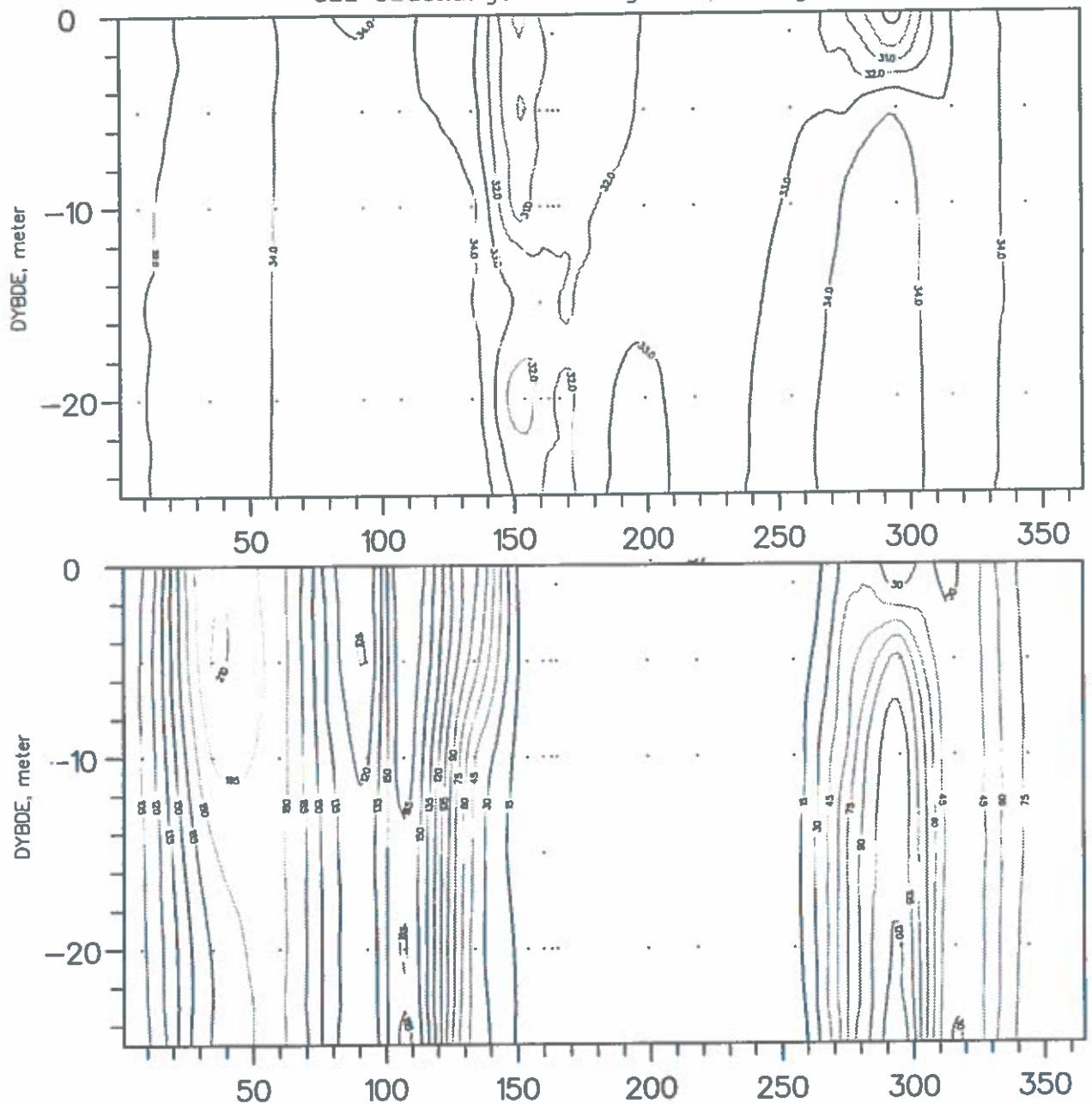
1991). I foråret og sommeren ses det ofte, at Norsk Kyststrømsvand (fortsættelsen af den Baltiske strøm fra Kattegat) breder sig ud over Skagerrak. Specielt den 14. juni gav dette en kraftig lagdeling i Skagerrak. Lavsalint vand ved Hirtshals betyder således ikke nødvendigvis, at det er fra den Jyske Kyststrøm. Om Norsk Kyststrømsvand også bliver barotrop transporteret til Hirtshals i specielle situationer vides ikke.

*Observeret indstrømning*

En indstrømning af Jysk Kyststrømsvand til de indre danske farvande er kun identificeret med sikkerhed den 12.-14. februar. Den indstrømmende vandmasse kan følges i flere måneder bagefter, se også afsnit 3.5.

*Tidsserie*

En tidsserie fra Hirtshals viser, at der med sikkerhed ikke transporteres N.-uorg. fra den Jyske Kyststrøm ind i de indre danske farvande fra juni til slutningen af august (se Fig. 3.2).



Figur 3.2. Variationen af a) salt i ‰ og b) nitrat i µg/l ved Hirtshals (st. 1101) gennem 1990.

### 3.4 De indre danske farvande

#### Januar

I den første tredjedel af januar var forholdene i de indre danske farvande endnu ikke påvirket nævneværdigt af de stigende blandingseffekter (se Fig. 3.3): a) saliniteten afveg ikke nævneværdigt, men heller ikke entydigt, fra langtidsmidlen fra fyrskibsmålinger; b) temperaturen var generelt højere end langtidsmidlen, specielt ved bunden; c) iltforholdene var stadig dårlige; Skillefladens position var lokalt højt beliggende i området nær Odden (st. 925), og faldt således sammen med en salinitetsfront i overfladelaget. En simpel beregning fra Odden (st. 925) og mod nord viser, at den lokalt høje skilleflade position kan være en baroklin trykudligning i nedre lag af salinitetsfronten i øvre lag. Hvis denne barokline trykudligning ikke var tilstede ville trykket i nedre lag i det sydlige Kattegat være meget mindre end i det nordlige af Kattegats nedre lag pga. salinitetsændringerne i øvre lag. Resultatet ville være, at bundvandet strømmede hurtigt ind i Kattegat. I Bælthavet (st. 939) sås den høje salinitet stadig i 15 m's dybde. Saliniteten i 15 m's dybde ved Gedser var under middelværdien, og var således et resultat af udstrømningen fra Østersøen: indstrømningen i januar ses endnu ikke i målingerne.

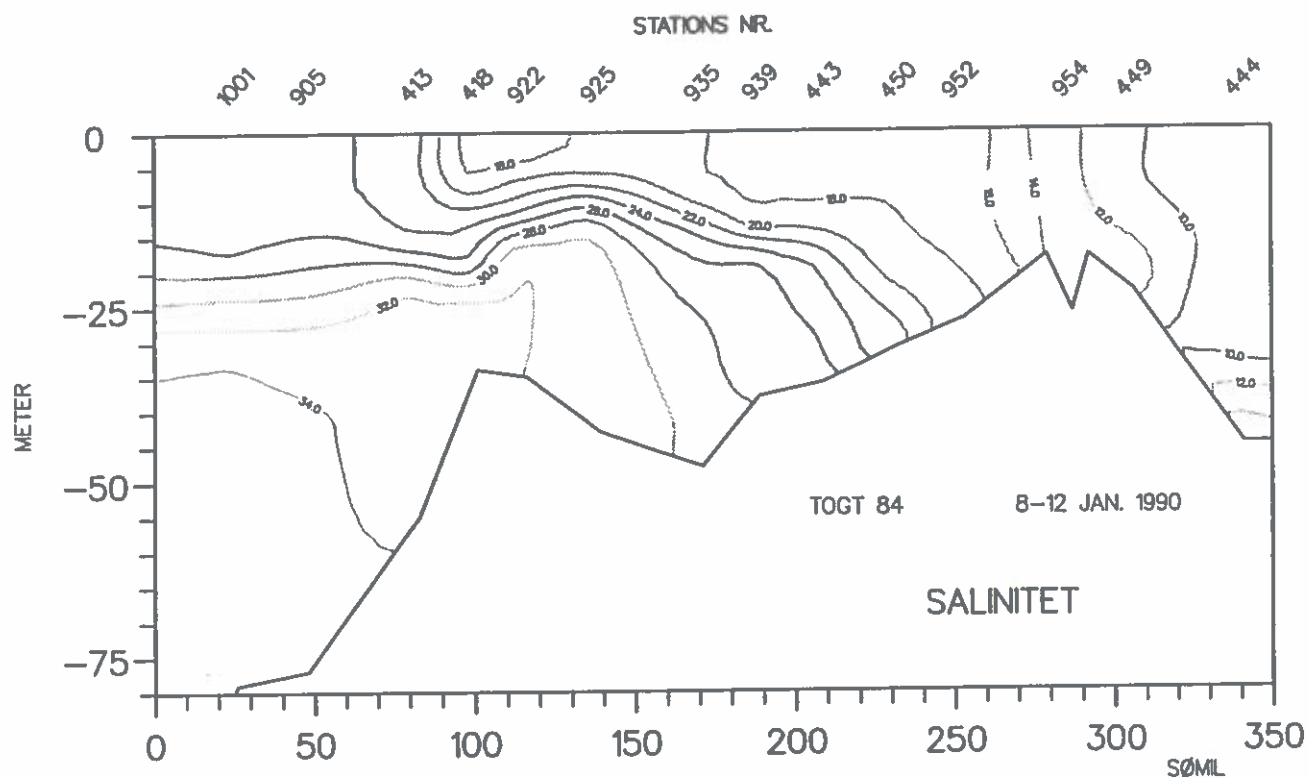
#### Februar

De hydrografiske forhold var i midten af februar klart påvirket af den store blandingseffekt (se Fig. 3.4). Saliniteten var 2 o/oo højere ved overfladen end langtidsmidlen, og 2 o/oo lavere ved bunden. Sammenlignet med forholdene i den første tredjedel af januar var saliniteten steget med 3 o/oo i overfladen og faldet med 3 o/oo i nedre lag. Stabiliteten af vandsøjlen var dermed mindsket betydeligt af de kraftige vindforhold, og dermed også nemmere at blande for vinden i den kommende periode. En kraftig baroklin udskiftning af vandmasserne i de indre danske farvande kan ikke iagttages på grund af den fortsatte kraftige blandingseffekt. En vandmasse ved Odden (st. 925), der kan identificeres på grund af lille N-uorg. indhold, antages at være vand fra det nordligste Kattegat (st. 905 og 1001) i starten af januar, der er presset længere ind i de danske farvande. Temperaturen var stadig over det normale i midten af februar, men nu tættere på det normale for årstiden i det nedre lag på grund af nedblandingen af koldere overfladevand.

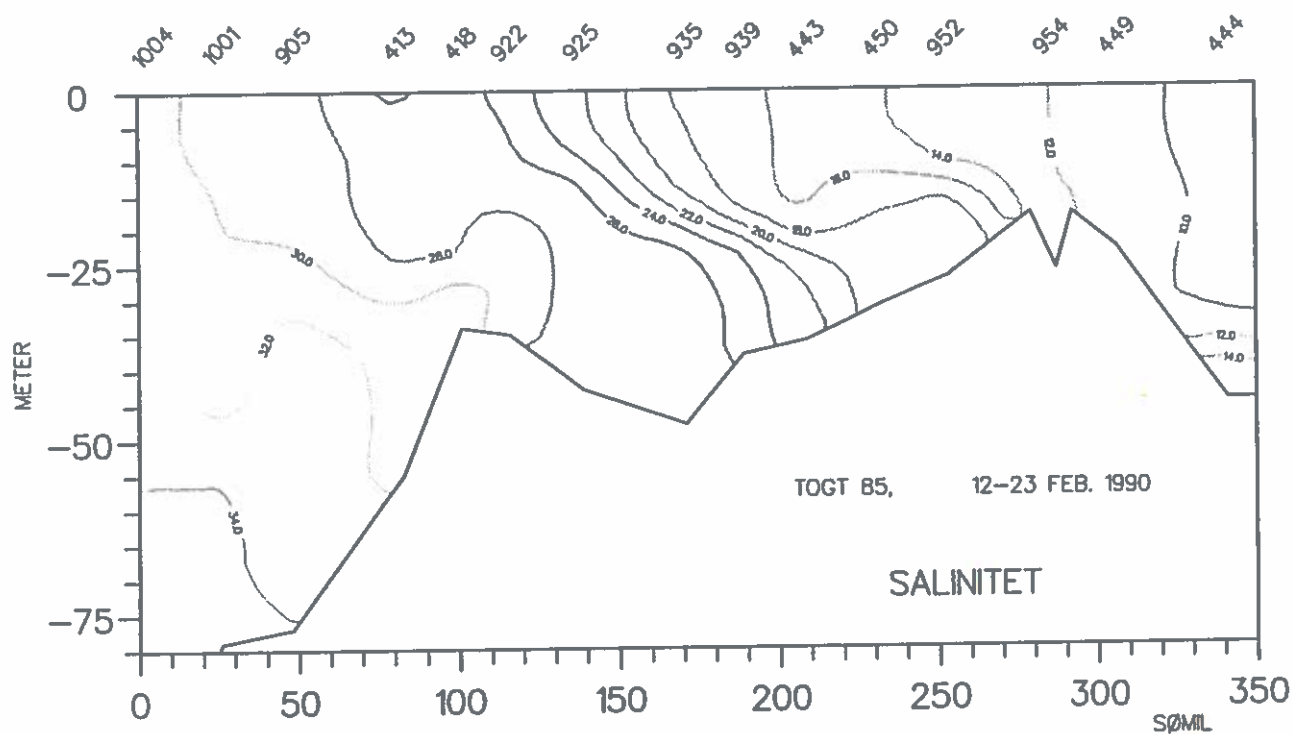
#### Marts

Saliniteten i de indre farvande var i midten af marts 4 o/oo højere i overfladelaget end langtidsmidlen, og 2-4 o/oo lavere ved bunden, og vandmasserne var således godt blandede af de kraftige vinde (se Fig. 3.5). Forhold som disse var dog allerede tilstede i midten af februar. Årsagen til den lille ændring i salinitets forholdene skyldes, at når vandmasserne homogeniseres forøges de barokline strømninger kraftigt, dvs at der strømmer højsalint vand ind i nedre lag fra Skagerrak, og lavsalint ind i øvre lag fra Østersøen. Der tilføres således hele tiden nyt vand der skal blandes i et forsøg på at oprette en ny stationær situation. Så længe vinden stadig er kraftig kan de kraftige barokline strømninger ikke iagttages

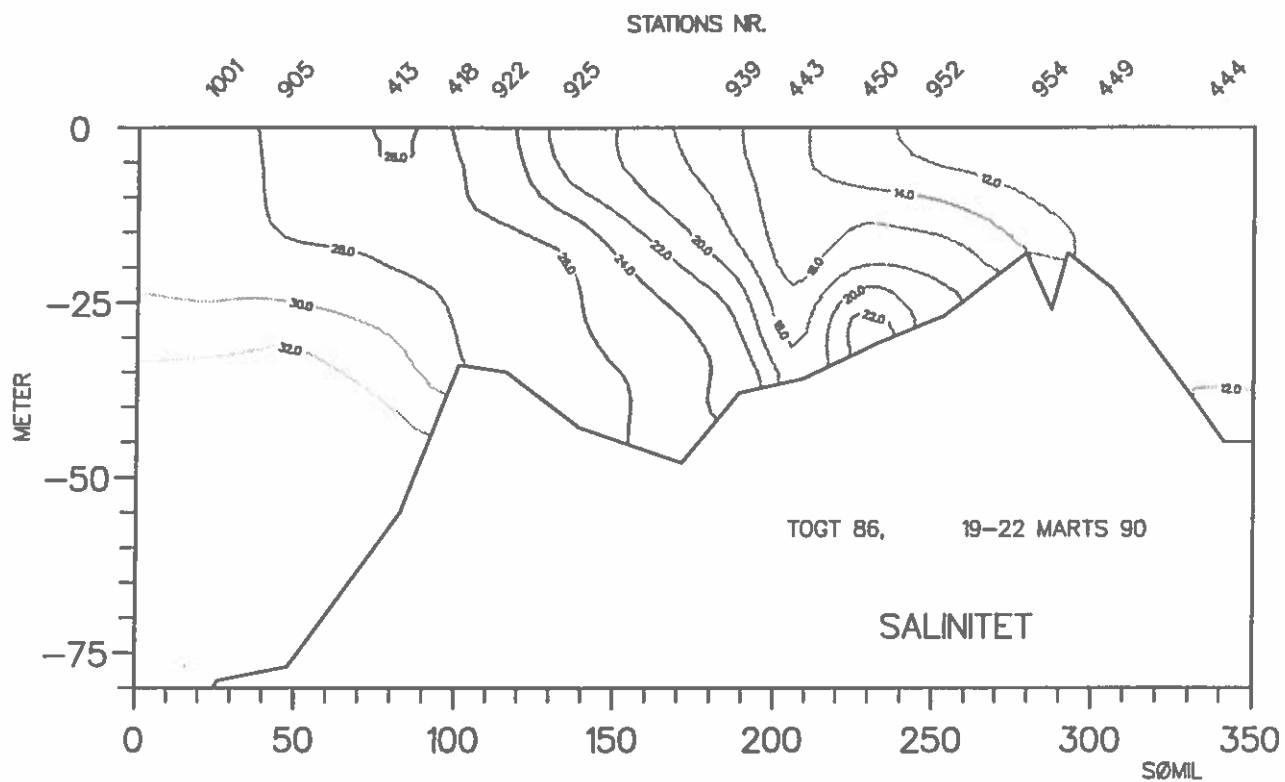




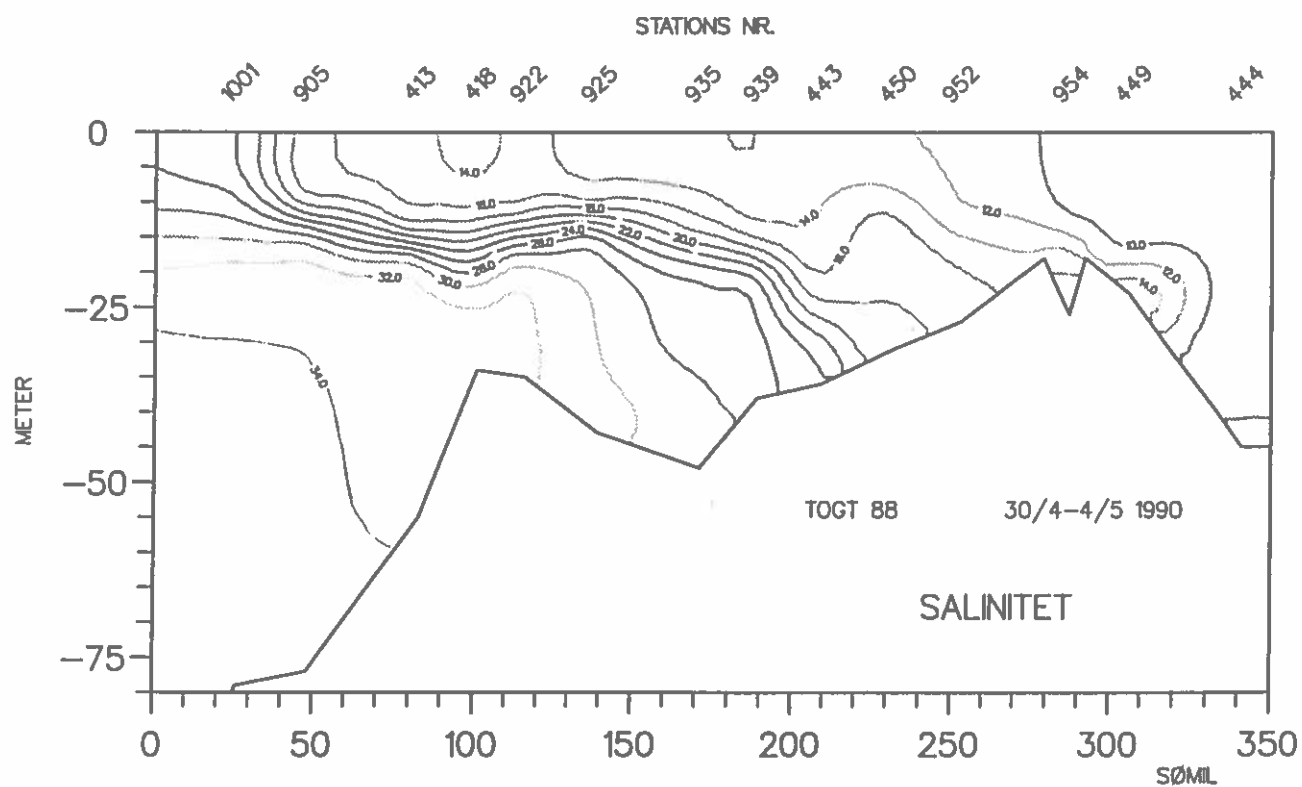
Figur 3.3. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 8-12 januar 1990.



Figur 3.4. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 12-23 februar 1990.



Figur 3.5. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 12-22 marts 1990.



Figur 3.6. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 30 april-4 maj 1990.



direkte. Det kan de til gengæld, når vinden aftager. Det bemærkes desuden, at på nær i det nordligste Kattegat (st. 1001) var saliniteten i 0 m og 30 m dybde aftaget, hvilket med hensyn til overflade salinitetens sænkning skyldes udstrømning fra Østersøen. Temperaturen var stadig højere end midlen, og stemmer mere overens med de forventede forhold i midten af april.

#### April

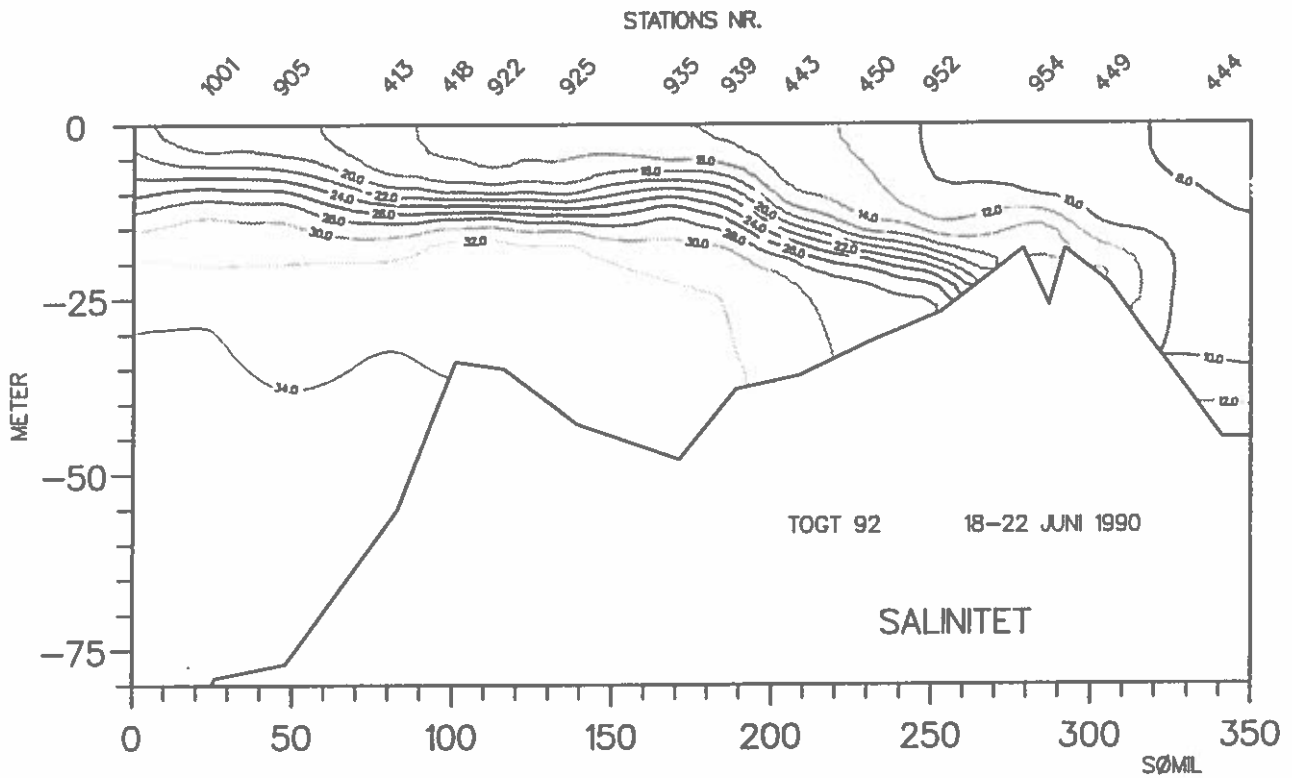
Salinitets forholdene i slutningen af april afveg ikke entydigt fra langtidsmidlen. Sammenlignes salinitets forholdene derimod med forholdene i midten af marts iagttages en klar baroklin udskiftning af vandmasserne i de indre danske farvande. Udskiftningen ses som højsalint vand, der strømmer ind ved bunden fra Skagerrak, og lavsalint vand, der strømmer ind i overfladelaget fra Østersøen. Den barokline udskiftning var forventet ud fra de homogeniserede forhold i midten af marts, og nu identificerbar på grund af de efterfølgende lave blandingseffekter. En klar opdeling af vandmassen sås i Kattegat (se Fig. 3.6), hvor der lå en skilleflade i 15 m dybde. Stabiliteten var således kraftigt forøget siden midten af marts, og nu tæt på det normale for årstiden. Et skøn viser (hvor det antages at det indstrømmende overfladevand har en salinitet på 10 o/oo), at overfladevandet i Kattegat ved slutningen af april bestod af kun 1/3 Kattegatvand fra midten af marts, og 2/3 Østersøvand. Temperaturen stemte nu godt overens med langtidsmidlen, og perioden med højere vandtemperaturer end langtidsmidlen var således overstået.

#### Maj

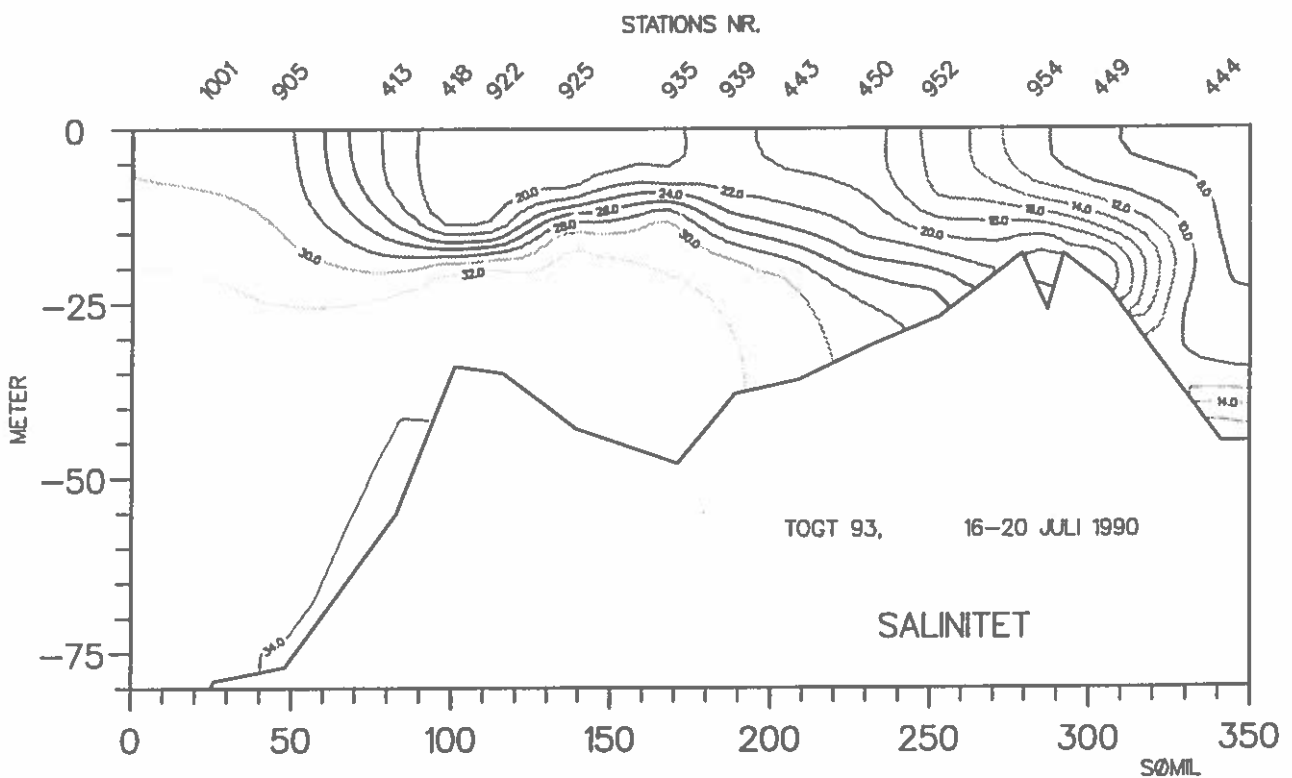
Forholdene i maj antages (da der ikke er monitoreret), at være en videre udvikling af forholdene i april, dvs en indstrømning fra Skagerrak ved bunden, og en indstrømning af lavsalint vand fra Østersøen ved overfladen.

#### Juni

Saliniteterne i de indre farvande i midten af juni i 30 m dybde stemte godt overens med langtidsmidlen, i 15 m dybde var den højere, og i overfladen lavere. Alt i alt tegn på dominerende og identificerbare barokline strømninger, hvilket også var forventet fra de homogeniserede vandmasser i midten af marts, sammenholdt med de efterfølgende svage vindstyrker. Betragtes tidsudviklingen fra slutningen af april til midten af juni ses det, at den salte indstrømning fra Skagerrak nu var nået helt ned i Bælthavet og havde fortrængt det øvre lag, således at skillefladen nu var så højt placeret som i 5-10 m dybde (se Fig. 3.7). Reelt var vandmasserne i de indre danske farvande totalt udskiftet siden midten af marts pga. af de barokline strømme. Saliniteterne var samtidig steget i alle dybder. I en tidligere periode kom den kraftige barokline vandudskiftning til udtryk som en salinitets stigning ved bunden og et fald ved overfladen. Det umiddelbart paradoksale, at vi nu fra slutningen af april til midten af juni fik en salinitets stigning ved overfladen skyldes, at den barokline vandudskiftning har virket i så lang tid, at skillefladen nu lå usædvanligt højt placeret. Når skillefladen var højt placeret var det nemmere for vinden at erodere af nedre lag, altså



Figur 3.7. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 18-22 juni 1990.



Figur 3.8. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 16-20 juli 1990.

selv små blandings effekter gav stor opadrettet medrivning. Temperaturen var et par grader højere end normalt, men ellers fulgte temperatur fordelingen det normale. Der var for eksempel et lokalt temperatur minimum ved Odden (st. 925) i 15 m dybde.

### Juli

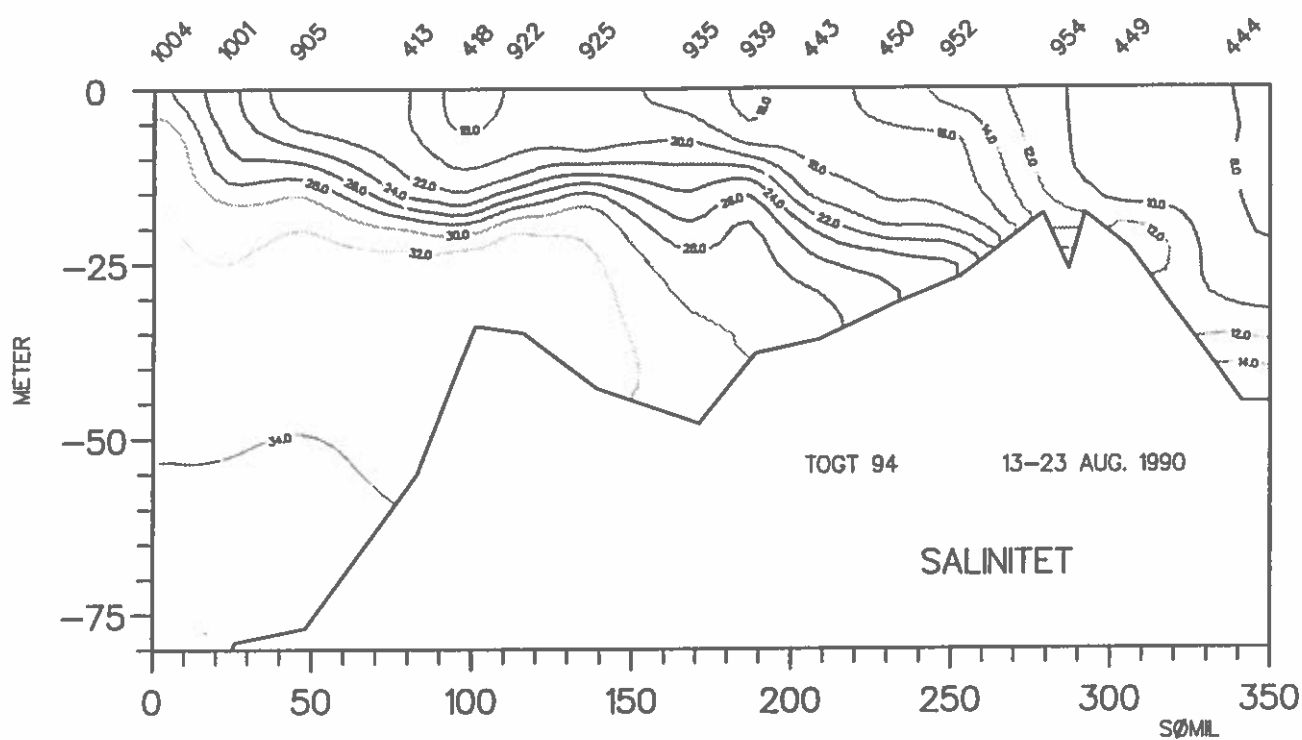
Salinitets forholdene i de indre farvande i midten af juli viste højere værdier end normalt i alle dybder, sammenlignet med fyrskibsstatistikker. I overfladen var saliniteten hele 6 o/oo højere. Sammenlignet med forholdene i midten af juni var saliniteten i overfladen steget kraftigt: 2-11 o/oo, mens den i 30 m dybde kun var faldet 1 o/oo i det nordlige Kattegat (se Fig. 3.8). Den kraftige stigning i øvre lag skyldtes den lille lagtykkelse, der bevirkede en stor opadrettet medrivning for selv små blandings effekter, mens salinitetsfaldet i nedre lag i det nordlige Kattegat skyldtes lagdelingen i Skagerrak, således at mindre salint vand transporteredes ind fra Skagerrak. Vandmasserne i det nordlige Kattegat var tæt på homogeniseret, og Skagarrak densitets-fronten var placeret mellem Anholt og Fladen (st. 413 og 905). I nedre lag sås der en baroklin trykudligning omkring Skagerrak densitets-frontens placering. Dette ses ved, at skillefladen er højere placeret i det sydlige Kattegat end under og nord for densitets-fronten. Ved Darss tærsklen ses en svag Bælt-front i øvre lag fra Kelds Nor til Gedser (st. 450 til 954), hvor der på den ene side er 20 o/oo Kattegatvand og på den anden 8 o/oo Østersøvand. Der var således en mindre baroklin indstrømning til Østersøen. Temperaturen var generelt højere ved bunden og lavere ved overfladen end gennemsnitligt. I 15 m dybde stemte temperaturen og langtidsmidlen godt overens, begge med et lokalt minimum ved Odden (st. 925).

### August

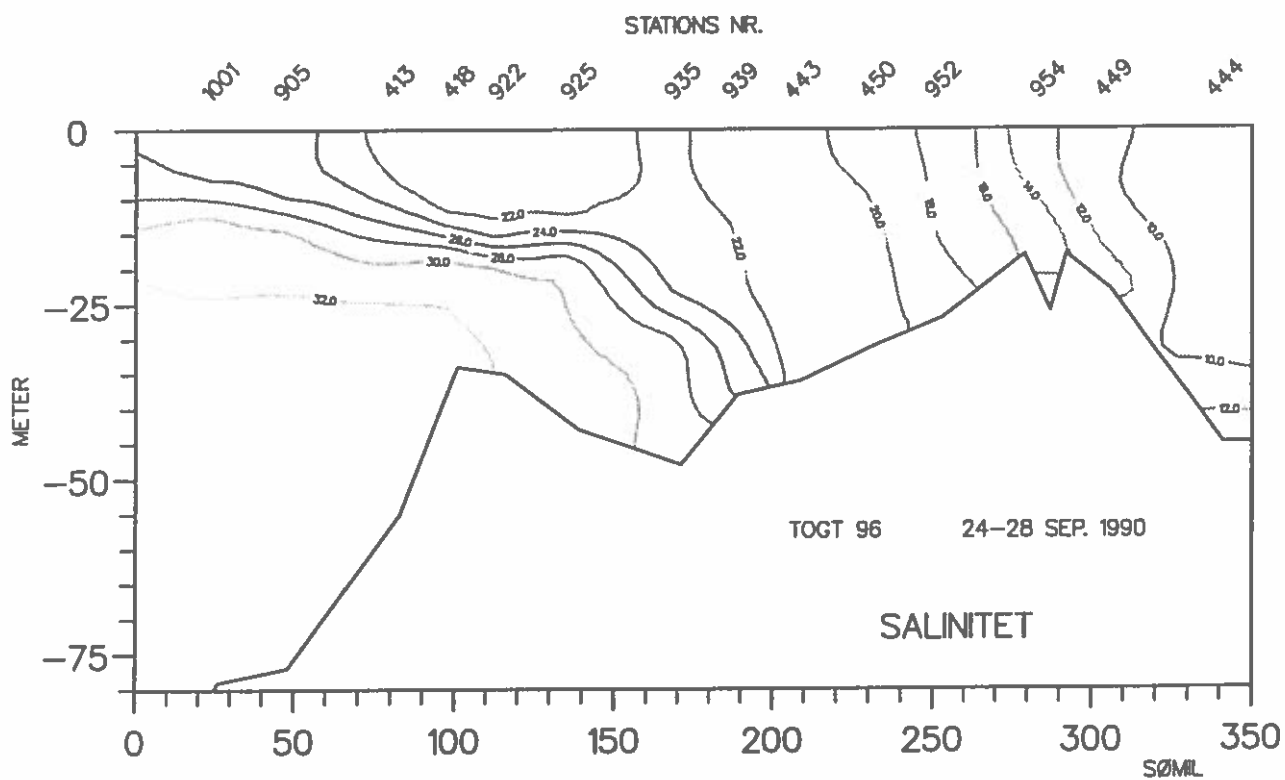
I de indre farvande var saliniteten i midten af august i det nordlige Kattegat lidt under langtidsmidlen og i det sydlige Kattegat og Bælthavet lidt over langtidsmidlen. Intet nævneværdigt kan således tolkes ud fra dette, da forholdene ikke afviger specielt fra langtidsmidlerne. Sammenlignes derimod med forholdene i midten af juli ses det (se Fig. 3.9), at saliniteten i 0 m og 15 m var aftaget, og at saliniteten i 30 m var mere eller mindre uændret, eller med andre ord at skillefladen var sænket. Udstrømningen fra Østersøen kan altså registreres under de vind-milde forhold. I Kattegat var densitets-fronten flyttet nord på, og nu beliggende i det nordligste Kattegat (mellem st. 1001 og 1004). Overfladevandmasserne var generelt presset nordpå i Kattegat. I det nordlige Kattegat var det tydeligt at se, at det udstrømmende vand fra Storebælt og Øresund var nået op til Skagerrak, og lå klinet til den jyske østkyst (kommende fra Læsø Rende) og den svenske kyst. Temperaturen i det nordlige Kattegat var lidt over det normale fra fyrskibsmålinger i alle dybder, hvorimod temperaturen i det sydlige Kattegat og Bælthavet var lavere end normalt.

### September

I slutningen af september i de indre farvande var saliniteten højere end langtidsmidlen i 0 m dybde,



Figur 3.9. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 13-23 august 1990.



Figur 3.10. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 24-28 september 1990.

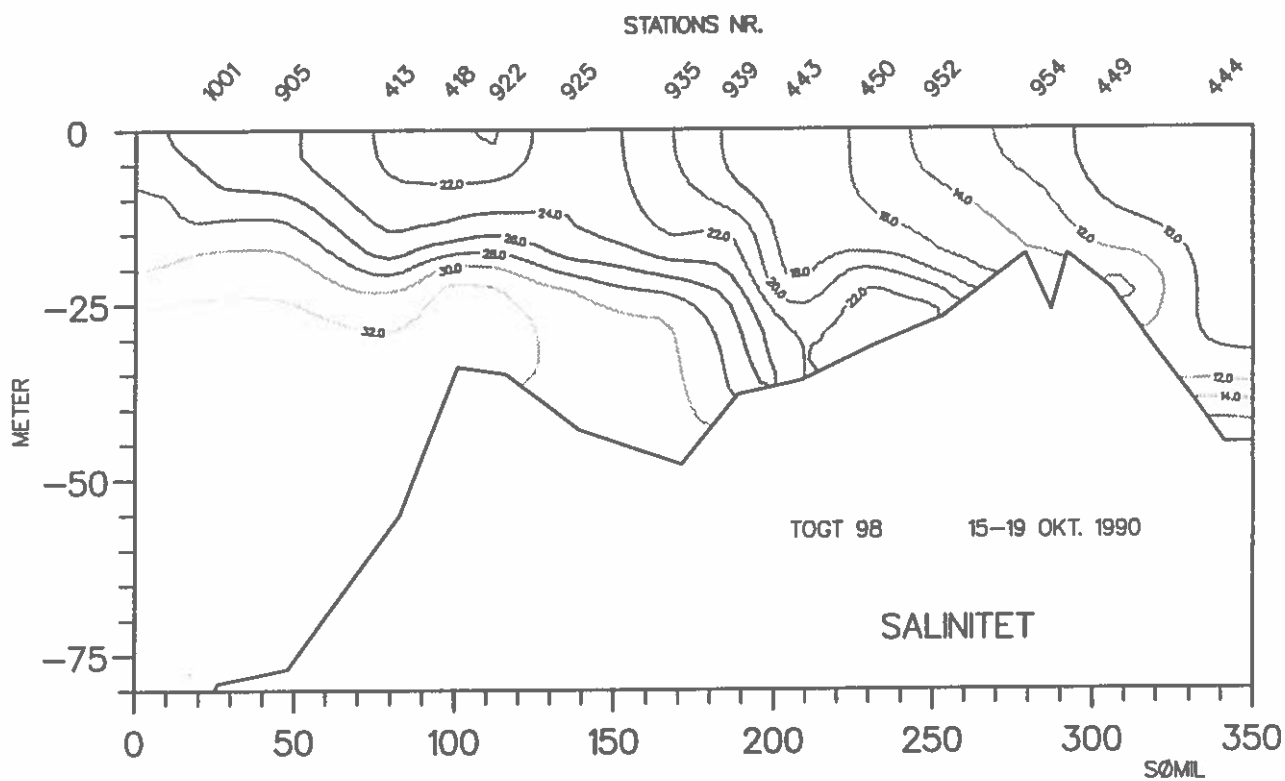
og lavere i 15 m og 30 m dybde, hvilket var et resultat af den øgede blanding mellem lagene. Sammenholdt med data fra midten af august var saliniteten steget i overfladen og faldet ved bunden (se Fig. 3.10). Specielt i det sydlige Kattegat og Storebælt var saliniteten faldet i 15 m dybde, og vandmasserne i Bælthavet var næsten homogeniseret. I det nordlige Kattegat var vandmasserne også blevet blandet, dog ikke i samme grad som i Bælthavet, på grund af den større lagtykkelse af nedre lag. Temperaturen var i overfladen og 15 m dybde lavere end normalt, i overfladen ca. 1-2°C. Det bemærkes specielt, at temperaturen ved overfladen således var lavere end i 15 m og 30 m dybde, hvilket ikke er normalt for årstiden.

#### Oktober

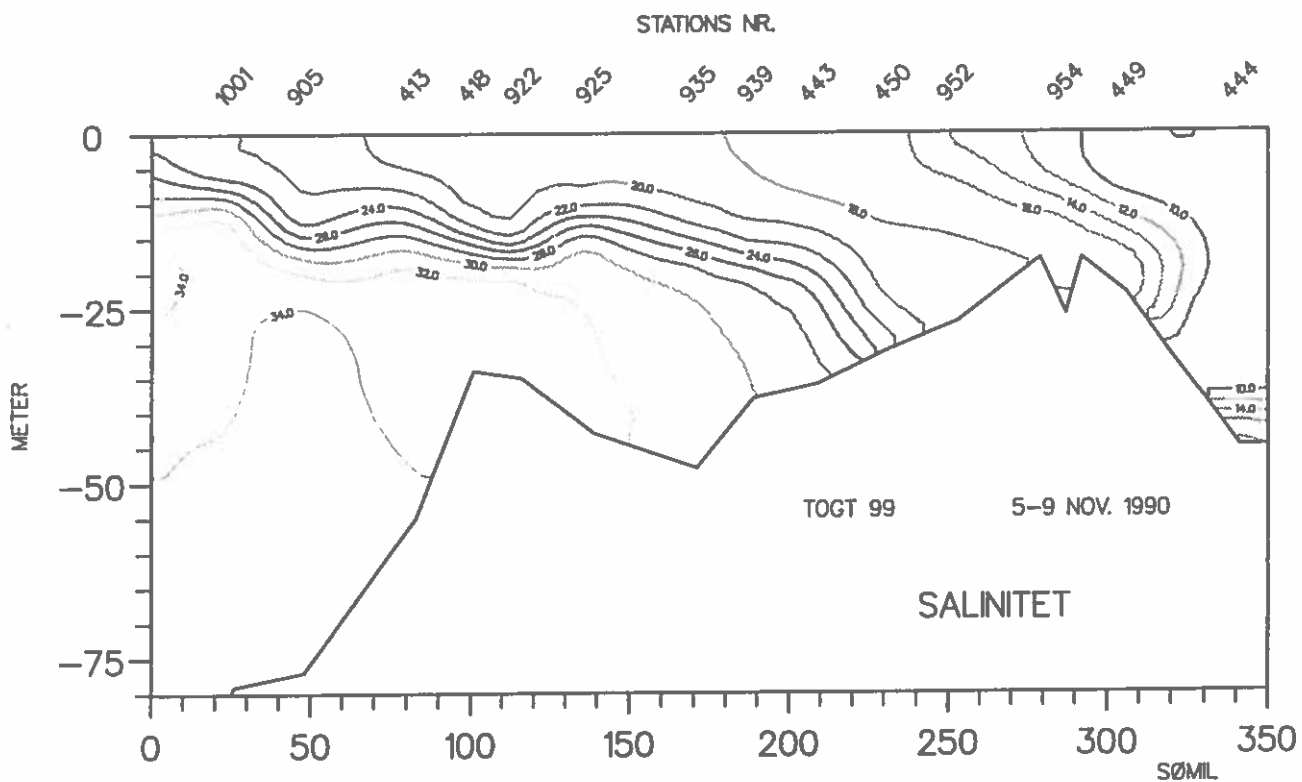
I de indre farvande giver en sammenligning af salinitets forholdene i midten af oktober med fyrskibsstatistik ikke den store forståelse. Sammenlignes forholdene derimod med forholdene i slutningen af september ses det, at der ikke var flyttet på vandmasserne, og at disse ikke var blevet blandet af betydning (se Fig. 3.11). En udstrømning fra Østersøen kunne spores i Bælthavet. Der var således reelt intet sket fra slutningen af september til midten af oktober, hvilket skyldtes den korte tidsforskel mellem observationerne. Temperaturen i midten af oktober lå tæt på det normale for årstiden. Den var således aftaget med 1-2°C over hele vandsøjlen på kun 15-20 dage. At temperaturen kan aftage så hurtigt i øvre lag er ikke overraskende, men ved bunden var det nok i mindre grad forventet, og skyldtes i det nordlige Kattegat horisontal blanding med vand fra Skagerrak.

#### November

Saliniteten i de indre farvande var i begyndelsen af november lavere ved overfladen og højere i 15 m og 30 m end langtidsmidlen ud fra fyrskibsmålinger. Stabiliteten var således større end normalt. Sammenlignet med forholdene i midten af oktober var saliniteten faldet i overfladen og steget i 15 m og 30 m dybde (se Fig. 3.12). Den var steget specielt meget i 15 m dybde på grund af, at skillefladen var hævet. I begyndelsen af oktober var vandmasserne mere homogeniserede end normalt på grund af blandingen, hvilket gav en baroklin strømning, der dog ikke var let at iagttage så længe blandingen stod på. Da vinden i begyndelsen af november var svag, kunne denne udskiftning nu iagttages som en indstrømning ved bunden, en udstrømning i overfladen, samt en hævnning af skillefladen. I det nordlige Kattegat sås udstrømningen i begyndelsen af november som et tyndt lag på 10 m med 22 o/oo vand, der strømmede ud klinet langs henholdsvis den jyske østkyst og den svenske kyst. Ved bunden sås 34 o/oo konturen at have hævet sig anseligt. Indstrømningen i nedre lag var således 34 o/oo vand der strømmede ind langs bunden og fortrængte det tidligere bundvand, der placeredes højere oppe i vandsøjlen, og måske strømmede noget af det fortrængte vand endda ud i Skagerrak igen. Temperaturen var aftaget betydeligt fra midten af oktober til begyndelsen af november, specielt nær overfladen. Temperatur-



Figur 3.11. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 15-19 oktober 1990.



Figur 3.12. Transekt for salt (o/oo) fra det nordlige Kattegat gennem Storebælt til Arkona Bassinet den 5-9 november 1990.



niveauet var dog stadig lidt højere end normalt. Et lokalt maximum observeredes i bundlaget i de indre danske farvande nær Odden (st. 925), hvilket stemmer godt overens med det forventede.

December

Der er ikke målinger af forholdene i de indre danske farvande i december måned. Det forventes dog, at vandmasserne blandes, og at der strømmer vand ind i bundlaget fra Skagerrak.

### 3.5 Specielle forhold

Anholt  
Iltforbrug

Fra observationerne ved Anholt (se Fig. 3.1) kan iltforbruget fra dag 150 til 190 estimeres:

$$S_{O_2} \approx \frac{(8-6) \frac{mgO_2}{l} (60-20)m}{(190-150) \text{ dag}} = 2 \frac{gO_2}{m^2 \text{ dag}}$$

Dette er et forholdvist stort forbrug.

Den Jyske Kyst-  
strøm

I perioden 12-14 februar blev det iagttaget, at der strømmede Jysk Kyststrømsvand ind i de danske farvande ved Skagen, hvor dog langt størstedelen strømmede ud igen ved den svenske kyst, og kun en mindre del fortsatte ind i de danske farvande. Vandmassen genkendtes på det høje N.-uorg. indhold, der dog ændredes med tiden på grund af blanding og frigivelse af N.-uorg. ved mineralisering.

I midten af marts befandt det Jyske Kyststrømsvand sig, dog godt opblandet med Skagerrakvand, ved Fladen (st. 905). Denne vandmasse bevægedes sydpå, og befandt sig ved Hesselø (st. 922) i slutningen af april. I midten af juni var vandmassen flyttet længere ind i Kattegat og Bælthavet, og var nu placeret ved Asnæs-Fynshoved (st. 935). Fra juni og fremefter er beskrivelsen præget af en vis usikkerhed.

Vandmassen homogeniseredes og blandedes til midten af juli, men befandt sig stadig ved Asnæs-Fynshoved (st. 935). I midten af august observeredes vandmassen ved Anholt (st. 413), og dele af det nedre vandlag var dermed bevæget ud mod Skagerrak (bemærk 32 o/oo isohalinen). Vandmassen opdeltes i slutningen af september i to vandmasser: en del der flyttedes nordpå til Fladen (st. 905), og en del der bevægedes sydpå til Hesselø (st. 922). I midten af oktober var vandmassen, der i slutningen af september var ved Hesselø (st. 922), flyttet ind i det nordlige Bælthav til Odden og Fynshoved (st. 925 og 935). Vandmassen flyttedes ikke af betydning til starten af november, men syntes påvirket af stor frigivelse af N.-uorg. ved mineralisering.

### 3.6 Konklusion

De danske farvandes hydrografi i 1990 var i store træk bestemt af to perioder med kraftige vinde. Den første periode var fra januar til marts, og den anden periode i september. I begge perioder var vandudskiftningen stor, og iltforholdene ved bunden forbedret. Efter hver af perioderne var vandudskiftningen stadig stor i en periode, nemlig indtil de hydrografiske forhold havde indstillet sig til de svagere vindforhold.

En indstrømning af jysk kyststrømsvand kunne identificeres i februar, og følges med sikkerhed indtil juni.





## 4. Næringssalte

I det følgende behandles næringsstofbelastningen af de danske farvande, samt sæson- og områdevariationer i næringssaltkoncentrationerne i 1990 sammenholdt med tidligere år.

### Belastningsdata

Den landbaserede tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til det marine miljø i 1990 er opgjort af Kronvang et al. 1991a og sammenlignet med tidligere år. De anvendte data fra 1990 vedrørende punktkilder er foreløbige, men dette forventes ikke at have indflydelse på de overordnede konklusioner. Atmosfæredepositionen af kvælstof på de marine områder i 1990 er opgjort af Hovmand 1991. I nærværende kapitel fremdrages derfor kun de vigtigste konklusioner fra disse rapporter, hvortil der henvises for mere detaljerede oplysninger.

### Datagrundlag

Beskrivelsen af forholdene i kystvandene bygger på amtskommunernes rapporter og indberettede data, herunder rapportering af resultater fra enkelte intensive stationer med målehyppighed på 23 til 100 gange i 1990 (Nordjyllands, Århus, Fyns og Storstrøms amter). Forholdene i de åbne farvande beskrives ud fra DMU's egne målinger samt data stillet til rådighed af Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut - Oceanografisk Laboratorium og det norske Havforskningsinstitut - Forskningsstasjon Flødevigen. Ved kombination af de skandinaviske data opnåedes en målehyppighed på 13 til 33 gange i løbet af 1990 på en række fælles stationer i Arkona Havet, Øresund, Kattegat og Skagerrak.

### Forkortelser

Summen af uorganiske kvælstofnæringsalte ( $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ) angives i det følgende som N-uorg., mens total-kvælstof og total-fosfor angives som henholdsvis TN og TP. Enheden for koncentrationer er mikrogram N eller P pr. liter ( $\mu\text{g/l}$ ).

### 4.1. Næringsstofbelastningen til de danske farvande

#### Landbelastningen

### Nedbør - afstrømning

Størrelsen af ferskvandsafstrømningen til kystområderne er styrende for N-belastningen og afhænger af nedbøren. Nedbøren var i 1990 næsten 45% større end i 1989, ca 9% over gennemsnit for perioden 1981-1990 og ca. 15% over langtidsmidlen 1949-1989. Alligevel var afstrømningen i 1990 kun 27% større end i 1989, ca. 7% lavere end gennemsnit for perioden 1981-1990 og ca. den samme som langtidsmidlen 1942-1989 på grund af vandunderskud i jorden fra 1989.

### Belastning 1990

Fra Danmark tilførtes farvandene i 1990 115.100 t TN og 7.800 t TP, hvoraf 100.000 t N og 5.200 t P var på uorganisk form. 69% af den totale N-belastning og ca 16% af P-belastningen til farvandene

skyldtes dyrkningen af landbrugsjorde (excl. baggrundsbidraget, hvis jordene var udyrket), mens ca 23% og 74% af henholdsvis N- og P-belastningen stammede fra punktkilder i oplandene og direkte udledninger til havet.

#### *Sæsonvariation*

I Tabel 4.1. er vist den månedsvise tilførsel af TN og TP i 1990 til de enkelte farvandsområder, idet den årlige direkte punktkildebelastning er fordelt ligeligt på årets 12 måneder. Bemærk at belastningen til f.eks. Nordsøen og Kattegat indbefatter belastningen til de tilgrænsende fjorde. Sæsonvariationen i især N-tilførslen svarer nøje til afstrømningsforholdene. Derfor tilførtes henholdsvis 77% af N-belastningen og ca. 60% af P-belastningen i vinterhalvåret, nemlig i månederne januar-marts og oktober-december 1990.

#### *Sammenligning med 1989*

På grund af den større afstrømning i 1990 i forhold til 1989 var N- og P-belastningen via vandløb i 1990 henholdsvis 47% og 10% større end i 1989 for landet som helhed med den største stigning fra oplandene til Bælthavet og Øresund og den mindste til Kattegat og Østersøen.

#### *Langtidsudvikling*

I perioden fra sidst i 1960'erne til sidst i 1970'erne steg den afstrømningskorrigerede arealafstrømning af nitrat-N signifikant (Kristensen et al. 1990), mens niveauet fra begyndelsen af 1980'erne til idag ikke viser nogen generel udvikling, men varierede med afstrømningen fra år til år. Der kan således til og med det hydrologiske år 1990/91 ikke påvises nogen effekt af de gennemførte tiltag i landbruget på kvælstoftransporten i vandløb, heller ikke på de lerede jorde, hvor effekten skulle vise sig umiddelbart (Kronvang et al. 1991a). Da afstrømningen i 1990 var tæt på langtidsmidlen svarede N-belastningen i 1990 generelt til middelbelastningen for de seneste 10-15 år. P-belastningen fra punktkilder er generelt faldet gennem de senere år. Nærmere gennemgang af udviklingen i N- og P-belastningen til de enkelte farvandsområder findes i afsnit 4.3.

#### **Tilbageholdelse af næringsstoffer i lukkede fjorde**

En del af næringsstofbelastningen til fjordområder kan fjernes indenfor disse og belaster således ikke de tilstødende åbne farvande. En del af kvælstoffet omdannes i fjordene ved denitrifikation til frit kvælstof og forsvinder således fra vandmiljøet. Både kvælstof og fosfor kan indbygges i bundvegetation og derved akkumuleres i fjordene. Fosfor bindes især om vinteren i velilteede sedimenter, men kan ved dårlige iltforhold om sommeren igen frigives og eksporteres til de åbne kystvande. Størrelsen af tilbageholdelsen af næringsstoffer i fjordene kendes ikke i dag.

#### *Mariager Fjord*

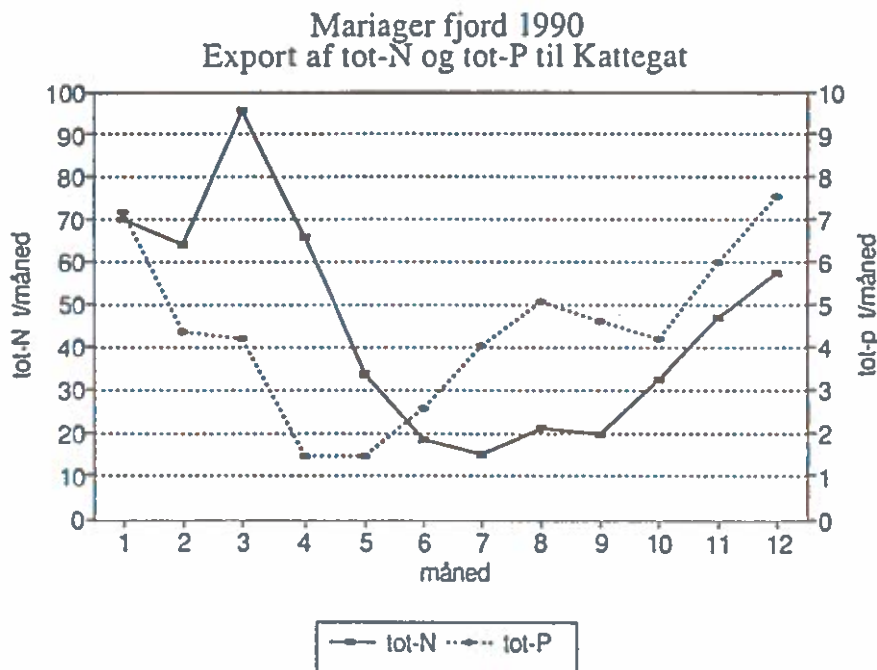
For Mariager Fjord er der af Nordjyllands og Århus Amter (1991) foretaget et usikkert estimat af den månedsvise eksport af TN og TP til Ålborg Bugt for perioden 1985-1990. Af Fig. 4.1. ses, at ekspor-

Farvandsområde	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Total
	Ton N												
Nordsøen	2921	4296	2673	1185	847	779	689	711	2041	2492	3034	2380	24048
Skagerrak	635	783	366	218	133	115	115	103	136	257	345	435	3641
Kattegat	4957	7601	5186	1988	1367	1041	1008	911	1367	2706	3130	4076	35338
N. Bælthav	1318	2897	1461	346	169	176	123	105	266	453	801	1104	9219
Lillebælt	1559	2593	1390	526	377	357	307	387	814	953	1360	1211	11834
Storebælt	2422	2959	2050	631	314	259	218	204	617	769	2215	2573	15231
Øresund	1299	1426	1253	879	817	801	794	801	898	970	1087	1136	12161
S. Bælthav	226	168	141	33	18	19	16	14	30	50	288	182	1185
Østersøen	436	329	281	83	55	57	51	47	78	114	549	355	2435
Total	15773	23052	14801	5889	4097	3604	3321	3283	6247	8764	12809	13452	115092

Farvandsområde	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Total
	Ton P												
Nordsøen	108.2	122.2	99.7	69.3	56.5	54.7	51.0	51.6	82.7	93.1	121.2	99.8	1010
Skagerrak	29.1	40.9	23.1	22.0	19.4	23.5	19.6	15.5	18.9	23.6	20.6	23.8	280
Kattegat	190.5	232.2	169.6	107.1	91.7	86.3	85.2	80.8	101.6	131.2	136.7	153.1	1566
N. Bælthav	48.3	69.3	42.2	23.9	17.8	21.8	18.2	19.6	30.4	32.5	45.4	43.6	413
Lillebælt	80.9	101.1	68.5	45.6	44.3	47.4	44.3	53.1	76.9	67.2	83.4	74.3	787
Storebælt	92.2	98.5	81.4	51.6	43.4	52.9	45.3	47.8	75.7	71.3	127.2	108.7	896
Øresund	224.8	233.2	222.6	211.8	210.3	210.3	210.3	211.5	219.1	219.1	221.4	218.6	2613
S. Bælthav	5.4	4.6	4.4	3.4	3.1	3.2	3.1	3.1	3.5	3.6	13.3	5.3	56
Østersøen	17.9	15.7	15.3	12.8	12.0	12.1	11.9	11.9	13.0	13.1	38.7	17.6	192
Total	797.3	917.7	727.0	547.3	498.5	512.2	488.9	494.9	621.8	654.7	807.9	744.8	7813

**Tabel 4.1 Månedsvis landbelastning fra Danmark i ton total-kvælstof og total-fosfor til de enkelte farvandsområder i 1990.**

ten af TN i 1990 var størst januar-april og mindst juni-september. Dette svarer generelt til sæsonvariationen i landbelastningen. Dette er ikke tilfældet for eksporten af TP, der er høj fra juni og året ud på grund af fosfatfrigivelse fra sedimentet. Af Tabel 4.2 fremgår, at 44-50% af N-belastningen til Mariager Fjord pr. år eksporteres til Kattegat, mens eksporten af fosfor overstiger belastningen med 37% i 1985 og op til 138% i 1989. P-belastningen til fjorden er i samme periode mere end halveret, og den store eksport skyldes intern belastning fra sedimentets fosforpulje, der i 1990 reduceredes yderligere med 30 t P.



*Figur 4.1. Årsvariation af stoftransport i 1990 til Kattegat fra Mariager fjord. (Nordjyllands og Århus amter 1991).*

*Limfjorden*

Et estimat foretaget af Nordjyllands Amt (1991) af transporten i 1989 af TN og TP fra Limfjorden til Ålborg Bugt viser samme sæsonvariation som for Mariager Fjord, og på årsbasis eksporteres henholdsvis 51% af N-belastningen og 130% af P-belastningen.

*Randers Fjord*

Et meget usikkert estimat foretaget af Århus Amt (1991) over eksporten af TN og TP fra Randers Fjord til Hevring Bugt i 1990 viser samme sæsonvariation som for de to ovennævnte fjorde, men i modsætning til disse tilbageholdes ca. 50% af både N- og P-belastningen i Randers Fjord. En del fjernes ved uddybning af sejlrenden svarende til ca. 3% og 12% af henholdsvis den totale N- og P-belastning.

*Belastning til Kattegat*

Af den totale landbaserede N-belastning til Kattegat incl. de tilstødende fjorde på godt 35.000 t TN i 1990 angivet i Tabel 4.1 tilførtes ca. 28.000 t til de lukkede fjorde Limfjorden, Mariager

Fjord, Randers Fjord og Roskilde/Isefjord. Regnes med en tilbageholdelse i de nævnte fjorde på 50% bliver den landbaserede N-belastning af selve Kattegat fra Danmark kun på ca. 21.000 t N. Derimod er P-belastningen til selve Kattegat af størrelsesordenen 100 t højere end angivet i Tabel 4.1. på grund af frigivelse fra sedimentet i fjordene (under forudsætning af, at eksporten fra Limfjorden også i 1990 var 130% og eksporten fra Roskilde/Isefjord ca. svarede til P-belastningen).

#### *Belastning til Nordsøen*

Af Tabel 4.1. fremgår, at den danske N-belastning i 1990 til Nordsøen var på 24.000 t. Cirka halvdelen af denne belastning sker til Vadehavet og resten stort set til Ringkøbing og Nissum Fjorde. Begge steder må en væsentlig tilbageholdelse formodes at finde sted, således at den danske belastning af den egentlige Nordsø er væsentligt mindre end her angivet, men det er for nærværende ikke muligt at beregne den korrekte tilførsel. Der er af Ribe Amt påvist en netto TN-transport fra Grådyb tidevandsområde til Vesterhavet trods generelt høje TN-indhold i Vesterhavet på grund af tilførsler fra Tyske Bugt.

#### **Atmosfæredeposition af kvælstof**

#### *Sæsonvariation*

I Tabel 4.3 er vist den månedsvise våd- og tørredeposition af N-uorg. i 1990 på Anholt og i Storebæltsregionen. I modsætning til landbelastningen var atmosfæredepositionen mere jævnt fordelt over året og højest i april, juni og august-oktober. Da en stor del af depositionen direkte tilføres de fotiske vandlag i planternes produktionsperiode marts-oktober, og produktionen oftest er kvælstofbegrænset, udnyttes hovedparten af atmosfæredepositionen umiddelbart til dannelse af organisk stof.

#### *De indre farvande*

Regnes depositionen på Anholt og i Storebæltsregionen som repræsentative for henholdsvis hele Kattegat og hele Bælthavet incl. Øresund, og areallerne af Kattegat og Bælthavet er henholdsvis 21.100 km<sup>2</sup> og 18.900 km<sup>2</sup>, (Sehested Hansen et al. 1990b), var atmosfærebidraget til N-belastningen af Kattegat og Bælthavet-Øresund i 1990 på henholdsvis 22.970 ton og 23.850 t. Dette er ca. 6,5% højere end i det nedbørsfattige 1989, men sandsynligvis tæt på middel for 1980'erne.

#### *N-depositionens betydning*

I arealmæssigt større farvande er atmosfærebidraget af N-uorg. af væsentlig betydning, især om sommeren hvor afstrømningen er lav og produktionen N-begrænset. F.eks. i Århus Bugt udgjorde atmosfærebidraget 40% af N-tilførslen i sommermånederne i 1990. I Limfjorden udgjorde atmosfærebidraget i 1990 på årsbasis ca. 9% af den totale N-belastning, hvilket var mere end belastningen fra samtlige punktkilder. For fosfor udgjorde atmosfærebidraget til sammenligning ca. 6%, mens diffuse udledninger og punktkilder hver udgjorde ca. 47%. I de fynske kystvande med et areal på 4.000 km<sup>2</sup> udgjorde atmosfærebidraget efter amtets egen opgørelse i 1990 7.500 t N-uorg. Benyttet den fundne

Årstal	TN-kilder t/år	TN-eksport		TP-kilder t/år	TP-eksport	
		t/år	%		t/år	%
1985	1434	631	44	63.8	87.7	137
1986	1441	677	47	54.4	79.5	146
1987	1445	691	48	44.0	65.1	148
1988	1581	716	45	37.9	89.4	236
1989	1197	594	50	29.8	70.8	238
1990	1239	554	45	24.1	53.8	223

**Tabel 4.2** Landbelastningen af Mariager Fjord med TN og TP i åren 1985-90 og eksporten fra fjorden til Ålborg Bugt i Kattegat (Efter Nordjyllands og Århus Amter 1991).

	Anholt			Storebælt-regionen		
	Våd dep.	Tør dep.	Total	Våd dep.	Tør dep.	Total
Januar	73.9	15.1	89.0	67.4	25.1	92.5
Februar	54.9	23.9	78.8	65.5	30.4	95.9
Marts	29.9	31.7	61.6	55.9	36.8	92.7
April	82.1	22.7	104.8	73.8	30.6	104.4
Maj	48.0	17.4	65.4	50.8	27.6	78.4
Juni	106.5	17.6	124.1	123.6	25.6	149.2
Juli	81.0	11.0	92.0	63.5	20.2	83.7
August	93.7	20.4	114.1	120.3	18.3	138.6
September	93.2	9.1	102.3	116.5	17.8	134.3
Oktober	95.6	21.6	117.2	79.6	37.9	117.5
November	51.6	14.3	65.9	68.8	21.4	90.2
December	60.4	12.8	73.2	63.7	20.5	84.2
<b>Total 90</b>	<b>870.8</b>	<b>217.6</b>	<b>1088.4</b>	<b>949.4</b>	<b>312.0</b>	<b>1261.6</b>

**Tabel 4.3** Atmosfærisk N-deposition i 1990 i mg N/m<sup>2</sup> på Anholt og i Storebælts-regionen (Efter Hovmand 1991).

Kilde	TN		N-aktivt	
	10 <sup>3</sup> t/år	%	10 <sup>3</sup> t/år	%
Østersøen	122	40	31	16
Atmosfæren	47	16	47	25
Danmark	71	23	64	33
Sverige	45	15	34	18
Tyskland	19	6	16	8
<b>Total</b>	<b>304</b>	<b>100</b>	<b>192</b>	<b>100</b>
<b>Til Skagerrak</b>	<b>173</b>	<b>57</b>	<b>28</b>	<b>15</b>

**Tabel 4.4** Balance for TN og biologisk omsætteligt kvælstof for de indre farvande i 1990, under forudsætning af 50% N-tilbageholdelse i Kattagafjorde, og at N-belastningen fra Sverige og Tyskland, samt udvekslingen med Østersøen og Skagerrak ikke afveg fra middel af 1980'erne

deposition i Storebælts-regionen (Tabel 4.3) fås 5.050 t. Forskellen mellem de to opgørelser kan skyldes, at depositionen af ammonium er større tæt på landbrugsområder end længere fra kysten (Asman, 1990). I alle tilfælde udgjorde atmosfærebidraget til de fynske kystvande 50-74% af landbelastningen, og udgjorde i visse situationer om sommeren størsteparten af N-belastningen.

#### *N-balance for de indre farvande*

I Tabel 4.4. er vist et forsøg på en samlet N-balance for Kattegat, Bælthavet og Øresund i 1990 under forudsætning af 50% N-tilbageholdelse i fjordene til Kattegat, og at belastningen fra Sverige og Tyskland samt udvekslingen med Østersøen og Skagerrak ikke afveg fra middel for 1980'erne (Kronvang et al. 1991b), idet både N-belastningen fra Danmark og atmosfæren i 1990 var tæt på middel for de seneste 10 år. Formodentligt var tilførslen fra Østersøen i 1990 større og fra Skagerrak mindre end middel. Balancen er et groft skøn, især for biologisk omsætteligt N, der giver en tilbageholdelse i de indre farvande, der er 33.000 t N større end balancen for TN. Af Tabel 4.4. ses, at når der tages hensyn til tilbageholdelsen af kvælstof i fjordene til Kattegat, udgør Danmarks landbidrag og atmosfærebidraget til de mere åbne indre farvande henholdsvis 23% og 16% af nettotilførslerne af TN, og 33% og 25% af det biologisk omsættelige kvælstof (Kronvang et al. 1991b, Richardson og Ertebjerg, 1991). Det fremgår heraf, at atmosfærebidraget udgør en væsentlig del af tilførslerne af omsætteligt kvælstof, og at såfremt Vandmiljøplanens mål om en 50% reduktion af den landbaserede kvælstofudledning til vandmiljøet opnås, vil atmosfærebidraget af N-uorg. til de indre farvande blive en meget dominerende kilde.

## **4.2. Sæson- og områdevariation af næringsstofkoncentrationer i 1990**

### **Kystvande**

#### **Kvælstof**

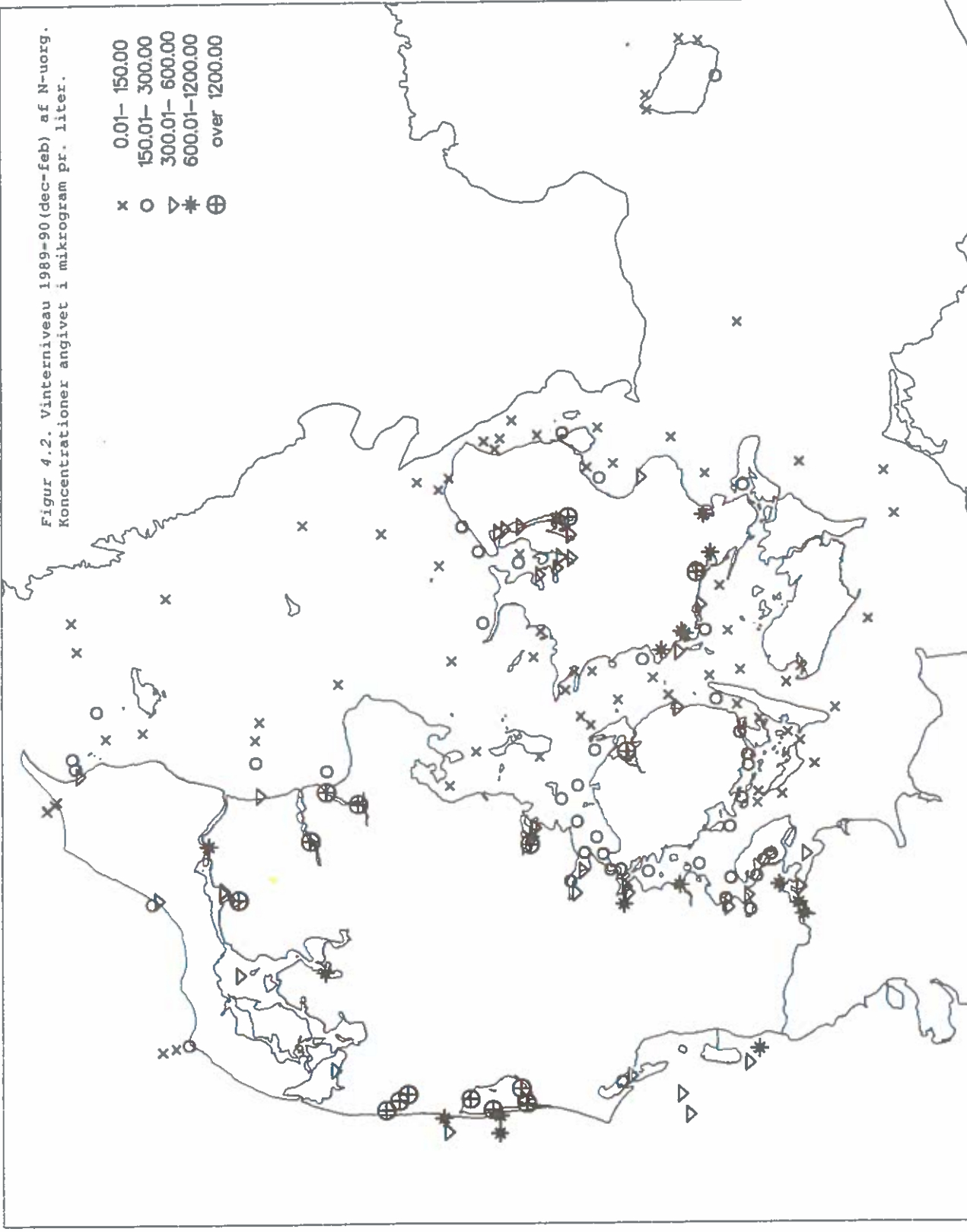
#### *Vinterkoncentration*

I januar 1990 var indholdet af N-uorg. i de indre farvande generelt usædvanligt lavt. Dette skyldtes, at ferskvandsafstrømningen og dermed kvælstofbelastningen i efteråret 1989 og frem til januar 1990 var væsentligt under middel, samtidigt med at relativt stor solindstråling og rolige vindforhold betingede, at primærproduktionen vedblev at binde næringsalte. Usædvanlig stor afstrømning i februar og omkring middel i marts hævede koncentrationen af N-uorg. til eller over middel for de senere år. Stigningen i februar registreredes først i de områder, hvor større åer udmunder og derefter i tilstødende farvande. Således observeredes den maksimale nitrat koncentration i systemet Halkar-, Sebber- og Nibe bredninger i Limfjorden henholdsvis i midten af februar, begyndelsen af marts og slutningen af marts. Ligeledes fandtes den maksimale kvælstof koncentration i Storebælt i marts ca. en måned efter den maksi-



Figur 4.2. Vinterniveau 1989-90 (dec-feb) af N-uorg.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

- x 0.01- 150.00
- o 150.01- 300.00
- ∇ 300.01- 600.00
- \* 600.01-1200.00
- ⊕ over 1200.00



male månedsmiddelfaststrømning gennem Odense Å i februar 1990.

De relativt lave N-uorg. koncentrationer i december 1989 og begyndelsen af januar 1990 medførte, at vinter-middelkoncentrationen (december-februar) af N-uorg. blev meget afhængig af, på hvilke tidspunkter i perioden målingerne blev foretaget. Dette vanskeliggør sammenligninger mellem områder og med tidligere år.

#### Områdevariation i vinter N-uorg.

I Fig. 4.2. ses vinter-middelkoncentrationerne af N-uorg. De højeste værdier på over 1200 ug/l blev observeret i Halkær Bredning, Mariager Fjord, Randers Fjord, vestjyske fjorde, Roskilde Fjord, indre Horsens Fjord, Odense Fjord og Karrebæk Fjord. Det næsthøjeste koncentrationsniveau på 600-1200 ug/l fandtes generelt i lukkede fjordområder som Skive Fjord, indre Kolding Fjord, Haderslev Fjord, Flensborg Fjord, Korsør Nor, Skælskør Fjord og Nor, Dybsø Fjord og Præstø Fjord, men også ud for Vidåen i det sydlige Vadehav og i Vesterhavet ud for Ringkøbing Amt. Fra de lukkede områder aftager koncentrationen af N-uorg. ud mod de åbne farvande, hvor indholdet var under 150 ug/l. Den tilsyneladende modsatte tendens ses i perioder i Åbenrå Fjord (Fig. 4.2). Det skyldes, at der har været indstrømning fra Lillebælt, hvor ved den inderste station kommer til at repræsentere det indstrømmende vand fra Lillebælt, og den yderste repræsenterer udstrømmende fjordvand.

#### Salinitet - N-uorg.

I Fig. 4.3. er N-uorg. koncentrationen i februar 1990 vist som funktion af saltholdigheden for udvalgte områder. For områderne Randers Fjord - Ålborg Bugt og Roskilde/Isefjord - Kattegat Syd ses tydeligt et stigende indhold med faldende salinitet, idet det tilstrømmende ferskvand har langt højere N-uorg. indhold end det salte vand, hvormed det opblandes. For området Vejle Fjord - nordlige Lillebælt - farvandet nord for Fyn - Storebælt maskeres dette af udstrømmende næringsfattigt og brakt Østersøvand, således at sammenhængen mellem N-uorg. og salinitet kun er tydelig i Vejle Fjord.

#### Vinter TN

I Fig. 4.4 a og b ses vinter-middelkoncentrationen af TN, samt hvor stor en andel N-uorg. udgør af denne (bemærk: på DMU's og flere andre stationer er der i 1990 kun målt N-uorg.). Fordelingen af vinter-TN følger i de enkelte områder N-uorg., der generelt udgør 50-80% af TN, undtagen i Østersøvand, hvor N-uorg. kun udgør ca. 25% af TN på grund af et højt humusindhold.

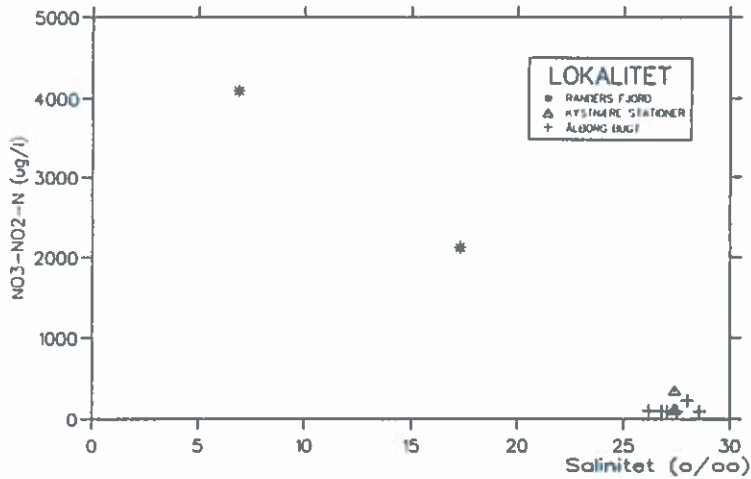
#### Sæsonvariation i N-uorg.

I sidste halvdel af marts begyndte fytoplanktonets forårsopblomstring at reducere koncentrationen af N-uorg. i den fotiske zone til meget lave værdier (Fig. 4.5.). I det sydfynske Øhav fandtes lavt N-uorg. indhold allerede i slutningen af marts, mens det i de mere åbne kystområder ellers generelt opstod i april og i de mest lukkede områder i juni. N-uorg. indhold begrænsende for primærproduktionen fandtes i de mest åbne samt mindst be-

#### N-begrænsning

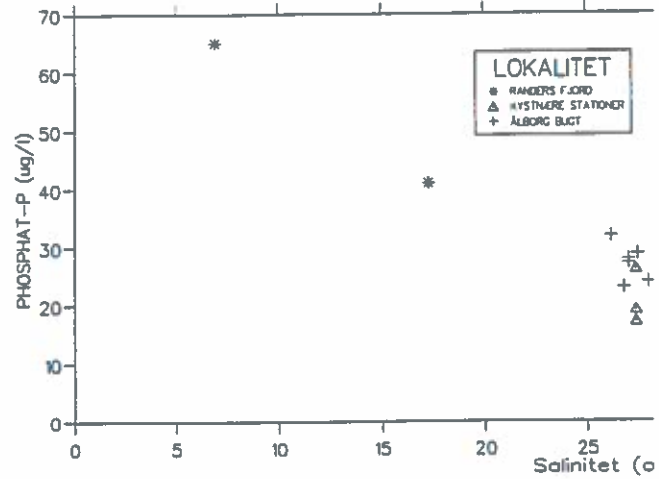
RANDERS FJORD-ÅLBORG BUGT

Nitrit-nitrat-N/salinitet (februar)



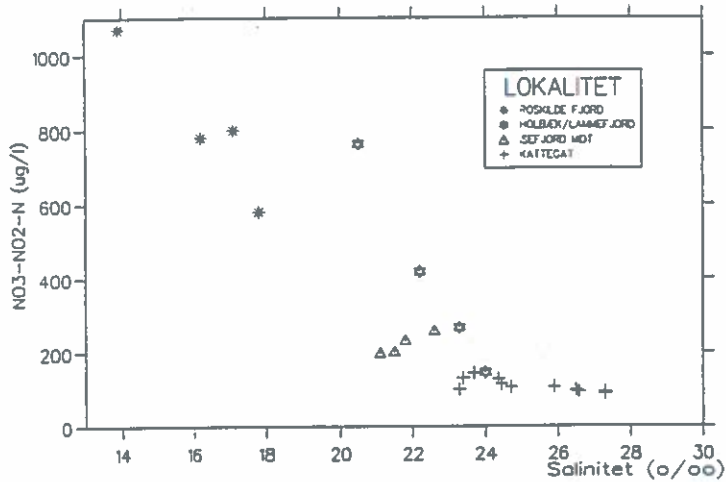
RANDERS FJORD-ÅLBORG BUGT

Phosphat-P/salinitet (februar)



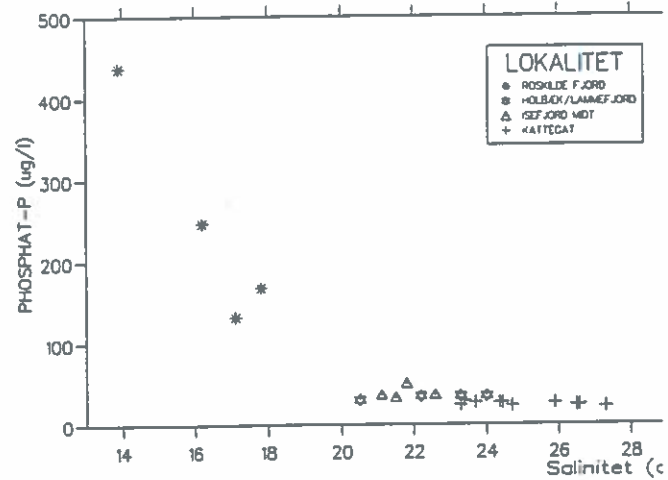
ROSKILDE/ISEFJORD-KATTEGAT

Nitrit-nitrat-N/salinitet (februar)



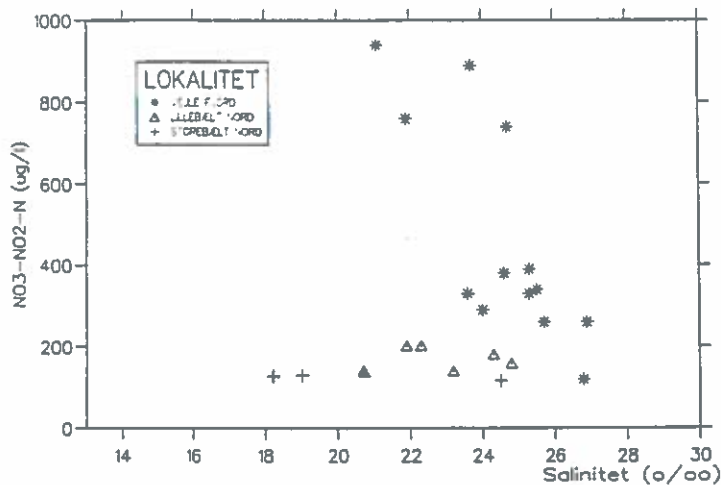
ROSKILDE/ISEFJORD-KATTEGAT

Phosphat-P/salinitet (februar)



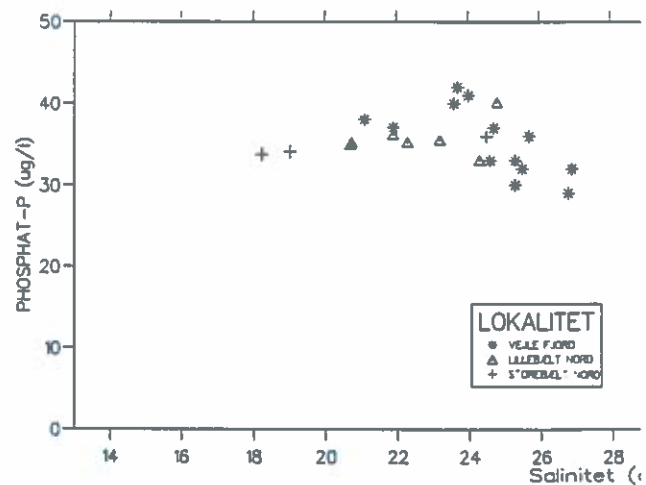
VEJLE FJORD-LILLEBÆLT-STORBÆLT

Nitrit-nitrat-N/salinitet (februar)



VEJLE FJORD-LILLEBÆLT-STORBÆLT

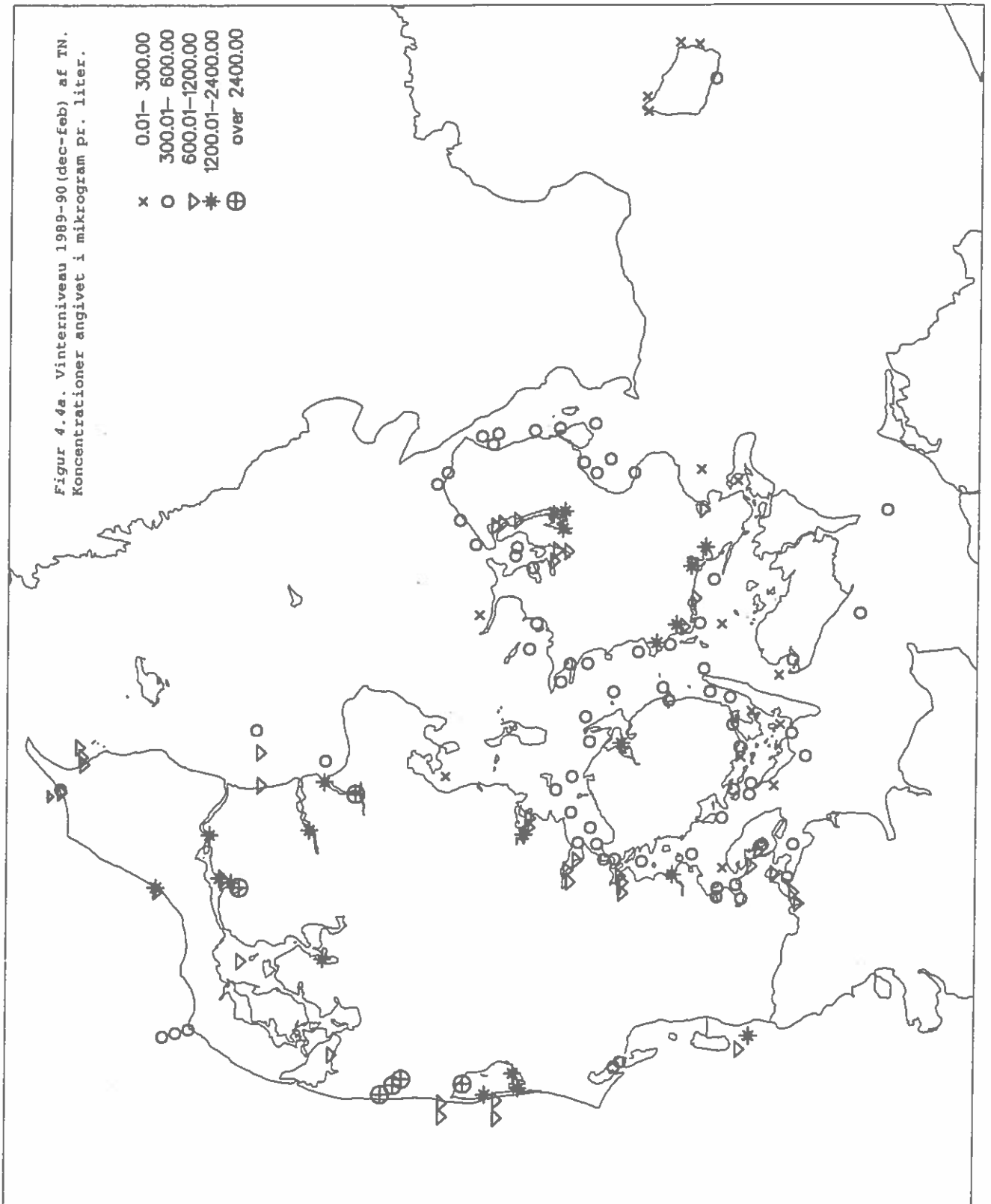
Phosphat-P/salinitet (februar)



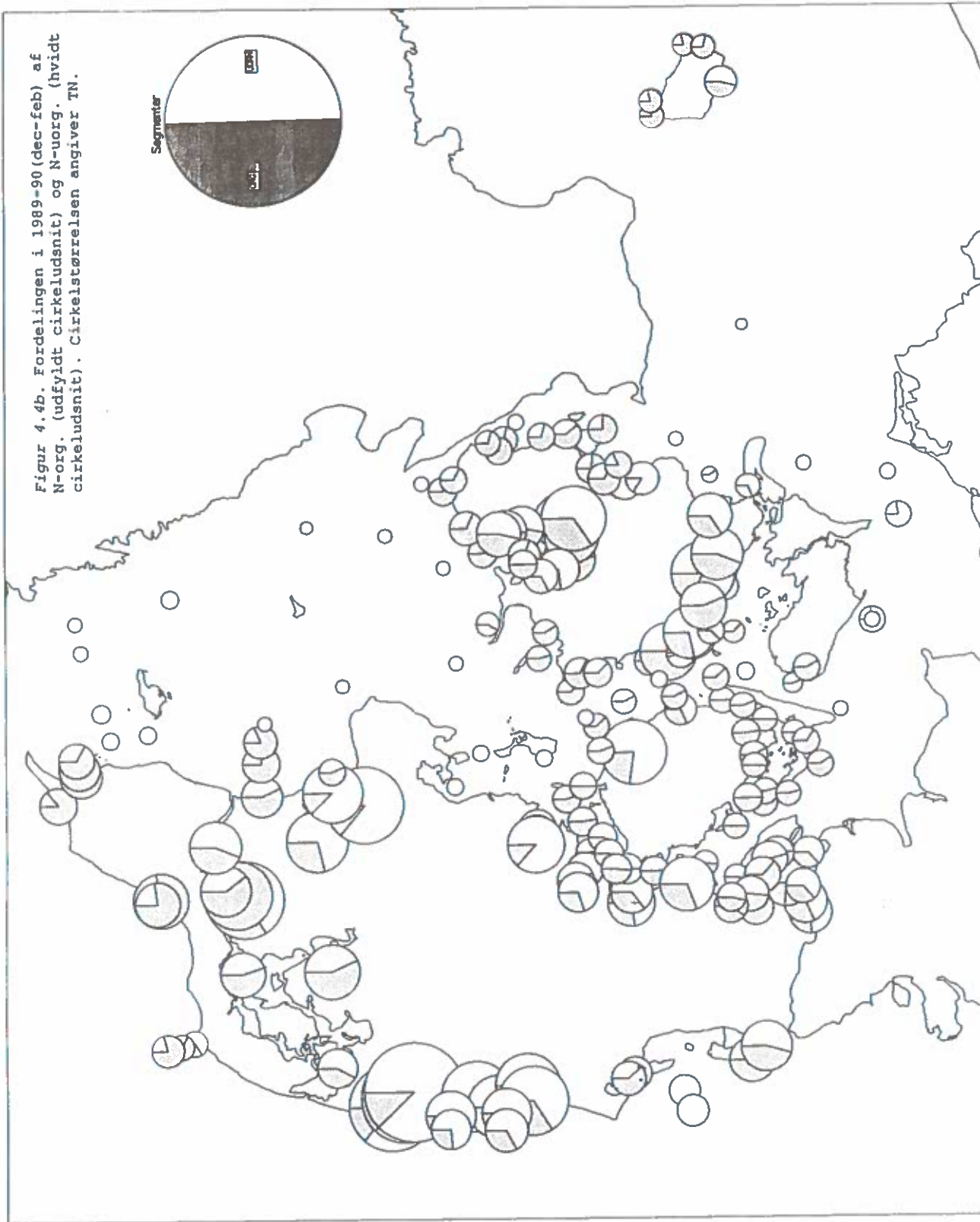
Figur 4.3. Koncentration af næringssalte i februar 1990 som funktion af saliniteten for udvalgte vandområder, hvor der er tilførsel af ferskvand.

Figur 4.4a. Vinterniveau 1989-90 (dec-feb) af TN.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

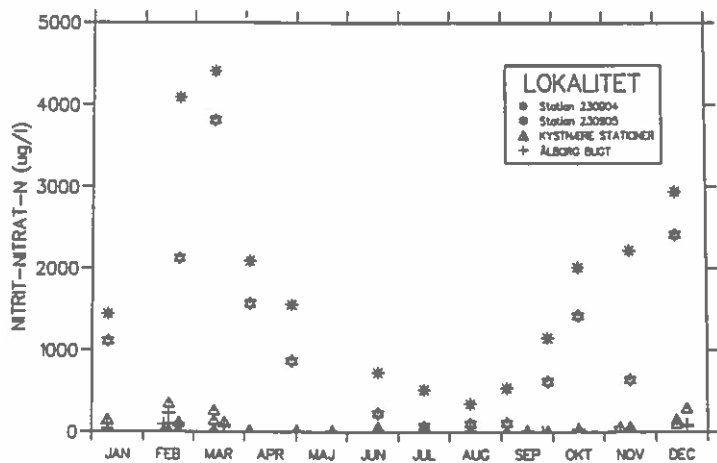
- x 0.01- 300.00
- o 300.01- 600.00
- ∇ 600.01-1200.00
- \* 1200.01-2400.00
- ⊕ over 2400.00



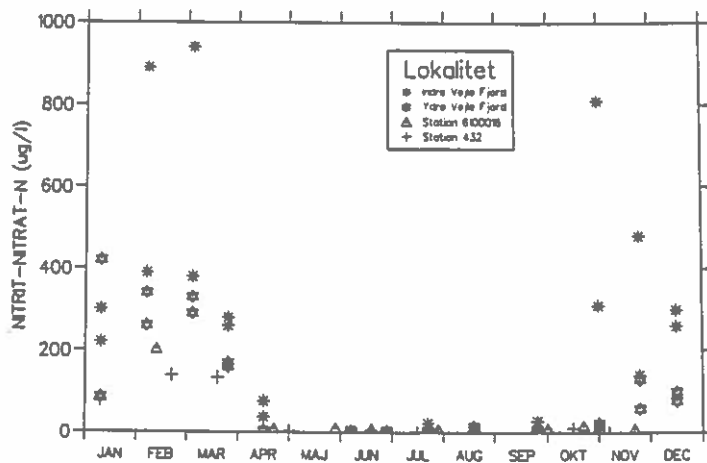
Figur 4.4b. Fordelingen i 1989-90 (dec-feb) af N-org. (udfyldt cirkeludsnit) og N-uorg. (hvidt cirkeludsnit). Cirkelstørrelsen angiver TN.



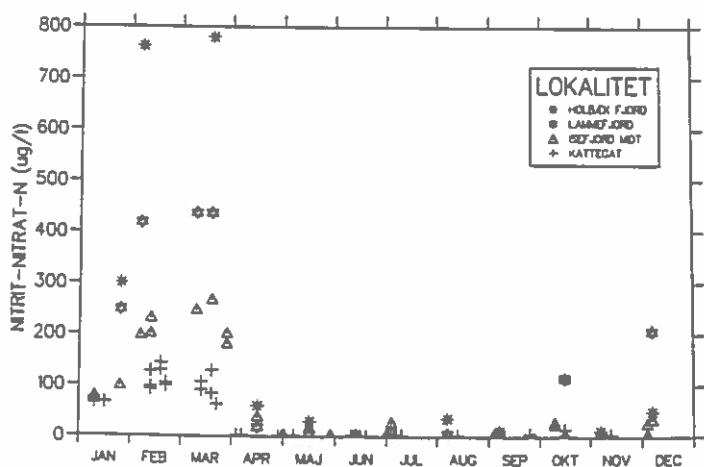
### RANDERS FJORD/KATTEGAT



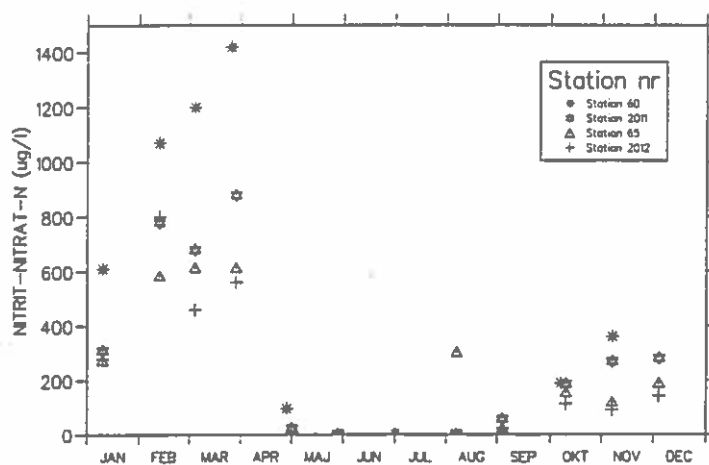
### VEJLE FJORD-LILLEBÆLT



### ISEFJORD/KATTEGAT



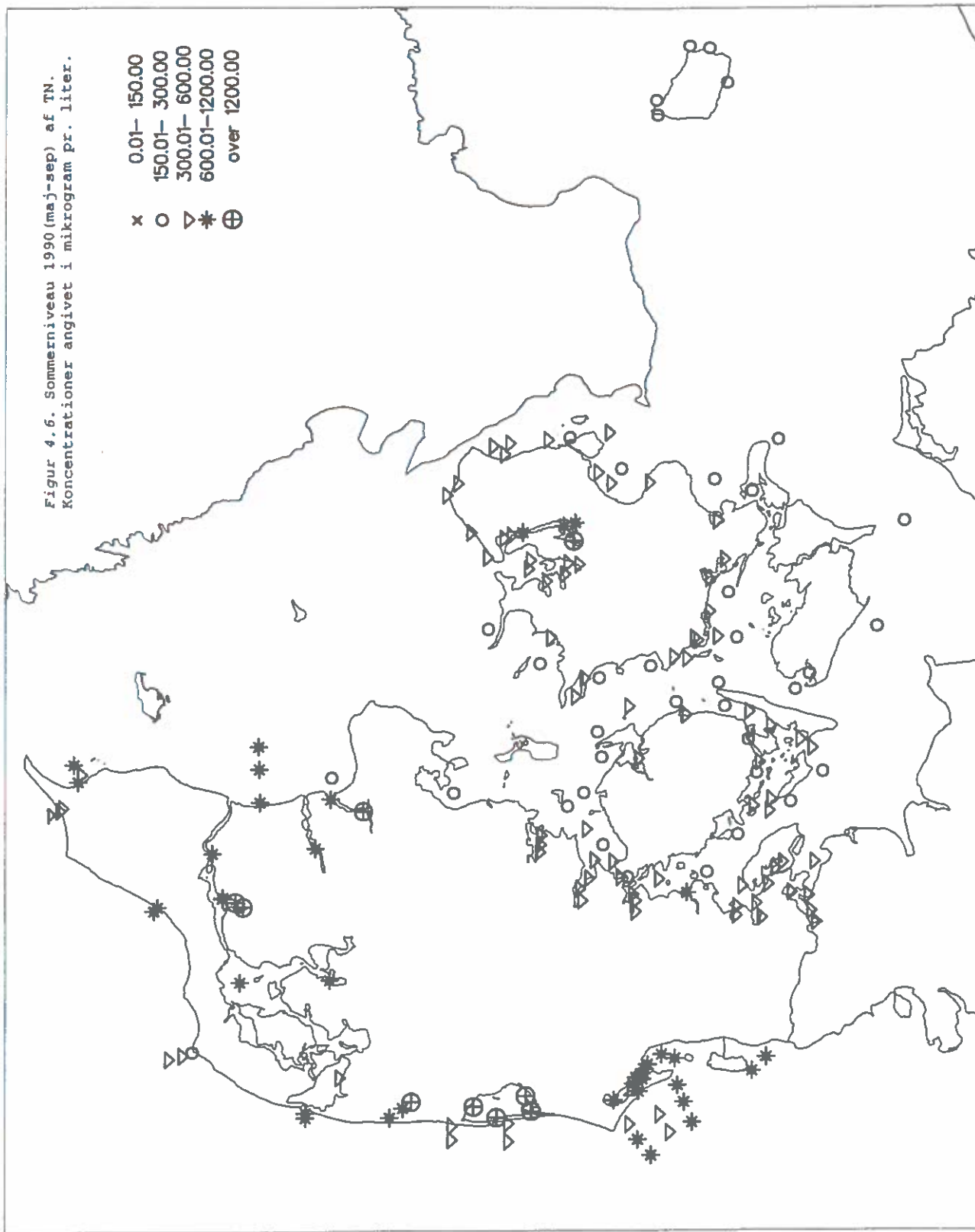
### ROSKILDE FJORD



Figur 4.5. Årsvariation i 1990 af koncentrationen af nitrit-nitrat-N for udvalgte vandområder.

Figur 4.6. Sommerniveau 1990 (maj-sep) af TN.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

- |   |                |
|---|----------------|
| x | 0.01- 150.00   |
| o | 150.01- 300.00 |
| ▽ | 300.01- 600.00 |
| * | 600.01-1200.00 |
| ⊕ | over 1200.00   |



lastede områder i perioden april/maj-oktober/november. Denne periodelængde aftog mod mere lukkede og belastede områder til et minimum på 2-3 måneder. Selv i Ringkøbing Fjord, hvor vintermiddelkoncentrationen af N-uorg. var meget høj, optrådte kvælstofbegrænsning sandsynligvis i ca. 4 måneder (maj/juni-august/september). Kun i meget få og stærkt belastede områder som Randers Fjord, Haderslev Fjord, indre Nissum Fjord, Karrebæk Fjord, Vadehavet og muligvis helt kystnære dele af Vesterhavet, var N-uorg. indholdet aldrig begrænsende for primærproduktionen i 1990.

#### *Sommer TN*

På grund af primærproduktionen bliver sommer-middelkoncentrationen (maj-september) af N-uorg. lav, og forskellen mellem områderne væsentligt mindre end om vinteren, idet hovedparten af kvælstoffet er organisk bundet. Sommer-middelkoncentrationen af TN (Fig. 4.6.) var væsentlig lavere end vintermiddelkoncentrationen, formodentligt på grund af sedimentering af fytoplankton og andet partikulært stof, men generelt var vinterens forskelle mellem de enkelte områder bibeholdt.

#### **Fosfor**

#### *Vinterkoncentration*

Ligesom for kvælstof var der generelt maximum i fosforkoncentrationen i februar/marts, men da fosforbelastningen i mindre grad end for kvælstof er betinget af ferskvandsafstrømningens størrelse, var fosforkoncentrationen i vinterperioden mere ensartet og sammenligneligheden af vinter-middelkoncentrationen (december-januar) mellem de forskellige områder og med tidligere år derfor bedre.

#### *Områdevariation i vinter fosfat*

I Fig 4.7. ses vinter-middelkoncentrationen af fosfat. De højeste værdier på over 120 ug/l fandtes kun i Roskilde Fjord, Mariager Fjord og Karrebæk Fjord, mens 60-120 ug/l fandtes i Odense Fjord, Flensborg Fjord og Randers Fjord. Når så få områder skiller sig ud, skyldes det sandsynligvis, at vinterkoncentrationen af fosfor delvis styres af binding i sedimentet, hvis veliltede øverste lag på denne årstid har stor fosfatbindingsevne.

#### *Salinitet - fosfat*

Alligevel ses som for kvælstof et stigende fosforindhold med faldende salinitet (Fig. 4.3), undtagen når den faldende salinitet skyldes større andel af Østersøvand. Vinter-middelkoncentrationen af TP var over 400 ug/l i Roskilde fjord og over 100 ug/l i Halkær-Sebber bredninger, Mariager Fjord, Randers Fjord, Nissum Fjord, Ringkøbing Fjord, Haderslev Fjord, Odense Fjord, Holsteinborg Nor og Karrebæk Fjord (Fig. 4.8a). Fosfat udgør generelt over halvdelen af TP undtagen i lavvandede fjorde som Halkær-Sebber bredninger, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord (Fig. 4.8b) muligvis på grund af resuspension. I Østersøvand udgør fosfat generelt mere end 75% af TP.

#### *Vinter TP*

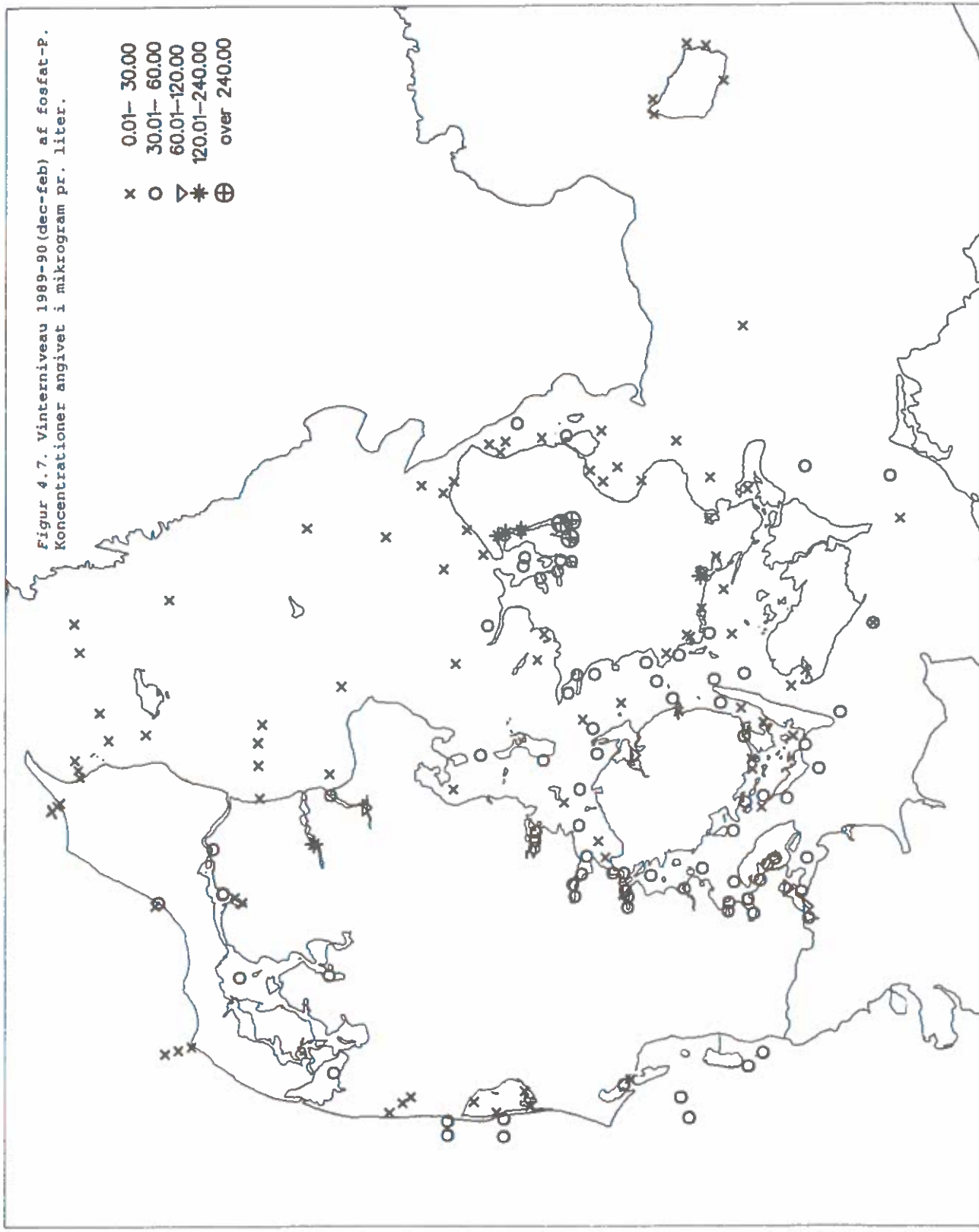
#### *Sæsonvariation i fosfat*

Fytoplanktonets forårsopblomstring i sidste halvdel af marts reducerede fosfatindholdet i den fotiske zone til et minimum, der generelt fandtes i april/maj (fig. 4.9). Det nordlige Øresund, Storebælt, Lillebælt og det Sydfynske Øhav adskilte sig markant fra dette mønster ved først at opnå fosfatminimum i juni/juli, det sydlige Lillebælt



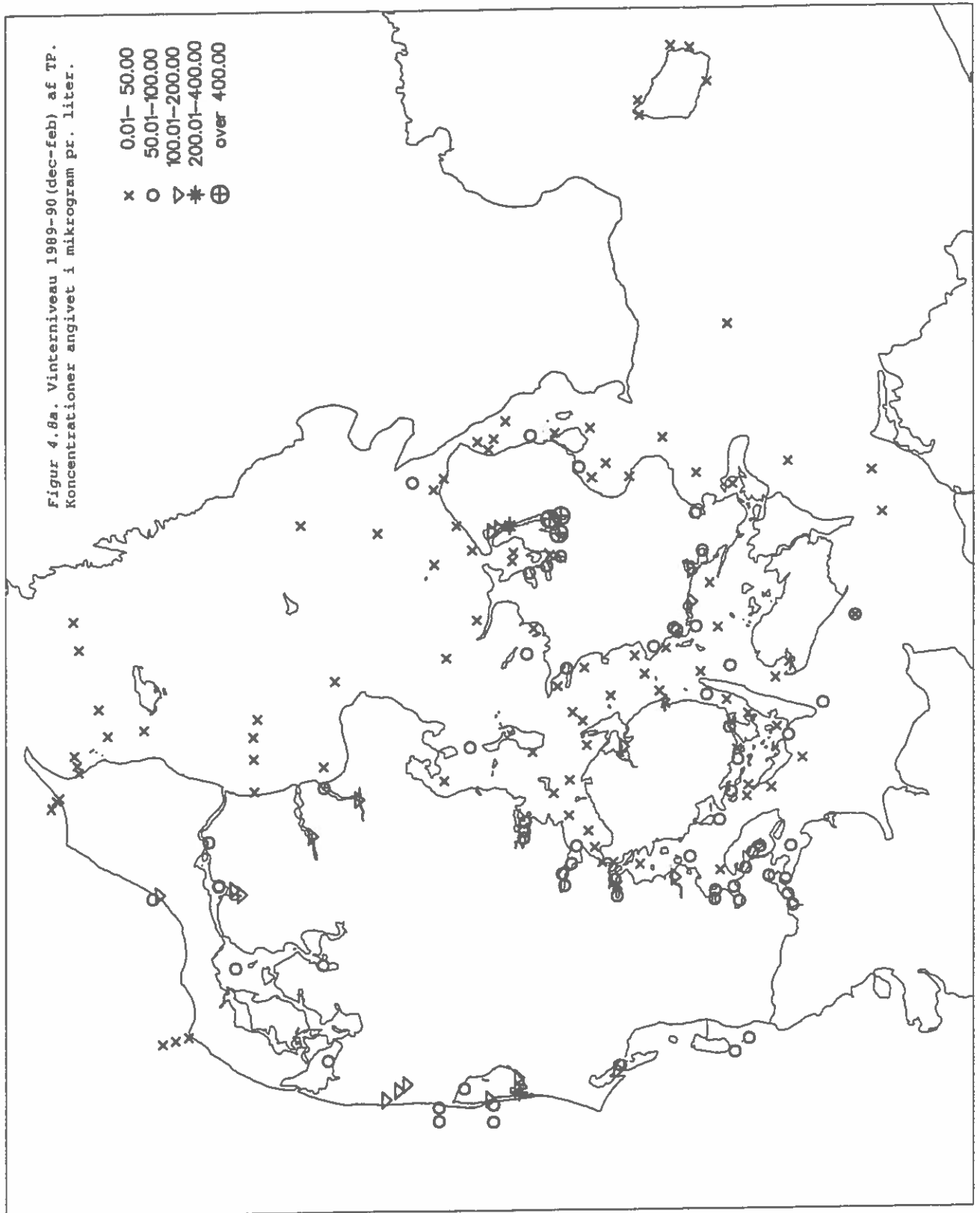
Figur 4.7. Vinterniveau 1989-90 (dec-feb) af fosfat-P.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

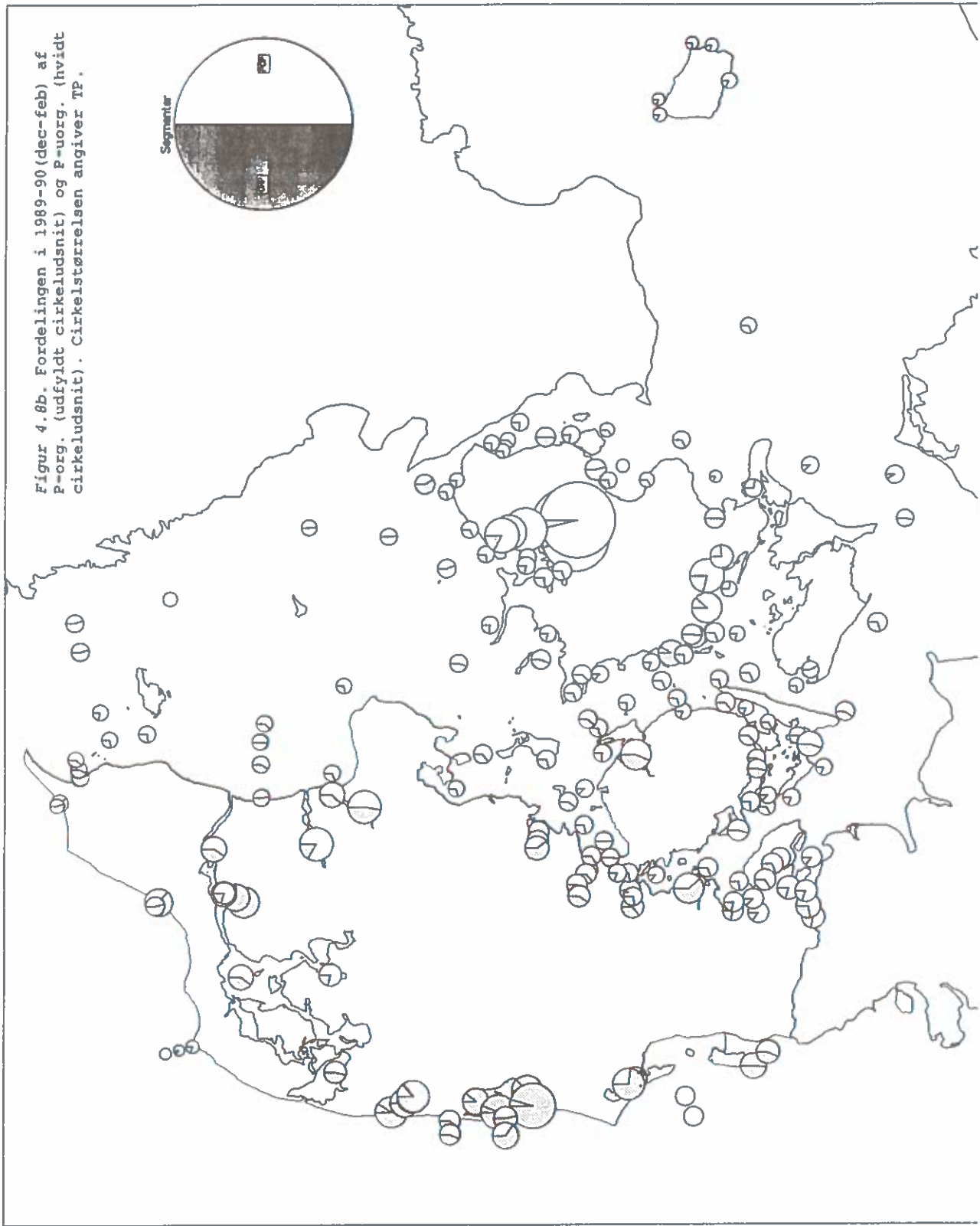
- x 0.01- 30.00
- o 30.01- 60.00
- ∇ 60.01-120.00
- \* 120.01-240.00
- ⊕ over 240.00



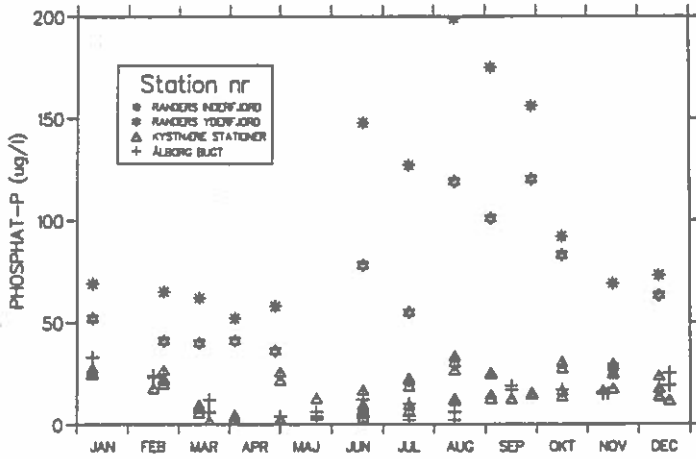
Figur 4.8a. Vinterniveau 1989-90 (dec-feb) af TP.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

- x 0.01- 50.00
- o 50.01-100.00
- ∇ 100.01-200.00
- \* 200.01-400.00
- ⊕ over 400.00

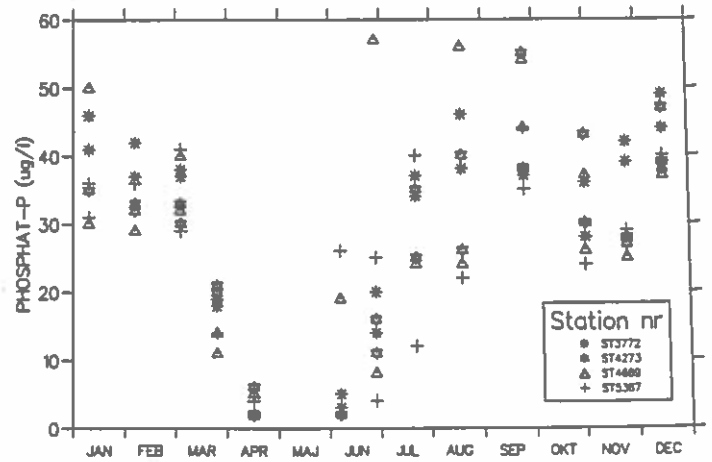




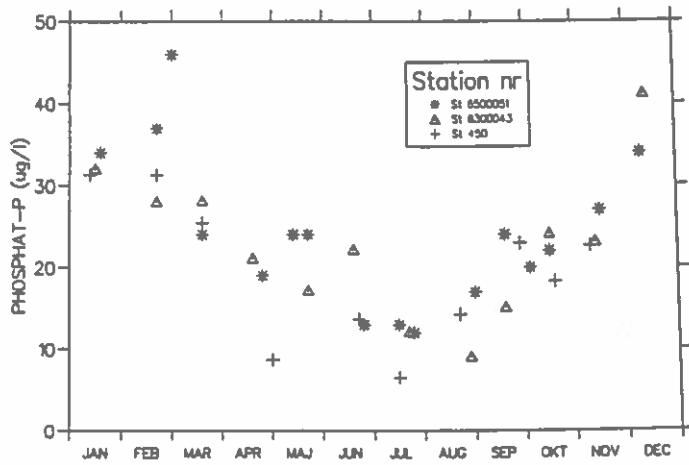
### RANDERS FJORD-KATTEGAT



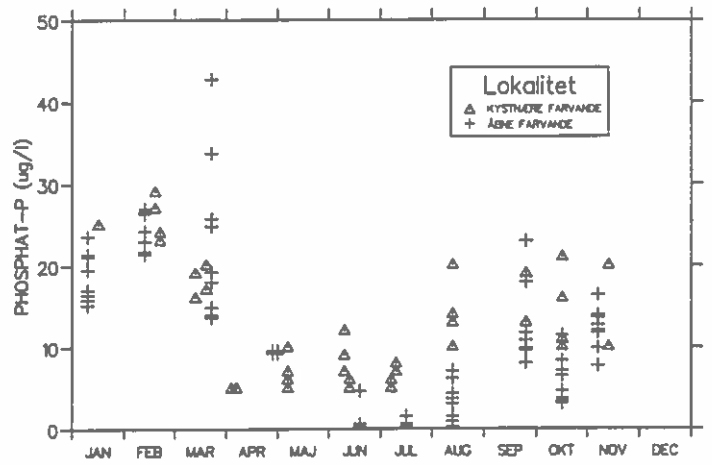
### VEJLE FJORD



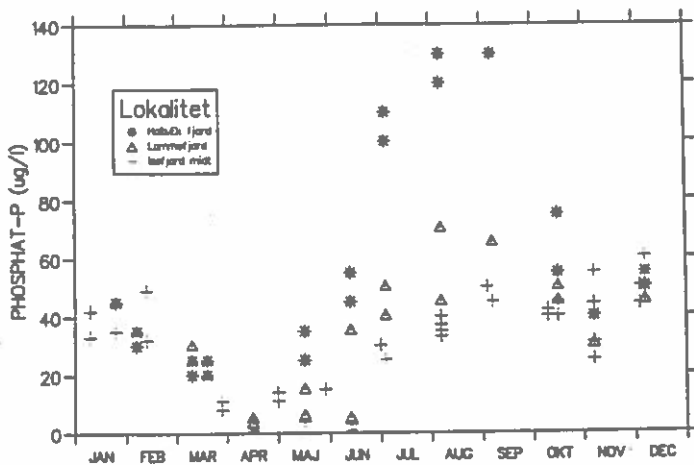
### SYD FOR FYN



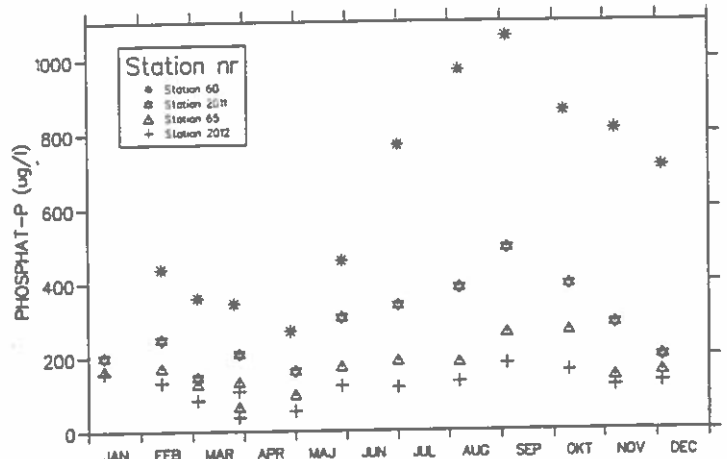
### KATTEGAT NORD FOR NORDSJÆLLAND



### ISEFJORDEN



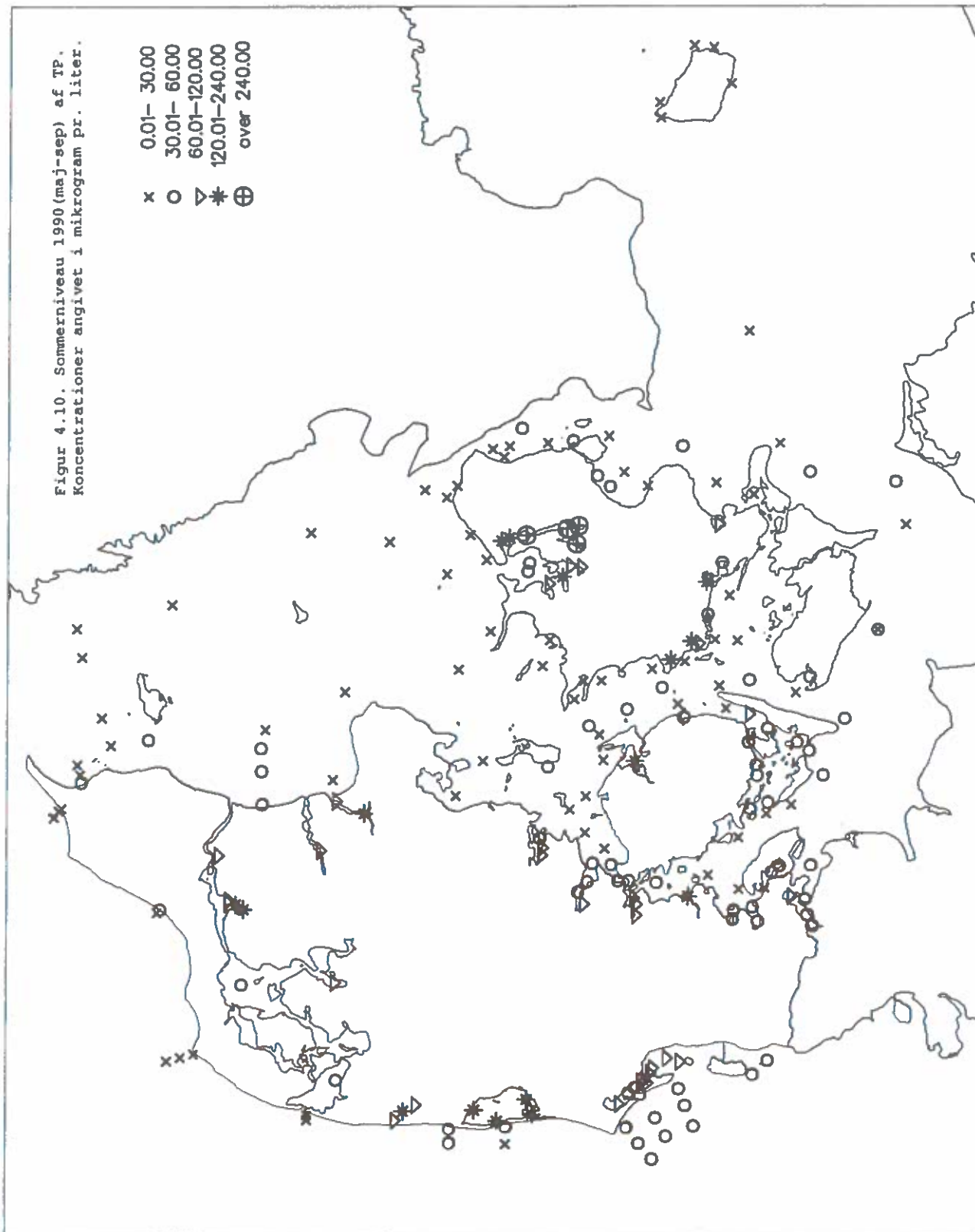
### ROSKILDE FJORD



Figur 4.9. Årsvariation i 1990 af koncentrationen af fosfat-P for udvalgte vandområder.

Figur 4.10. Sommerniveau 1990 (maj-sep) af TP.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

- x 0.01- 30.00
- o 30.01- 60.00
- ∇ 60.01-120.00
- \* 120.01-240.00
- ⊕ over 240.00



endda i august. Samtidigt var fosfatkoncentrationen i Storebælt, det Sydfynske Øhav og det sydlige Lillebælt væsentligt over normalt i perioden marts-september 1990. Årsagen til dette kendes ikke, og svarer ikke til den generelt reducerede fosforbelastning. Fyns Amt (1991) foreslår, at det forhøjede fosfatinhold i Storebælt kan skyldes A/S Storebæltforbindelsens store graveaktivitet i 1990, og i det Sydfynske Øhav og sydlige Lillebælt øget fosfatfrigivelse fra sedimentet på grund af forværede iltforhold. Henfaldende enårige alger fra 1989 kan have været en medvirkende årsag.

#### *P-begrænsning*

Mulig fosfatbegrænsning af primærproduktionen fandtes i de fleste kystvande i april og i enkelte områder som Halkær Bredning, Ringkøbing Fjord, Mariager Fjord og kystnære Kattegat strækkende sig til juni. I områder som Vadehavet, Haderslev Fjord, Randers Fjord, Roskilde Fjord og Nakskov Fjord optrådte der aldrig fosfatbegrænsning.

I løbet af sommeren-efteråret steg fosforindholdet til et maksimum, der i de mest åbne kystvande først blev nået i december og i størrelse svarede til vinterniveauet. I de mere lukkede kystvande fandtes maksimum i august-september/oktober og var i mange tilfælde som Randers Fjord, Roskilde Fjord og Holbæk Fjord betydeligt over vinterniveau på grund af frigivelse fra fjordbunden (Fig 4.9).

#### *Sommer TP*

Sommer-middelkoncentrationen (maj-september) af TP (Fig. 4.10) var i Roskilde Fjords sydlige dele langt den højeste i danske farvande med 850-1100 ug/l aftagende ud gennem fjorden til ca. 150 ug/l i Frederiksværk Bredning. Over 120 ug/l fandtes desuden i Holbæk Fjord, Korsør Nor, Skælskør Nor, Karrebæk Fjord, Odense Fjord, Haderslev Fjord, Randers Fjord, Halkær-Sebber Bredning, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord.

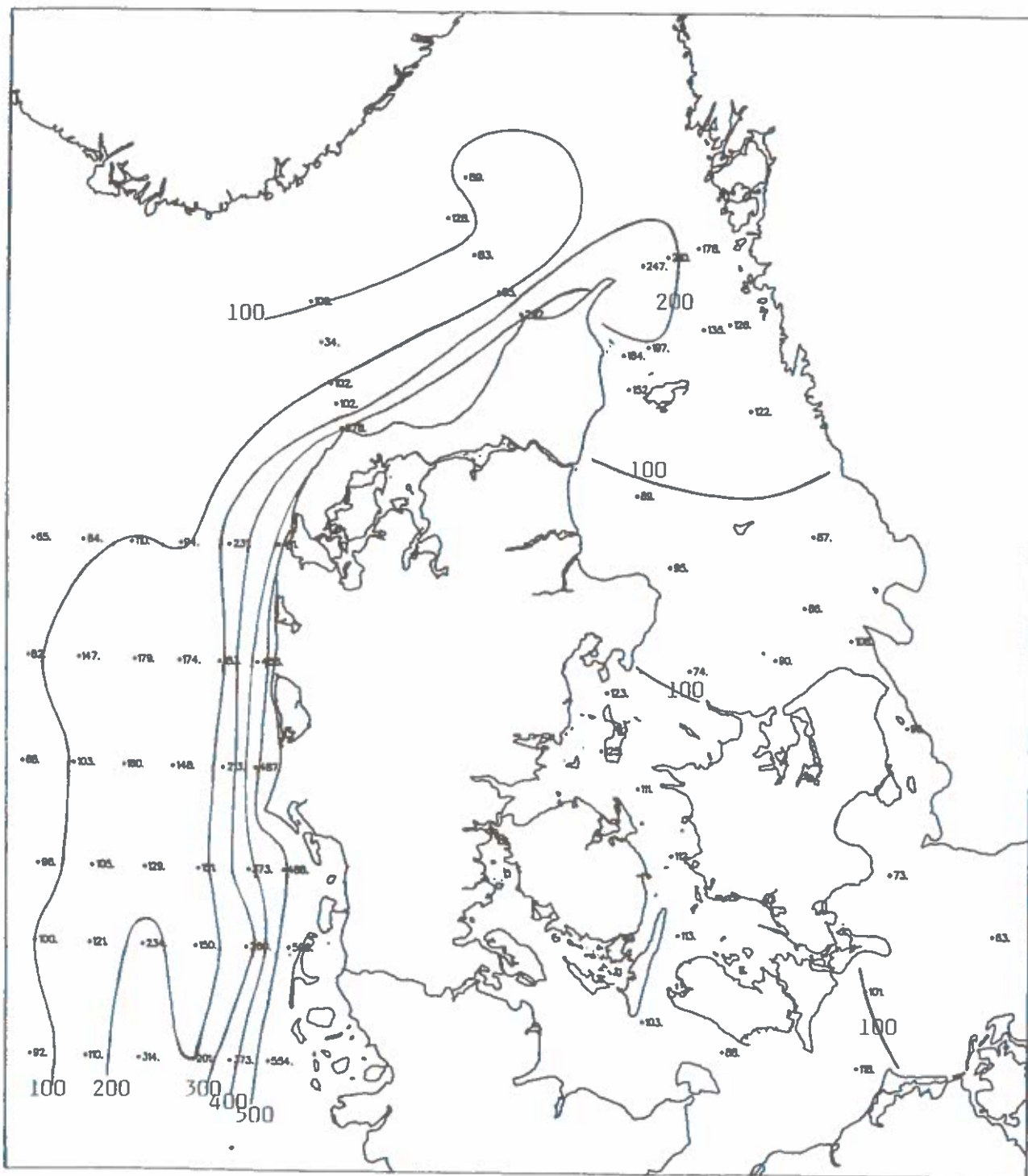
#### **Åbne farvande**

#### *Den Jyske Kyststrøm*

Den Tyske Bugt tilføres store mængder næringssalte med Elben og i mindre grad Weser og Ems (327.000 t N og 25.000 t P i 1980 (Gerlach 1990)). Dette medfører en overkoncentration af især kvælstofnæringssalte, der næsten altid og især om vinteren kan spores nordpå til Horns Rev. Ved vedvarende vindretninger indenfor området sydøst til vest kan den Jyske Kyststrøm om vinteren føre N-uorg. videre til Skagerrak og evt. ind i Kattegat (Kristensen, 1991). Dette skete i usædvanlig grad i 1989 (Ertebjerg et al. 1990).

#### *N-uorg. ved Hirtshals*

I februar 1990 konstateredes ligesom i 1989 en tilførsel af N-uorg. fra Tyske Bugt til det nordlige Kattegat (Fig. 4.11). Frem til midten af maj var N-uorg. koncentrationen ved Hirtshals (Fig. 3.2) og Skiveren relativt høj. Fra marts til medio maj var overkoncentrationen af N-uorg. ved Hirtshals dog ikke stor og saliniteten var høj, svarende til stor opblanding af den Jyske Kyststrøm med Nordsø/Skagerrakvand. I slutningen af maj faldt saliniteten brat, formodentligt på grund af ud-



Figur 4.11. Nitratkoncentrationer i overfladen (0-10m) målt d. 12.-22. feb. 1990. Der ses indtrængning til det nordlige Kattegat af nitratrigt vand med den Jyske kyststrøm. Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

bredelse af den Norske Kyststrøm over hele Skagerrak. Kun ved Hanstholm fandtes forhøjede N-uorg. indhold, mens der ved Hirtshals og Skiveren ikke fandtes N-uorg. af betydning i perioden medio maj-september.

#### *Indre farvande*

#### *N-uorg. jan.-feb.*

I de åbne indre farvande var N-uorg. indholdet ligesom i de fleste kystvande usædvanligt lavt i januar 1990, undtagen i den vestlige Østersø, samt i Øresunds bundvand. Dette skyldtes dels som tidligere nævnt den ringe afstrømning efteråret 1989 og frem til januar 1990, dels ringe blandings-effekt i samme periode, samt at en stor fytoplankton biomasse vedblev at binde næringssalte frem til midten af januar 1990.

Kraftige sydvestlige vinde fra midten af januar og i februar medførte en stor indstrømning til Kattegat af vand fra Skagerrak, samt blanding af vandmasserne i de indre farvande. Det indstrømmende vand var i februar påvirket af Den Jyske Kyststrøm med op til 200 ug/l nitrat i det nordvestlige Kattegat og 165 ug/l i det vand, der i februar og marts via det nordøstlige Kattegat fortsatte ind i de indre farvande.

#### *Bidrag fra den Jyske Kyststrøm*

Da et nitratindhold på ca. 140 ug/l er normalt for ubelastet Skagerrakvand, var tilførslen af ekstra nitrat fra Tyske Bugt til Kattegat i 1990 af størrelsesordenen 3300 t (25 ug/l i overkoncentration  $\times 133 \text{ km}^3$  indstrømning til Østersøen i januar-februar), og sandsynligvis betydeligt mindre, idet kun en mindre del af det indstrømmende vand havde op til 25 ug/l i overkoncentration (Fig. 4.12).

#### *Sæsonvariation i N-uorg.*

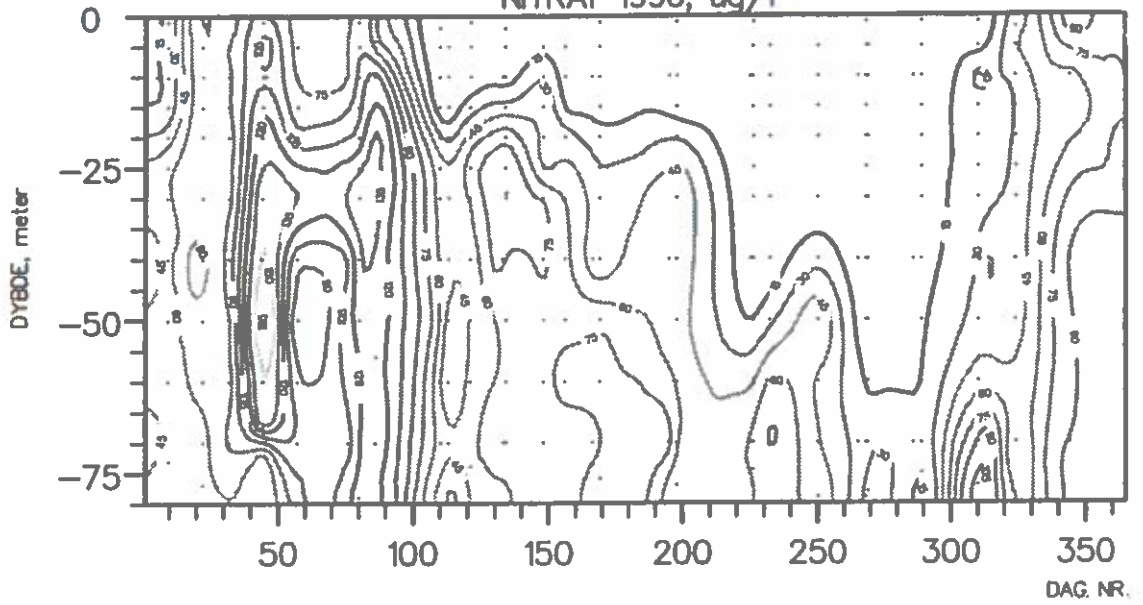
Indstrømningen, opblandingen og den ret store atmosfæriske deposition i januar-februar medførte maksimale N-uorg. koncentrationer i overfladen i februar i Kattegat og Øresund, mens de i Storebælt (Fig. 4.13) og vestlige Østersø først fandtes i marts ca. en måned efter den store afstrømning i februar og før fytoplanktonets forårsopblomstring, der startede tidligere i Kattegat. I overfladen forblev N-uorg. generelt meget lav i hele perioden april/maj-oktober/november. I bundlaget medførte indstrømningen i februar et maksimum i bundvandets nitratindhold i det nordøstlige Kattegat i marts. Dette maksimum optrådte med stigende forsinkelse ind gennem de indre farvande, og var i maj nået frem til det sydlige Kattegat-Øresund og i juni til Storebælt (Fig. 4.12). Maksimaets N-uorg. indhold påvirkedes undervejs af blanding og af frigivelse af næringssalte ved nedbrydning af sedimenteret fytoplankton. I september fandtes generelt ikke nitrat i Bælthavets bundvand. Dette kan ikke forklares alene ved blanding med nitratfrit overfladevand. Øget denitrifikation i forbindelse med stigende temperatur er en sandsynlig medvirkende årsag. I oktober/november steg indholdet af nitrat igen i bundvandet.

#### *Vinter N-uorg.*

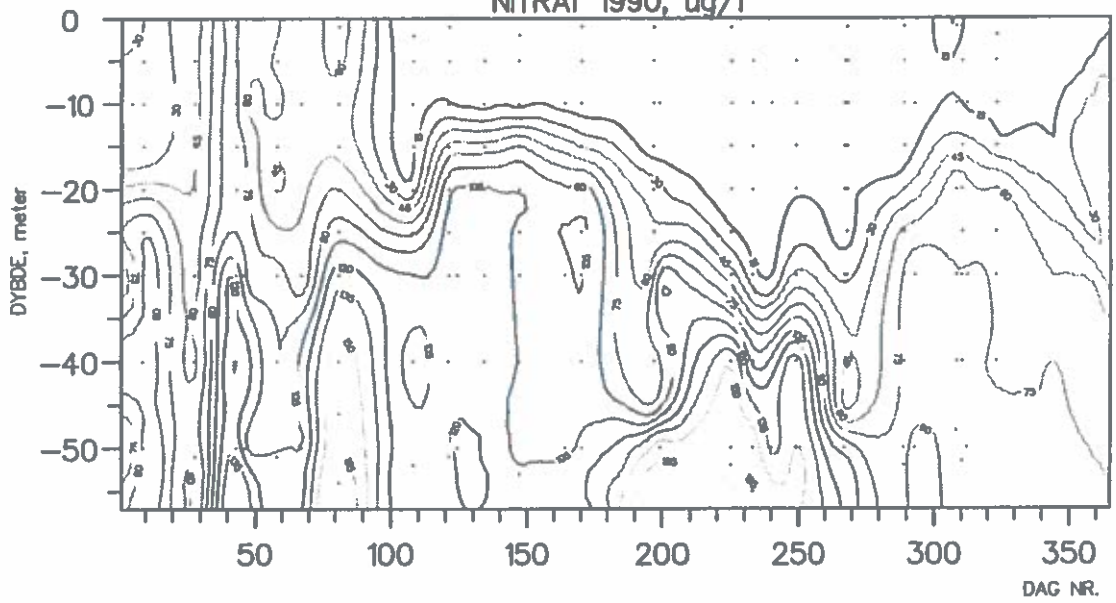
Som det fremgår af Fig. 4.2. var vinter-middelkoncentrationen (december-februar) af N-uorg. i de åbne indre farvande overalt under 150 ug/l, und-



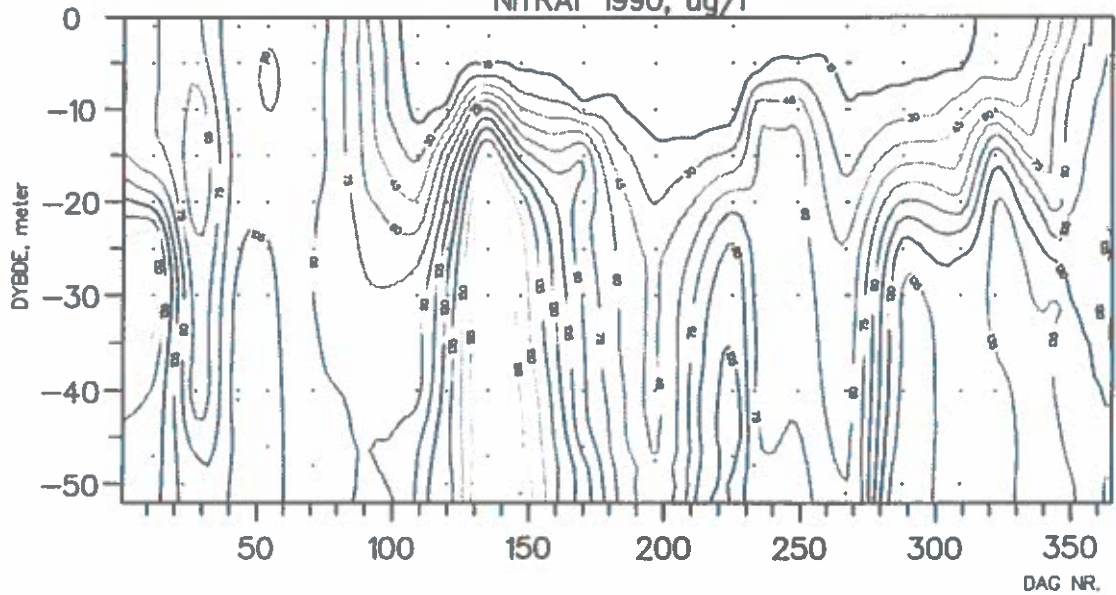
ST. 1001, VINGA SW/GF4  
NITRAT 1990, ug/l



ST. 413, ANHOLT E.  
NITRAT 1990, ug/l

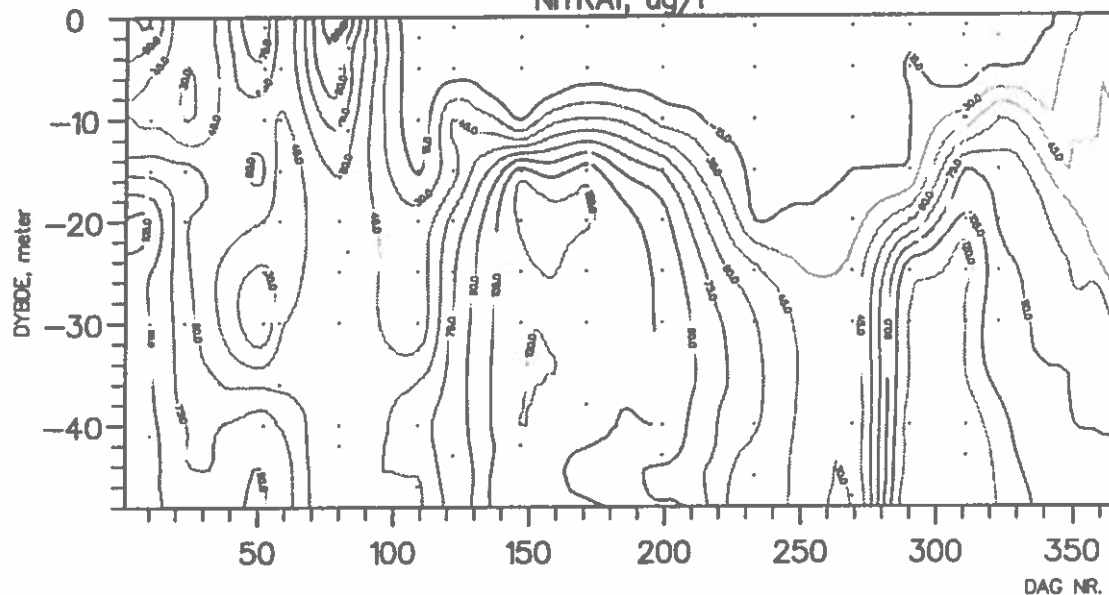


ST. 431, VEN  
NITRAT 1990, ug/l



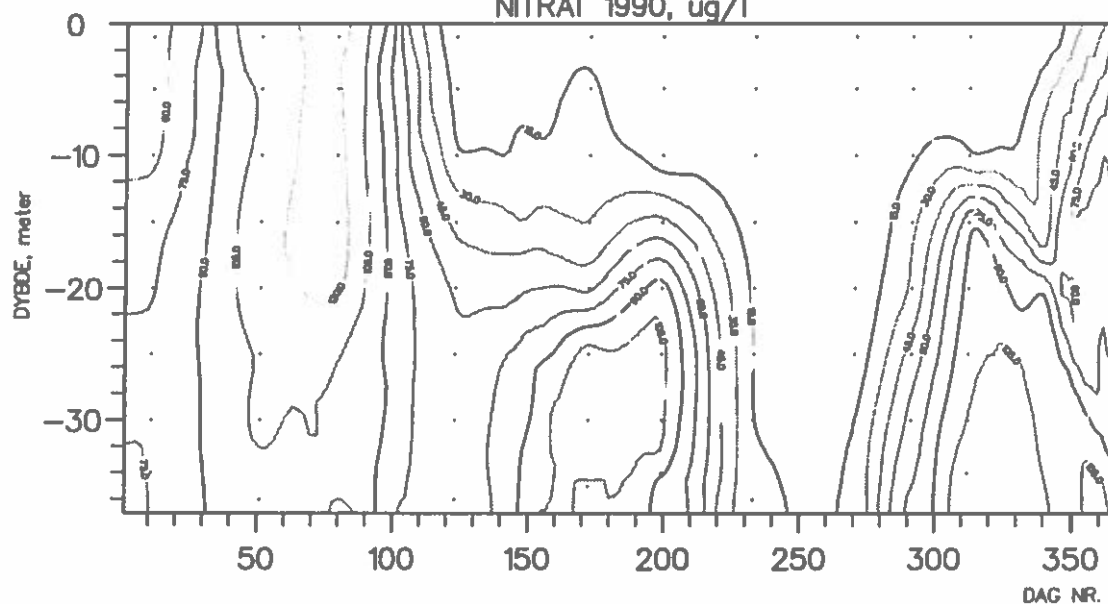
### ST. 925, GNIBEN

NITRAT, ug/l



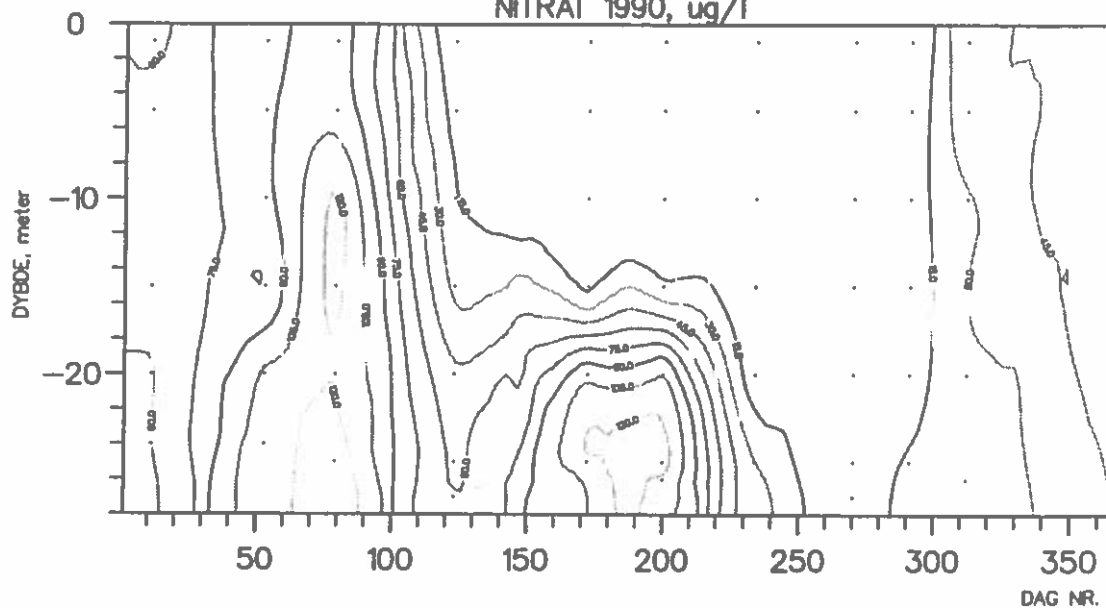
### ST. 939, HALSSKOV REV – SPROGOE

NITRAT 1990, ug/l



### ST. 952, FEHMERN BAELT

NITRAT 1990, ug/l



Figur 4.12. Årsvariation i vandsøjlen af nitrat i 1990. Stationerne er opstillet i rækkefølge fra Skagerak til Østersøen. En nitratrig vandmasse i det nordlige Kattegat i marts kan følges helt ind til Gedser i juli.

tagen nordvest for Læsø, idet den pågældende station var mest påvirket af den Jyske Kyststrøm i februar. De højeste vinter-middelkoncentrationer på 140-160 ug/l fandtes i det nordlige Kattegat, de næsthøjeste på 100-140 ug/l fandtes i Balthavet og Øresund og de laveste på 60 ug/l i Arkona Havet.

#### *Sæsonvariation i fosfat*

Maksimum i fosfatinholdet i overfladelaget fandtes generelt i februar, men også i januar og marts var indholdet højt. Minimum optrådte generelt i juni/juli, i det østlige Kattegat dog i april og juni-september. En eventuel fosforbegrænsning af primær produktionen kan på disse tidspunkter ikke udelukkes. I Øresund og Storebælt (Fig. 4.13) var fosfatinholdet så højt hele året, at fosforbegrænsning ikke kunne forekomme. Fra august steg fosfatinholdet til et maksimum i Øresund i september, i Storebælt i oktober og i Kattegat i november. I bundvandet fandtes usædvanligt høje fosfatkoncentrationer i juni i Balthavet, og inden for iltsvindsperioden september-november i det sydlige Kattegat, Øresund og Balthavet.

#### *Vinter fosfat*

Vinter-middelkoncentrationer af fosfat i overfladelaget på over 30 ug/l fandtes i Øresund og i Balthavet fra Sprogø til Gedser (Fig. 4.7). De laveste koncentrationer omkring 20 ug/l fandtes i det østlige og sydlige Kattegat. I Arkona Havet fandtes ca. 25 ug/l. Sommer-middelkoncentrationen i overfladelaget af total-P fordelte sig tilsvarende (Fig. 4.10).

#### *Sommer TP*

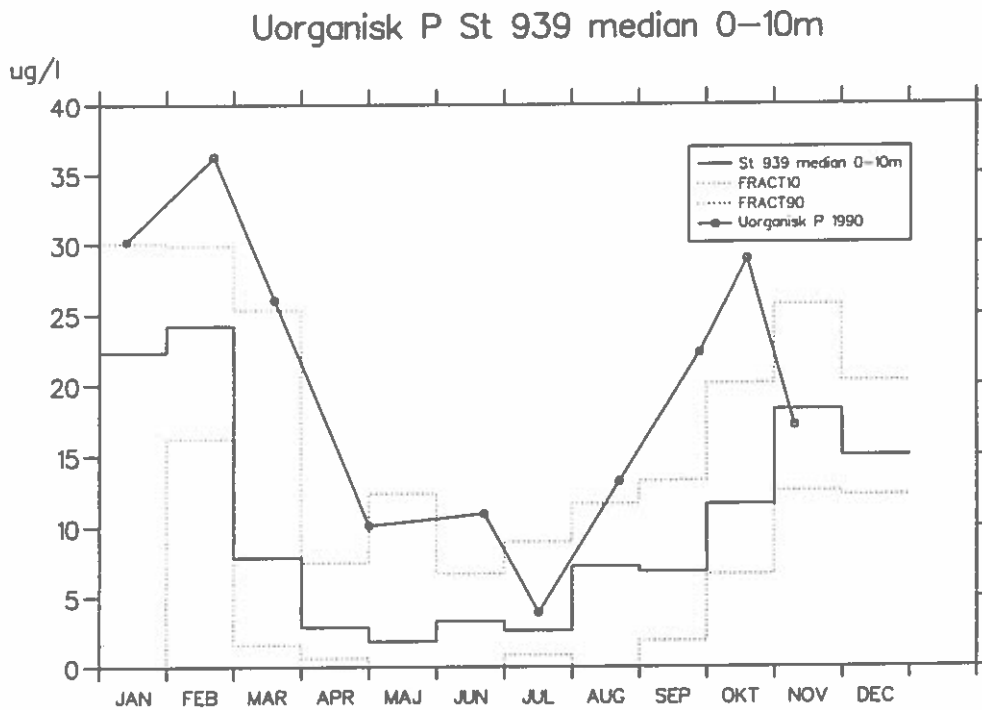
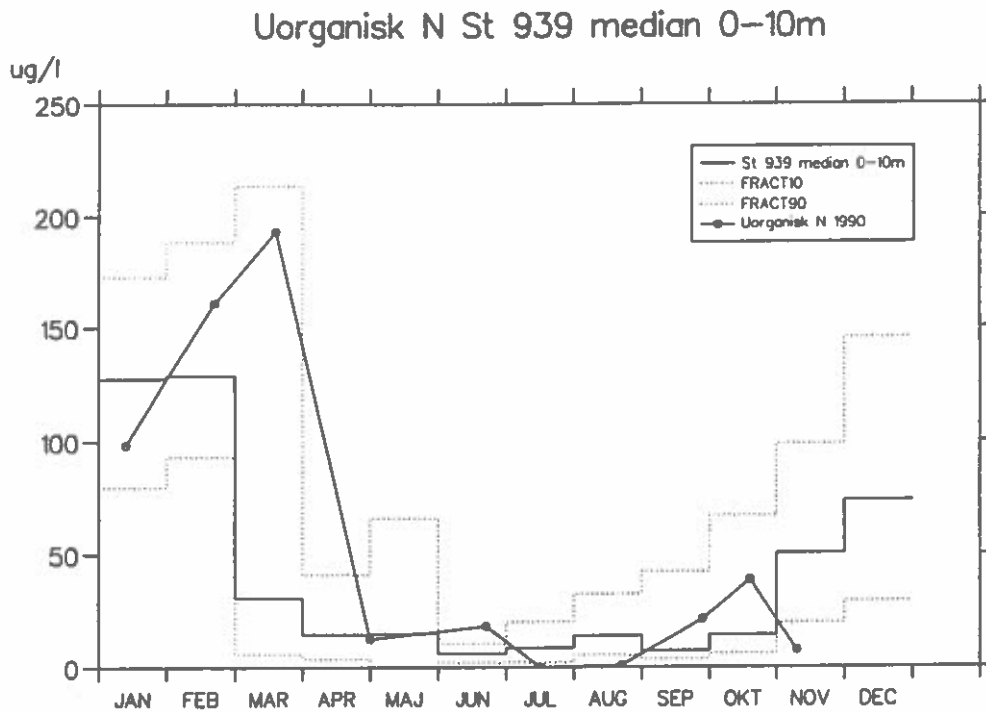
### **4.3. Udvikling i næringssalte i forhold til belastning**

Vandmiljøplanens overvågningsprogram for de marine områder har kun løbet fra og med 1989. Der er således endnu ikke via dette program opbygget tidsserier til vurdering af generelle udviklingstendenser i næringssaltkoncentrationer. Fra en del områder findes dog længere tidsserier etableret gennem recipientovervågning.

#### **Kvælstof**

#### *Sammenligning med 1989*

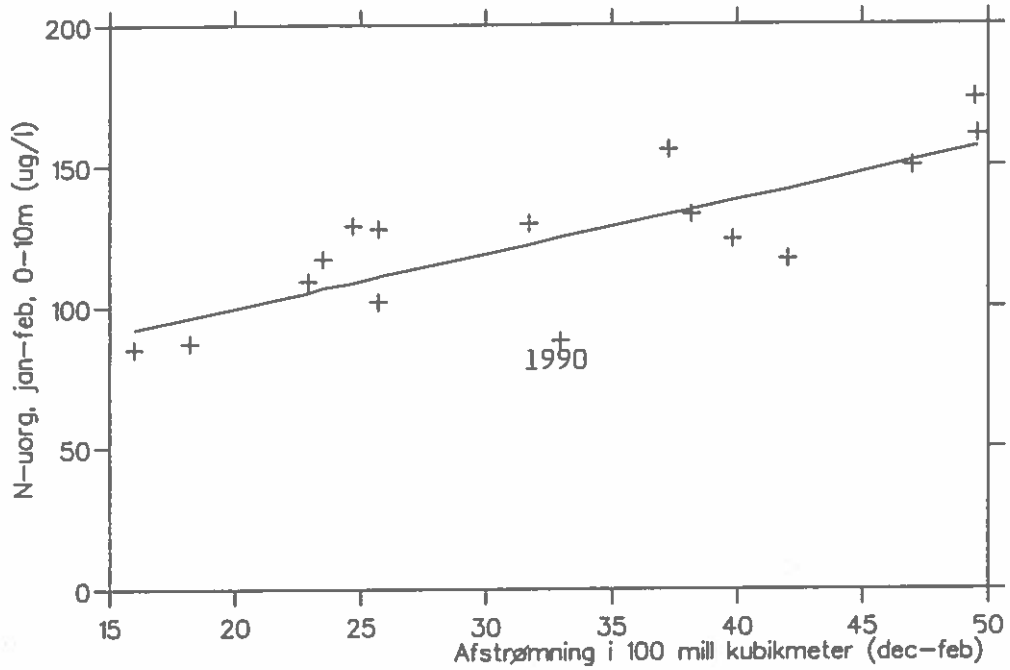
Kvælstofbelastningen var i 1990 på landsplan større end i 1989, men på grund af forskellig geografisk og sæsonmæssig fordeling af nedbør og afstrømning gav det sig forskelligt udslag i de enkelte landsdele. Således var afstrømning og N-belastning til Mariager Fjord den samme i de to år, mens den i Vestsjællands Amt var ca. 50% højere i 1990, varierende fra ingen stigning i N-belastningen til det sydvestlige Kattegat til en stigning på 120% til Isefjorden. Sidstnævnte skyldtes muligvis, at en ophobning af kvælstof i jorden i det tørre 1989 udvaskedes i 1990, især i februar. Kvælstofkoncentrationen i f.eks. Tuse Å, der udmunder i Holbæk Fjord, var i 1990 væsentligt over, hvad der ud fra målinger 1986-89 kunne forventes ved den aktuelle vandføring. Dette medførte at vinter-middelkoncentrationen af N-uorg. i de Vestsjællandske kystvande i 1990 generelt var højere end i 1989.



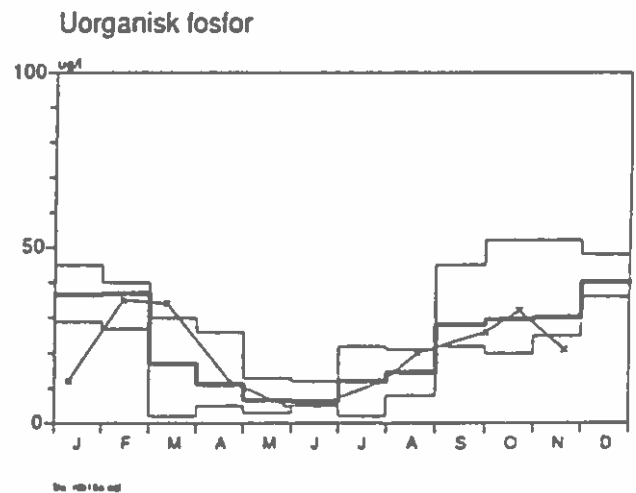
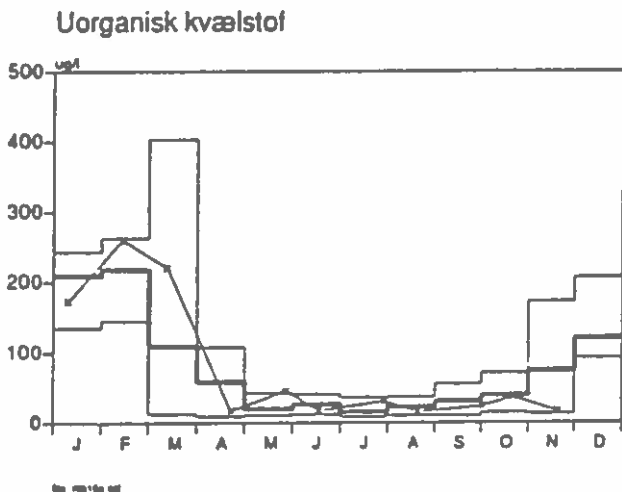
Figur 4.13. N-uorg. (øverst) og P-uorg. i 1990 gennem året på en station i Storebælt sammenlignet med medianer og fraktalværdier fra 1975–89.

- Langtidsudvikling* Frem til ca. 1978 er der påvist en generel stigning i N-belastningen (Kristensen et al. 1990). Siden da kan der ikke observeres nogen generel ændring i N-belastningen eller i koncentrationen af kvælstofnæringssalte om vinteren, hvor koncentrationen er højest og mindst påvirket af biologisk aktivitet. Variationerne fra år til år er hovedsageligt meteorologisk betinget via nedbør, afstrømning og vandudveksling.
- Fjordområder* I lukkede fjordområder, som f.eks. Limfjorden, følger vinter-kvælstofkoncentrationen i perioden 1984-90 således nøje variationerne i afstrømningen og dermed N-belastningen. I mere åbne områder som
- Åbne kystvande* Århus Bugt og de fynske kystvande kan samme sammenhæng mellem N-belastning og N-koncentration erkendes, men sammenhængen er i sådanne områder ikke helt klar. Dette skyldes, at tilførslerne fra lokale kilder ikke er ene om at bestemme vandkoncentrationen, idet opblandingsforholdene, vandudskiftningen, tilførsler fra naboområder, frigivelse fra sedimentet m.v., samt målehyppigheden også er af væsentlig betydning for de registrerede koncentrationer. F.eks. var tilførslen af kvælstof (afstrømningen) i 1990 til Århus Bugt - Kalø Vig relativt lav. Alligevel var vinterkoncentrationen i området høj, i februar 1990 kun overgået af 1988, på grund af tilførsler fra andre områder.
- Åbne farvande* I de åbne indre farvande er der sandsynliggjort en reel stigning i vinter-middelkoncentrationen af N-uorg. uafhængig af afstrømningens størrelse frem til midten af 1970'erne (Richardson og Ertebjerg 1991). Siden da har kvælstofkoncentrationen ligesom for de åbne kystvande især været betinget af afstrømningen (Fig. 4.14). Vinter-middelkoncentrationen af N-uorg. i de åbne indre farvande afveg i 1990 betydeligt fra dette billede på grund af de usædvanligt lave N-uorg. koncentrationer i januar 1990 (se tidligere).
- Bornholm* De bornholmske kystvande er så åbne, at nærings-saltkoncentrationen generelt følger den åbne Østersø uafhængigt af de lokale kilder, og den er generelt 2-3 gange lavere end i f.eks. Kattegat. Ved Nexø og især i det relativt lavvande område syd for øen (Boderne) kan vinter-middelkoncentrationen af N-uorg. dog påvirkes af de lokale kilder. Således var vintermiddel ved Boderne 1989-/1990 ca. 260 ug/l på grund af én ekstrem afstrømning, mens vintermedianen kun var 63 ug/l og svarede til middelniveauet i de øvrige bornholmske områder. I den åbne Østersø omkring Bornholm er der i perioden 1969-78 observeret en årlig stigning i vinter-middelkoncentrationen af nitrat i overfladelaget på 2-3 ug/l, mens der i perioden 1978-89 ikke har kunnet påvises nogen generel ændring (HELCOM, 1990).
- Fosfor**
- Limfjorden* Fosforbelastningen fra punktkilder er generelt faldende på grund af udbygning af spildevandsrensningen. P-belastningen til Limfjorden er reduceret fra 1336 t i 1974/1975 til 1029 t i 1988 og 495 t i 1990 (excl. ca. 100 t fra Cheminova via

N-uorg i rel. til AFSTRØMNING  
Middel for KATTEGAT SYD-ØRESUND-STOREBÆLT



Figur 4.14. N-uorg. som funktion af afstrømningen i området omkring det sydlige Kattegat og Bælthavet.



Figur 4.15. De målte værdier i 1990 (x) på station 16 (nordlige Lillebælt) sammenholdt med henholdsvis 90%, 50% (fuldt optrukken) og 10% fraktiler for de samme måneder for perioden 1976-89 (Lillebæltsamarbejdet 1991).



Vesterhavet og 35 t fra atmosfæren). Alligevel er der en generel mindre koncentrationsforøgelse i perioden 1982-1990, undtagen i Nissum Bredning, hvor tendensen er faldende. I de mest kildenære og lukkede områder er der dog konstateret et fald i vinter-TP fra 1989 til 1990 svarende til belastningsreduktionen.

- Mariager Fjord* Reduktion af P-belastningen til Mariager Fjord har ikke medført et fald i vinterkoncentrationen i fjorden. Sammenlignes sommer-middelkoncentrationen i perioderne 1979-84 og 1986-90 er der dog tendens til et fald i sommerniveauet.
- Nissum Fjord* P-belastningen til Nissum Fjord var i 1990 ca. halveret i forhold til 1983. Dette har medført et fald i koncentrationen fra 1987 til det hidtil laveste niveau i 1990.
- Lillebælt* P-belastningen til Lillebælt er væsentligt reduceret bl.a. fordi Kemira (Superfos) har reduceret fra 1.121 t i 1985 til 485 t i 1986 og 8 t i 1990. Dette har medført, at TP i snævringen og det nordlige Lillebælt det meste af 1990 lå under medianen for 1976-89, og at TP i perioden 1987-90 konstant var lavere end i perioden 1982-86. Samtidigt er vinterkoncentrationen af fosfat i samme område faldet ca. 40% fra 1983/85 til 1990 til samme niveau som i Storebælt. Alligevel var fosfatindholdet i området i 1990 kun lavere end medianen 1976-89 i januar og november (Fig. 4.15).
- Århus Bugt* P-belastningen til Århus Bugt var i 1990 ca. 1/3 af hvad den var midt i 1980'erne, og årsmiddel 1990 af TP i Århus Bugt var det laveste siden 1983, mens sommermiddel var det næstlaveste. I
- Randers Fjord* Randers Fjord ses en tendens til lavere TP i 1989-90 end tidligere. Dette skyldes sandsynligvis især lavere afstrømning i disse år, idet Gudenåen er hovedkilden til både N- og P-belastningen.
- Fynske kystvande* P-belastningen til de fynske kystvande var i 1990 40% lavere end i perioden 1976-87. Alligevel var fosforkoncentrationen i især marts-september 1990 som tidligere nævnt væsentligt over medianen for 1976-89 i Storebælt, det sydfynske Øhav og det sydlige Lillebælt.
- Vestsjælland* P-belastningen til de Vestsjællandske kystvande er reduceret ca. 30% fra 1989 til 1990. Vinterkoncentrationen af fosfat var i Isefjord og Kalundborg Inderfjord den samme i de to år, mens den i de øvrige fjordområder var lavere og i de åbne kystvande højere i 1990. Generelt var TP højere i 1990 end i 1989.
- Roskilde Fjord* I Roskilde inderbredning var fosforkoncentrationen i hele 1990 højere end i 1989, og både TP og fosfat er steget signifikant fra 1982/83 til 1990, trods faldende belastning. I den ydre Roskilde Fjord er der en faldende tendens i fosforkoncentrationen i samme periode.

## Øresund

I Københavnsområdet er der en stigende tendens i fosfat fra 1985 til 1990 trods faldende belastning.

## Sammenfatning

Det fremgår af de fremtrukne eksempler, at havområderne ikke reagerer entydigt på en reduceret fosforbelastning. Der er dog en tendens til, at en reduktion i belastningen i de mest lukkede og kildenære områder hurtigt medfører et fald i koncentrationen her. I større områder synes der ikke at ske et generelt fald i fosforkoncentrationen før efter en årrække med lavere belastning, og i en række områder er der endda observeret en stigende tendens i fosforindholdet trods faldende belastning. Dette skyldes, at fosfor ikke elimineres, som kvælstof gør ved denitrifikation, men ophobes i sedimentet, hvorfra det igen kan frigives. Denne interne belastning fra sedimentets fosforpulje forsinkes ligesom i søer effekten af reduceret fosforbelastning i en kortere eller længere årrække indtil også sedimentets fosforpulje er reduceret.

## 4.4 Konklusion

### Belastning

N- og P-belastningen fra land og N-belastningen fra atmosfæren svarede i 1990 ca. til middel for 1980'erne. Siden slutningen af 1970'erne er der ikke sket nogen generel ændring i N-belastningen fra land, der varierer med afstrømningen fra år til år. Tilførslen af ekstra N-uorg. fra Tyske Bugt via den Jyske Kyststrøm til de indre farvande var i 1990 uden væsentlig betydning. Den store nettoudstrømning fra Østersøen i 1990 foregik hovedsageligt i april-oktober, hvor N-uorg. indholdet er tæt på nul. N-uorg. koncentrationen i afstrømningen fra land er høj og medfører ligesom N-belastningen fra atmosfæren en stigning i koncentrationen i farvandene. Derimod er koncentrationen af biologisk omsætteligt kvælstof i det udstrømmende Østersøvand betydeligt lavere end i de indre farvande og har derfor en fortyndende effekt på kvælstofindholdet her.

### Vinterkoncentrationer

Vinter-middelkoncentrationen af N-uorg. var højest i lukkede fjordområder og aftog ud mod de åbne farvande. Fordelingen afspejler belastningens størrelse i forhold til vandudvekslingen med åbne farvande. En lignende men mere ensartet fordeling fandtes for vinter-middelkoncentrationen af fosfor, idet sedimentets store fosfatbindingsevne om vinteren udgligner forskellene.

### Udvikling

Vintermiddel af kvælstofindholdet i farvandene følger generelt variationerne i belastningen (og afstrømningen) fra år til år. Fosforindholdet er generelt uændret og nogle steder endda stigende trods faldende punktkildebelastning, på grund af intern belastning fra fosfor ophobet i sedimenterne. I helt kildenære områder, eller hvor P-belastningen har været reduceret i en årrække, ses dog en faldende tendens i P-indholdet.





## 5. Fytoplankton

### 5.1. Sigtdybde

#### *Indledning*

Sigtdybden er et udtryk for, hvor klart vandet er og dermed for dybden af den fotiske zone, hvor der er lys nok til primærproduktion. Som en grov tommelfingerregel regnes den fotiske zone som to gange sigtdybden. Lysets svækkelse i vandet skyldes absorption og spredning forårsaget af partikler og opløste stoffer, og i vore farvande kun i ringe grad af selve vandets absorption. Fytoplankton med dets lysabsorberende pigmenter er en vigtig faktor for lysets svækkelse, men i de indre farvande og kystnære Vesterhav er der sjældent en entydig sammenhæng mellem sigtdybde og fytoplankton mængde på grund af tilstedeværelsen af andre partikler og opløste stoffer, undtagen når fytoplankton mængden er høj. Ved kraftig blæst og strøm resuspenderes sediment i mere lavvandede områder. Dette er f.eks. i Nisum og Ringkøbing fjorde samt i Vadehavet den dominerende faktor for lyssvækkelsen. I Vadehavet varierer sigtdybden med strømhastigheden i løbet af en tidevandscyklus.

#### *Sommermiddel områdevariation*

I Fig. 5.1. er sommermiddel (maj-september) af sigtdybden i 1990 vist. De laveste sigtdybder på under 2 m fandtes i områder med kraftig resuspension, nemlig Vadehavet (1-2 m) og i Nisum og Ringkøbing fjorde (under 1 m). Desuden var sigtdybden under 2 m i Randers Fjord, hvor Gudenåen tilfører store mængder partikulært stof bl.a. ferskvandsplankton, samt i Korsør Nor, Skælskør Fjord og Holsteinborg Nor. Mellem 2 og 4 m sigtdybde fandtes ved Vestkysten og i de indre dele af mange fjorde. De højeste sigtdybder på over 8 m fandtes i Kattegat, og 6-8 m i det åbne Bælthav og vestlige Østersø. I det centrale Storebælt fandtes kun 4-6 m sigtdybde, sandsynligvis på grund af A/S Storebæltforbindelsens intense graveaktivitet i sommeren 1990.

#### *Sammenligning med 1989*

I forhold til 1989 var sommermiddel af sigtdybden i 1990 i det vestsjællandske område og Storstrøms Amt generelt lavere, i overensstemmelse med den større kvælstofbelastning i 1990. I Halkær-Sebber Bredninger i Limfjorden, hvor sigtdybden oftest overstiger vanddybden, var lysforholdene i 1990 bedre end i 1989 på grund af mindre resuspension og færre planktonalger.

#### *Udvikling*

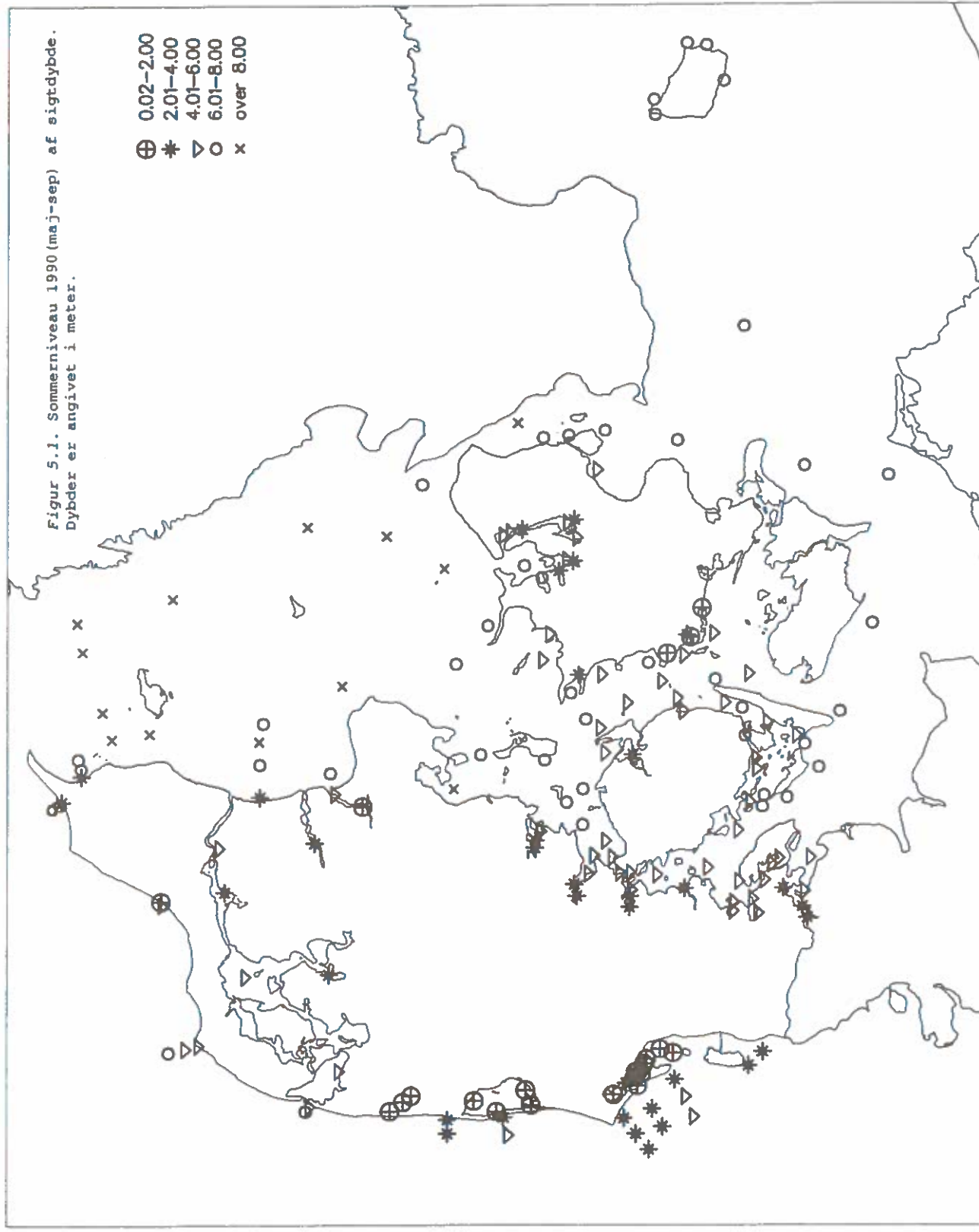
##### *Limfjorden*

Betragtes en længere årrække er der i de seneste år sket en øgning i sigtdybden i mange fjordområder og enkelte kystnære farvande. I de centrale og lukkede dele af Limfjorden var sommermiddel af sigtdybden i 1989 og 90 ca. 1 m større end i perioden 1982-88. I den vestlige Limfjord ses ingen udvikling på grund af hyppig resuspension. Trods den dominerende resuspension i Nisum Fjord er der

##### *Nisum Fjord*

Figur 5.1. Sommerniveau 1990 (maj-sep)  
Dybder er angivet i meter.

- ⊕ 0.02-2.00
- \* 2.01-4.00
- ▽ 4.01-6.00
- 6.01-8.00
- x over 8.00



*Østjylland* tendens til stigende sigtddybde i den inderste del (Felsted Kog) fra 1986 til 1990. I Vejle Amt er sigtddybden generelt forbedret siden midten af 1980'erne. I Århus Bugt var sigtddybden i sommeren 1990 ca. 1,5 m større end middel for perioden 1978-89. I Hevring Bugt er sommersigtddybden steget fra 6,2 m i 1985 og 6,7 m i 1989 til 7,9 m i 1990. Også i Randers Fjord var sigtddybden i 1990 større end tidligere. I Mariager Fjord fandtes ingen udvikling i sigtddybden i perioden 1979-85, mens den var ca. fordoblet til 3,5 m fra 1985 til 1989-90. I den sydlige Roskilde Fjord er sigtddybden steget signifikant fra 1982-85 til 1990 og samme tendens ses i den nordlige del af fjorden.

*Roskilde Fjord*

## 5.2 Klorofyl-a og primærproduktion

### *Sæsonvariation*

Fytoplanktonets forårsopblomstring fandt i 1990 generelt sted ret sent, nemlig i slutningen af marts - begyndelsen af april, og i mange områder blev forårstoppen ikke registreret i prøvetagningsprogrammet. Gennem sommeren varierede biomassen og produktionen i de enkelte områder afhængigt af de lokale forhold som tilførsel af næringssalte (fra land, atmosfæren, sediment og bundlag), græsning og hydrografi. Dette medfører i især lavvandede og belastede områder en produktionskurve, der nærmest følger solindstrålingen og temperaturen, mens det i andre områder medfører betydelig variation med markante toppe og minima gennem sommeren. I oktober-november aftog produktionen på grund af aftagende lysmængde, men i en del områder fandtes stadig høje klorofylindhold.

### *Områdevariation*

### *Klorofyl-a*

Fig. 5.2 og Fig. 5.3. viser sommermiddel (maj-september) i 1990 af henholdsvis klorofyl-a og fytoplankton produktion (produktion måles på et færre antal stationer end vandkemi og klorofyl-a). De højeste klorofylindhold på over 16 ug/l fandtes i Ringkøbing Fjord, (46-63 ug/l), Nissum Fjord, (27-49 ug/l), Halkær Bredning (19 ug/l) og inderst i Vejle Fjord (17 ug/l). Over 8 ug/l fandtes generelt i de mest lukkede kystvande og i dele af Vadehavet. I de åbne farvande var sommermiddel af klorofyl under 4 ug/l, undtagen langs den Jyske Vestkyst og i Ålborg Bugt, i sidstnævnte område på grund af masseforekomsten af *Gyrodinium aureolum* i august-september.

### *Produktion*

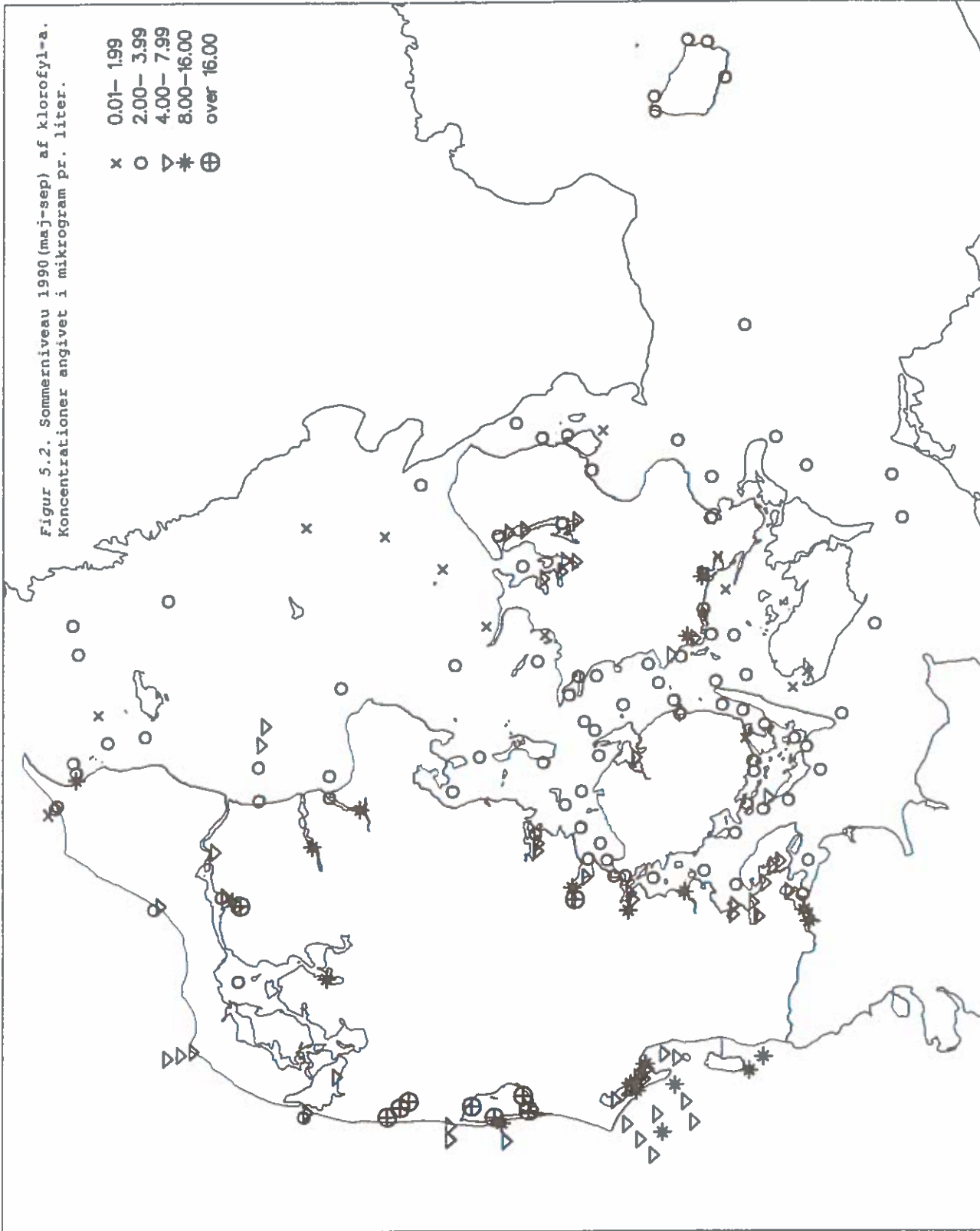
Den højeste fytoplankton produktion på 4,3 g C/m<sup>2</sup>\*d fandtes i Mariager Fjord, mens over 2 g C/m<sup>2</sup>\*d fandtes i Flensborg Fjord, Nybøl Nor, inderst i Kolding og Nissum Fjorde, i Skive Fjord, Isefjord og Skælskør Nor. I de åbne farvande var produktionen under 1 g C/m<sup>2</sup>\*d undtagen enkelte steder langs den Jyske Vestkyst, varierende fra 310-340 mg C/m<sup>2</sup>\*d i Arkona Havet til 600-800 mg C/m<sup>2</sup>\*d i Øresund og det sydlige Bælthav.

### *Klorofyl - produktion*

Når sommermiddel af fytoplankton produktionen ikke helt følger klorofyl-a fordelingen skyldes det, at produktionen også er afhængig af næringssalttilgængelighed, lysforhold m.m. Lav sigtddybde som i

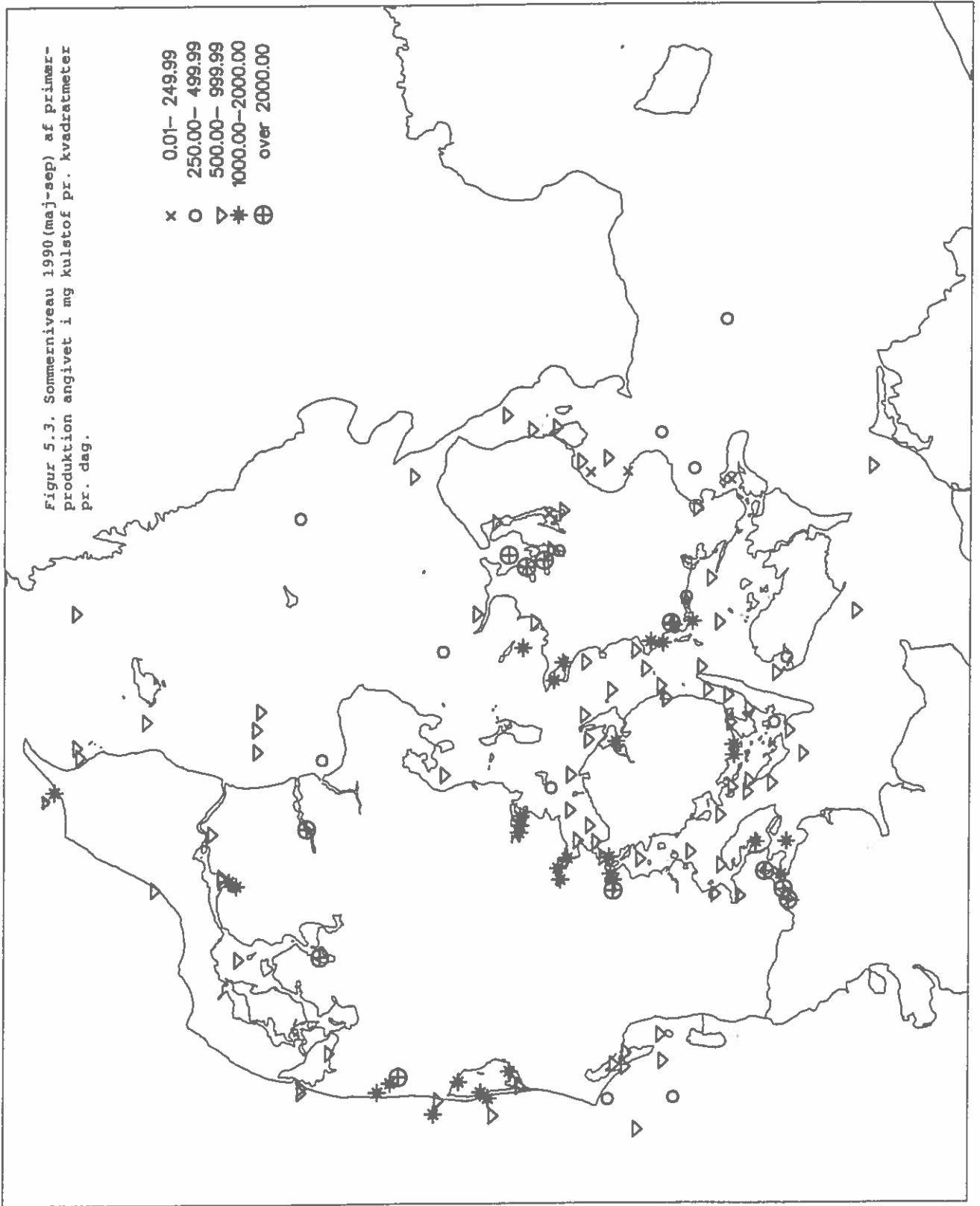
Figur 5.2. Sommerniveau 1990 (maj-sep) af klorofyl-a.  
Koncentrationer angivet i mikrogram pr. liter.

- x 0.01- 1.99
- o 2.00- 3.99
- ∇ 4.00- 7.99
- \* 8.00-16.00
- ⊕ over 16.00



Figur 5.3. Sommerniveau 1990 (maj-sep) af primærproduktion angivet i mg kulstof pr. kvadratmeter pr. dag.

- x 0.01- 249.99
- o 250.00- 499.99
- ▽ 500.00- 999.99
- \* 1000.00-2000.00
- ⊕ over 2000.00



Nissum og Ringkøbing Fjorde medfører således lav produktion i forhold til biomassen.

### Udvikling i klorofyl-a og fytoplankton produktion

#### Sammenligning med 1989

Sommermiddel af klorofyl-a og fytoplankton produktion var generelt højere i kystvandene i 1990 end i 1989 i overensstemmelse med den højere kvælstofbelastning. I enkelte områder fandtes dog den modsatte udvikling. I Halkær og Sebber Bredninger var sommermiddel af klorofyl-a i 1990 kun henholdsvis 1/3 og 1/2 af 1989 trods større kvælstofbelastning, fordi en kraftigere udvikling af enårige trådalger på bunden i Halkær og af ålegræs (*Zostera marina*) og havgræs (*Ruppia sp.*) i Sebber Bredning reducerede næringstilgængeligheden for fytoplankton, samtidigt reduceredes transporten af næringssalte og fytoplankton fra Halkær til Sebber Bredning. Kraftigere udvikling af enårige alger samt især af filtrerende muslinger kan også være årsag til mindre fytoplankton i den sydlige Isefjord og i Roskilde Fjord i 1990. Den uændrede eller mindre produktion i Køge Bugt i 1990 i forhold til 1989 svarer til en generelt uændret belastning.

#### De åbne farvande

Den relativt lave sommerproduktion i de åbne indre farvande i 1990 kan delvis være forårsaget af den store sommerudstrømning af nærings- og fytoplanktonfattigt Østersøvand. Dette medførte, når blandingsenergien var lav, en stor sigtdybde, der gav mulighed for fytoplanktonopblomstring omkring det ofte højtliggende springlag (jvf. kapitel 3). I 1990 observeredes ofte i Kattegat og Århus Bugt, at algebiomassen var koncentreret omkring springlaget. Dette kan medføre en underestimering af produktionen, idet prøvetagningsdybderne bestemt ud fra lysmålinger ikke nødvendigvis vil være sammenfaldende med det smalle algemaksimum.

#### Limfjorden

Set over en længere årrække er der i Nissum Bredning observeret en generel stigning i klorofyl og primærproduktion fra 1982 til 1988 og derpå et fald. Tilsvarende fald er også observeret i resten af Limfjorden, hvor niveauet i perioden 1982-88 var højt og uden generel ændring. Faldet i sommermidler siden 1988 skyldes en kombination af reduceret belastning fra punktkilder, mindre afstrømning og større indtransport af Nordsøvand i 1989-90.

#### Mariager Fjord

I Mariager Fjord er der konstateret et betydeligt fald i klorofyl og fosforindhold mellem perioderne 1979-85 og 1987-90, men der var ingen udviklingstendens i produktionen. I Nissum Fjord har primærproduktionen været generelt stigende fra 1986

#### Nissum Fjord

#### Sønderjyllands Amt

til 1990. I de Sønderjyske fjorde var sommermiddel af produktionen i 1990 generelt ekstremt høj. I Flensborg Fjord er produktionen mere end fordoblet siden 1976. Fra 1986 til 1989 observeredes en jævn stigning og derpå et fald til 1990. I Vejle Amts kystvande var primærproduktionen i 1990 som i 1989 og lavere end 1985 og 1987. I Århus Bugt - Kalø Vig kunne der ikke konstateres nogen udvikling i

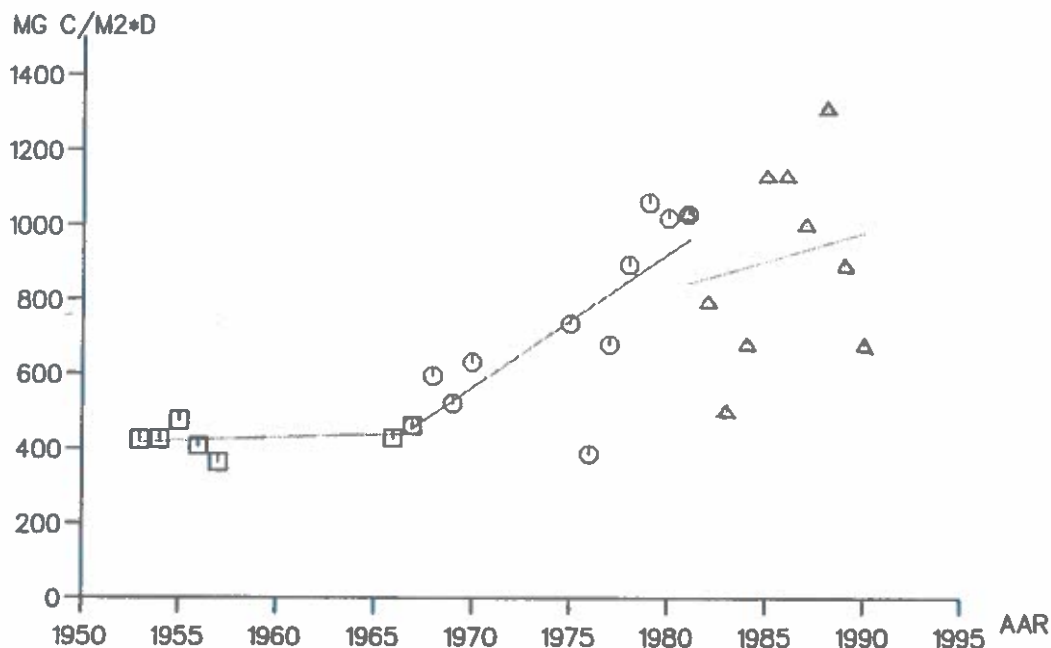
#### Vejle Amt Århus Bugt

- Hevring Bugt* klorofyl-a og produktion i 1990 i forhold til tidligere år. I Hevring Bugt var produktionen i 1989-90 lavere end i 1985 svarende til en nedgang i belastningen fra Randers Fjord på 15% for kvælstof og 30% for fosfor.
- Lillebælt nord* I det nordlige og mellemste Lillebælt var klorofyl og produktion i 1990 det laveste set i perioden 1977-90. Ud fra koncentrationerne af uorganiske næringssalte i området i 1990 ses (Fig. 4.15), at fosfat kun var lavere end medianen 1976-89 i januar og november og kun i juni havde et niveau, der evt. kunne begrænse primærproduktionen. Derimod var N-uorg. lav i hele perioden medio april-november. Den lavere fytoplankton koncentration og produktion i 1990 kan derfor ikke tilskrives den betydelige reduktion i fosforbelastningen, men en mindre tilgængelighed af kvælstofnæringssalte, på grund af reduktion i punktkildebelastningen, lavere sommerafstrømning, større konkurrence fra bundvegetation m.m. I det sydlige Lillebælt ses ligesom i den nordlige del et maksimum i klorofyl og produktion i 1980-81 og derefter et fald, men i det sydlige Lillebælt var klorofyl og produktion i perioden 1985-90 stadig væsentligt over niveauet i slutningen af 1970'erne.
- Lillebælt syd*
- Fynske kystvande* Samme udvikling med en markant stigning i produktionen fra 1976 til 1980/81 og et fald til et niveau i 1984-90, der ligger væsentligt over 1976-78, ses også i Fyns Amts øvrige åbne kystvande. Fytoplankton produktionen følger således generelt udviklingen i vinterkoncentrationen af N-uorg. I det lavvandede Sydfynske Øhav har udviklingen været anderledes på grund af samspil med bundvegetationen. Her fandtes en stigende fytoplankton produktion fra 1977 til 1988, derpå en lav produktion i 1989 på grund af en kraftig udvikling af enårige trådalger. I 1990 svarede fytoplankton produktionen til 1988.
- Sydfynske Øhav*
- Isefjorden* I Isefjorden er produktionen steget markant siden 1970'erne, undtagen i den sydligste del, hvor produktionen i 1990 var lavere end i 1972, 1980 og 1989. I den ydre Roskilde Fjord er klorofylindholdet halveret fra 1983 til 1990, og produktionen er væsentligt reduceret i forhold til tidligere. Også i den sydlige Roskilde Fjord er der tendens til faldende sommermedian i klorofylindholdet. I Roskilde Fjord skyldes nedgangen i klorofyl sandsynligvis filtratorer især blåmuslinger, der er gået stærkt frem i de senere år, muligvis på grund af de milde vintre, men også konkurrence fra enårige alger kan være en medvirkende årsag i den nordlige del. I Køge Bugt ses ingen generelle ændringer 1985-90.
- Roskilde Fjord*
- Køge Bugt*
- Åbne farvande* I de åbne indre farvande er sommermiddel af fytoplankton produktionen i Kattegat ca. fordoblet indenfor perioden 1975-90, mens der i Arkona Havet kun ses en svag tendens til stigning. I Øresund og Bælthavet er der i perioden 1975-90 sket en ca. 50% forøgelse, men her synes stigningen at være startet før 1975. Ud fra målinger i det centrale



Storebælt (Fig. 5.4) ses ingen udvikling i fytoplankton produktionen fra begyndelsen af 1950'erne til midten af 1960'erne, hvorefter der skete ca. en fordobling til begyndelsen af 1980'erne. Gennem 1980'erne ses ingen yderligere generel udvikling, men stor variation fra år til år betinget af kvælstoftilførsel, hydrografi og målehyppighed. Udviklingen i fytoplankton produktionen i Storebælt svarer nøje til udviklingen i kvælstofbelastningen.

## HALSSKOV REV, ST. 939, PRIM. PROD., JULI-SEPT.



Figur 5.4. Primærproduktion i Storebælt siden begyndelsen af 1950'erne. Stigningstakten i produktionen vises for udvalgte delperioder.

### 5.3 Konklusion klorofyl-a og produktion

Afstrømning - produktion

Siden slutningen af 1970'erne har kvælstofbelastningen varieret med afstrømningens størrelse. Dette afspejles i udviklingen i klorofyl og fytoplankton produktion i kystvandene, der i perioden 1976-90 generelt følger variationen i afstrømning. Den i en del områder registrerede større sigtdybde og lavere sommerproduktion af fytoplankton i 1989-90 i forhold til 1980-85/88 skyldes således ikke en generel reduktion i kvælstofbelastningen fra det åbne land, men en mindre afstrømning i produktionsperioden og evt. en reduktion i punktkildebelastningen m.m.

Sammenhængen mellem afstrømning og fytoplankton maskeres i lavvandede områder, hvor lyset når ned

*Fytoplankton -  
enårige makroalger*

til bunden, af næringskonkurrence mellem fytoplankton og bundvegetation, især enårige trådalger og søsalat (*Ulva lactuca*). Årsagen til skift fra det ene år til det næste mellem fytoplankton- og trådalgedominans som i Halkær Bredning og det Sydfynske Øhav kendes ikke. I mange lavvandede områder udgøres en voksende del af bundvegetationen af enårige hurtigtvoksende alger i stedet for flerårigt ålegræs, havgræs og andet. Herved bliver plantesamfundet mindre stabilt. Afhængigt af det enkelte års særlige lys- og næringsbetin- gelser kan enten enårige trådalgers eller fyto- planktonets vækst begunstiges.

*Næringsstof i ma-  
krofyter*

Forholdene kompliceres yderligere af, at nærings- stoffer bundet i årsproduktionen af makrofyter kun i et vist omfang bliver tilgængelig for ny pro- duktion samme år i modsætning til næringsstoffer bundet i fytoplanktonet. De døde makrofyter driver sammen på kysterne som tangvolde eller ophobes i roligere vandområder. Nedbrydningen af sådanne samlinger af dødt makrofytstof kan strække sig over flere år og sker især i sommerhalvårene. Derved er skabt mulighed for større akkumuleringer af næringsstoffer og mere komplicerede frigørel- sesmønstre end i de åbne kystvande. I lavvandede vandområder som f.eks. det Sydfynske Øhav er moni- tering af planteplankton således ikke tilstrække- lig til at belyse området's miljømæssige udvikling.

*Ringkøbing og Nis-  
sum Fjorde*

I Ringkøbing og Nisum Fjorde, der tidligere (19- 70'erne) var helt domineret af bundvegetation og med meget lidt fytoplankton, har fytoplankton næsten fuldstændigt udkonkurreret bundvegetatio- nen, der har svært ved at komme igen på grund af lyssvækkelsen fra fytoplankton og resuspension.

## 5.4 Masseforekomster i 1990.

### Opblomstringer

Masseopblomstringer af alger i de danske farvande er ikke længere sensationer, der kan rydde forsiderne i dagspressen. I firserne blev man opmærksom på store forekomster af de autotrofe flagellater *Chrysochromulina polylepis*, *Gyrodinium aureolum* samt den heterotrofe furealge *Noctiluca scintillans* og deres effekter på havmiljøet. De to førstnævnte er giftige og vokser ofte omkring springlaget, mens *N. scintillans* sædvanligvis er ugiftig (Bjergskov et al. 1990).

Disse alger er ikke nye i vore farvande, men er sjældent rapporteret i så store mængder som i de senere år. Derudover ser man oftere masseopblomstringer af arter, der enten ikke tidligere er set i danske farvande eller forekommet i så store mængder.

### Vækst

Planktonalgers forekomst er en balance mellem vækst og dødelighed. Væksten er afhængig af lys, næringssalte, temperatur og salinitet. Algerne fjernes fra vandet enten ved at blive græsset af heterotrofe organismer, synke ned til bunden eller henfalde efter endt livscyklus. Nogle har udviklet modforanstaltninger ved at være bevægelige eller i stand til at udskille giftstoffer.

### Giftige alger

Flere algearter kan udskille endog meget stærke gifte. Man er mest opmærksom på de arter der udskiller gifte med human effekt. Det drejer sig om paralyserende skaldyrsgifte (PSP) og diarréfremkaldende skaldyrsgifte (DSP), der kan være giftige ved kontakt, eller når de ophobes i menneskeføde, f.eks. muslinger. *G. aureolum* udskiller en gift, der beskadiger gallerne hos en række fiskearter. Da fisk i net og ruser ikke kan flygte, er de som regel algens første ofre.

### Omsætning

Hvis algerne ikke bliver ædt i vandsøjlen, men dør og henfalder, varetages omsætningen på bunden. Under algernes vækst og ved deres henfald afgiver de opløst organisk stof, der optages af heterotrofe bakterier. De danner grundlaget i det mikrobielle fødenet, der omfatter nano- og picoplankton (0,2-20  $\mu\text{m}$ ).

### Ilt

Store algeforekomster kan give iltproblemer om natten hvor de bruger ilt. Det er dog især den efterfølgende mikrobielle nedbrydning, der giver anledning til iltsvind.

## Opblomstringer i danske farvande i 1990.

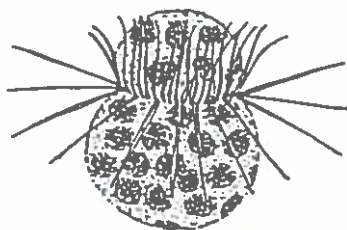
1990 var ikke nogen undtagelse fra de tidligere år. Figur 5.5 viser de største masseforekomster.



Figur 5.5. Masseforekomster af plankton i danske farvande i 1990. G. Gyrodinium aureolum, L. Leptodinium viridis, M. Mesodinium rubrum, N. Noctiluca scintillans, S. Skeletonema costatum.

### Forår

Forårsopblomstringen bestod hovedsagligt af kiselalger især *Skeletonema costatum* og den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum*, se figur 5.6. Grønalgen *Chlorella vulgaris* blomstrede i Roskilde Fjord i februar/marts. I maj var der i Øresund en kraftig opblomstring af kiselalgen *Rhizosolenia fragillissima* og i juni af *S. costatum*.



**Figur 5.6 Tegning af den autotrofe ciliat Mesodinium rubrum.**

#### Sommer

Om sommeren var fytoplanktonet domineret af kiselalger og furealger, hvor der over hele landet blev set små forekomster af næsten alle de giftige flagellater, især *Dinophysis* arter. Flere steder overskred disse arter grænsen på 0,5 celler/ml, der af Fiskeriministeriet er fastsat til iværksættelse af skærpet overvågning.

I forsommeren var der en mindre lokal opblomstring af *Phaeocystis pouchetii* i Vadehavet. Ved masseforekomst kan den give anledning til skumdannelse langs kysterne. Der forekom spredte opblomstringer i juli og august af forskellige *Ceratium* arter. I juli var der i Mariager Fjord masseforekomst af flagellaten *Heterocapsa triquetra*, der dog ikke er giftig, men i de fleste østjyske fjorde var der i sommermånederne opblomstring af de muligvis toksiske flagellater *Prorocentrum minimum* og *P. micans*. I samme måned var der i Skagerrak og nordlige Kattegat store forekomster af *Noctiluca scintillans*, der flere steder misfarvede vandet. Mellem Fåborg og Als blev der flere gange i løbet af sommeren fundet *Nodularia spumigena* i lave koncentrationer. Det er en blågrønalg der er giftig overfor pattedyr.

#### Efterår

I august-september var der store opblomstringer af den giftige *Gyrodinium aureolum* og *N. scintillans*. *G. aureolum* blomstrede i Skagerrak og bredte sig ned i Kattegat, helt ned til Øresund og bælteerne og der blev set fiske- og bunddyrdød på den nordjyske østkyst. *N. scintillans* og *N. miliaris* blomstrede flere steder og i Limfjorden talte man ligefrem om en "Noctiluca-sommer".

#### PSP og DSP

Der blev registreret både PSP og DSP producerende alger i den vestlige del af Limfjorden. PSP blev registreret i april og DSP i juli og august. Fiskeriet efter muslinger blev derfor lukket i de pågældende perioder.

### Uventet alge

I Vesterhavet var der i september en opblomstring af en hidtil ukendt flagellat. Det var sandsynligvis *Leptodinium viridis*, da denne på samme tid blev observeret af tyskerne i Tyske Bugt. En ukendt flagellat blev på samme tid set i masseforekomst i den vestlige Limfjord, og der er muligvis tale om samme art.

### *Gyrodinium aureolum*.

### Største forekomst

Den største algeforekomst i 1990 var af *Gyrodinium aureolum*, se figur 5.7. Opblomstringer af den giftige dinoflagellat er blevet almindelige i de danske farvande inden for de sidste år. Algen blev første gang observeret i de danske farvande i 1968 og der har været masseforekomster af algen i 1981, 1982, 1985 og hver sensommer siden 1988. De tætteste forekomster er set i Skagerrak ud for de nordjyske kyster og herfra har algen bredt sig med en syd-gående strøm ned i Kattegat langs den jyske østkyst, se figur 5.8.



Figur 5.7. *Gyrodinium aureolum* er rund-oval, 24-40  $\mu\text{m}$  lang, affladet og noget variabel i form. (Bjergskov et al. 1990)

### Vækstbetingelser

Noget tyder på at masseforekomster af algen opstår i frontområder, hvor opblandet næringsrigt vand møder stabile lagdelte vandmasser. Algerne føres så herfra med strømmen ind til kysterne. Den findes også i Limfjorden hvor den føres ind med vand fra Nordsøen, og den trives udmærket i fjordens vestlige del.

Masseforekomster af algen er knyttet til områder med relativ høj salinitet på 25-34 ‰. De bedste vækstbetingelser findes i områder med et højtliggende springlag og næringsrigt bundvand (Bjergskov et al. 1990). Kraftige opblomstringer af *G. aureolum* har i en række tilfælde medført omfattende fiske- og bunddyrdød. Den kan farve vandet brunt, men algen kan imidlertid være giftig uden at vandet er misfarvet.





### Giftvirkning

Som det ses på figur 5.8 havde opblomstringen maximum i slutningen af august langs den jyske østkyst. I Hevring Bugt fandt Århus Amt på dette tidspunkt 18 mill. celler pr. liter. Ved Ålbæk, Aså og Sæby blev der fundet døde og døende fisk, og på kyststrækningen mellem Aså og Øster Hurup blev der fundet opskyl af døde sandorm og hjertemuslinger.

### *Noctiluca scintillans*.

### Morild

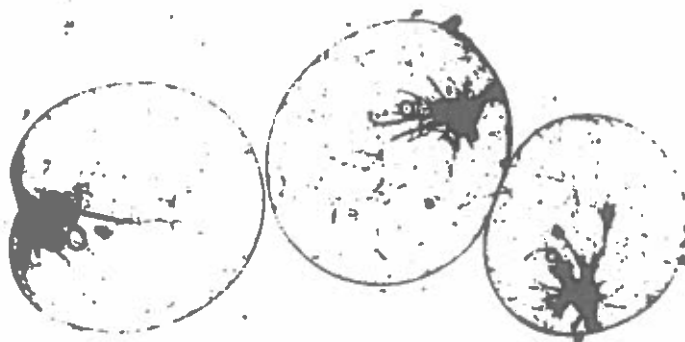
En anden flagellat der optrådte i masseforekomst i 1990 var *Noctiluca scintillans*, se figur 5.9. Den er kendt for sin evne til at farve vandet lyserødt og lave morild. Flagellaten er ikke specielt giftig, men fisk og bunddyr kan påvirkes af ammoniakforgiftning og iltsvind under opblomstringer.

### Biologi

I 1990 blev den observeret i brammer langs den jyske vestkyst ind i det nordlige Kattegat. Den er registreret i næsten alle danske farvande, dog ikke øst for Bornholm. Der kan forekomme opblomstringer fra juli til oktober, men hovedsagligt i juli-august. Opblomstringer finder sted ved en temperatur på 16-19°C og ved saliniteter mellem 27 og 33 ‰. *N. scintillans* er en heterotrof flagellat, der lever af plankton-organismer. Den er derfor ikke så afhængig af næringsforholdene, men vokser bedst i områder med stor næringsstofftilførsel, da der her er store koncentrationer af plankton.

### Ammonium

Kraftige opblomstringer ses ofte i perioder med lav turbulens. Her kan de samles i overfladen, hvor de ophober store mængder ammonium, som de bruger til at regulere deres vægtfylde. Det kan afgives til vandet og føre til ammoniakforgiftning af fisk og bunddyr.



Figur 5.9. *Noctiluca scintillans* ("morild-alge") er 200-2000  $\mu\text{m}$  i diameter, mangler kloroplaster og har en sribet flagel. (Bjergskov et al. 1990)



*Giftvirkning*

Algernes respiration kan sænke iltindholdet i vandet betydeligt, og under den mikrobielle nedbrydning kan ilten i bundvandet opbruges. Opblomstringer af *N. scintillans* skader sjældent det øvrige dyre- og planteliv, og der er kun i enkelte tilfælde rapporteret om fiske- eller bunddyrdød i danske farvande.

*Misfarvning*

Da flagellaten danner kraftigt misfarvet vand med en tyk konsistens, er problemerne langs kysten mere af æstetisk og hygiejnisk karakter, idet der kan være stor mikrobiel aktivitet i tætte sammenskyllede forekomster, hvorved der kan opstå lugtgener.

***Leptodinium viridis***

*Y 100*

Denne grønne dinoflagellat blev første gang identificeret som "Y 100" i japanske farvande og senere bestemt som *Leptodinium viridis*. En lignende eller identisk organisme havde masseforekomst i Adriaterhavet i 1984. Den er set nogle gange i Tyske Bugt, første gang i 1987 og siden sporadisk (Elbrächter & Hagmeier 1991).

*Forekomst*

I august og september 1990 var der masseforekomst af algen ved Helgoland (Tyske Bugt), med maximum sidst i august. Antallet af celler varierede meget vertikalt og var ujævnt geografisk fordelt. På samme tid blomstrede den tilsyneladende i Limfjorden og langs den jyske vestkyst.

*Fototaxi*

Algen udviser kraftig fototaxi (tiltrækkes af lys) og kan svømme meget hurtigt (1 mm/sek.). Det betyder at algen kan udnytte næringssaltene i et stort vandvolumen og lyset nær overfladen ved at foretage vertikale vandringer (Watanabe et al 1987).

*Ugiftig*

Den er ikke kendt for at være giftig, og under masseforekomsten i 1990 nær Helgoland blev der ikke fundet nogen toxisk effekt. *L. viridis* kan under nogle betingelser udvikle slimede cyster, som det kan ses i forbindelse med *Phaeocystis pouchetti* opblomstringer. Dette blev dog ikke observeret i 1990.

## 5.5 Konklusion - masseforekomster

- Åbne havområder* Der har i 1990 således været én stor masseforekomst af en giftig alge i åbent farvand (*Gyrodinium aureolum*) samt små opblomstringer af andre giftige og potentielt giftige arter. Der blev kun rapporteret om dødelig effekt på bunddyr i Nordjylland, men flere steder blev der indført skærpet overvågning og stop for kommercielt fiskeri af muslinger.
- Kystnære farvande* Opblomstringerne i de kystnære farvande var domineret af kiselalger og den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum*. Det er arter, der tidligere er optrådt i masseforekomster i næringsbelastede områder. Næsten alle de giftige og potentielt giftige alger forekom i de kystnære farvande, men ikke i voldsomme koncentrationer i 1990.
- Eutrofiering* For at vurdere eutrofieringens betydning for fytoplanktonets sammensætning og biomasse kræves der meget grundige undersøgelser over en lang årrække. Amternes prøvetagningsprogram er derfor af stor betydning i vurderingen af vandmiljøplanens effekt.
- N og P* Eutrofieringen tilfører havområderne store mængder kulstof og næringssalte (N og P), der forøger algevæksten og dermed kulstoffikseringen. Uanset hvilken biologisk måde det tilførte eller fikserede kulstof omsættes på, vil det kræve et iltforbrug under den bakterielle nedbrydning.
- Populations-svingninger* Næringssaltbelastning af marine områder forlænger forårsopblomstringen, øger nanoplanktonbiomassen, fremmer forekomsten af masseopblomstringer og skaber ubalance i systemet, hvilket bevirker store populationssvingninger. Denne tendens har været tydelig i de sidste 10 år, og 1990 sæsonen adskiller sig ikke fra de øvrige år.



## 6. Iltforhold

Udviklingen i iltforholdene i de danske marine områder i perioden 1982-89 er beskrevet i sidste års vandmiljørapport (Ærtebjerg et al., 1990). I det følgende beskrives iltforholdene i 1990 relateret til hydrografi og belastningsforhold, og iltforholdene sammenlignes med tidligere år.

### Datagrundlag

I figur 6.1 gives et samlet billede af udbredelsen af iltsvind i 1990. Figuren bygger på målinger foretaget af amterne, Danmarks Miljøundersøgelser, Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, Havforskningsinstituttet i Norge og Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut. I det følgende er iltsvind defineret ved iltkoncentrationer lig med 4 mg/l eller lavere, og kraftigt iltsvind ved iltkoncentrationer lig med 2 mg/l eller lavere.

### 6.1 De kystnære områder.

#### Vestkysten

Ved den jyske Vestkyst blev der ikke målt iltsvind i 1990, bortset fra i den sydlige del af

#### Limfjorden

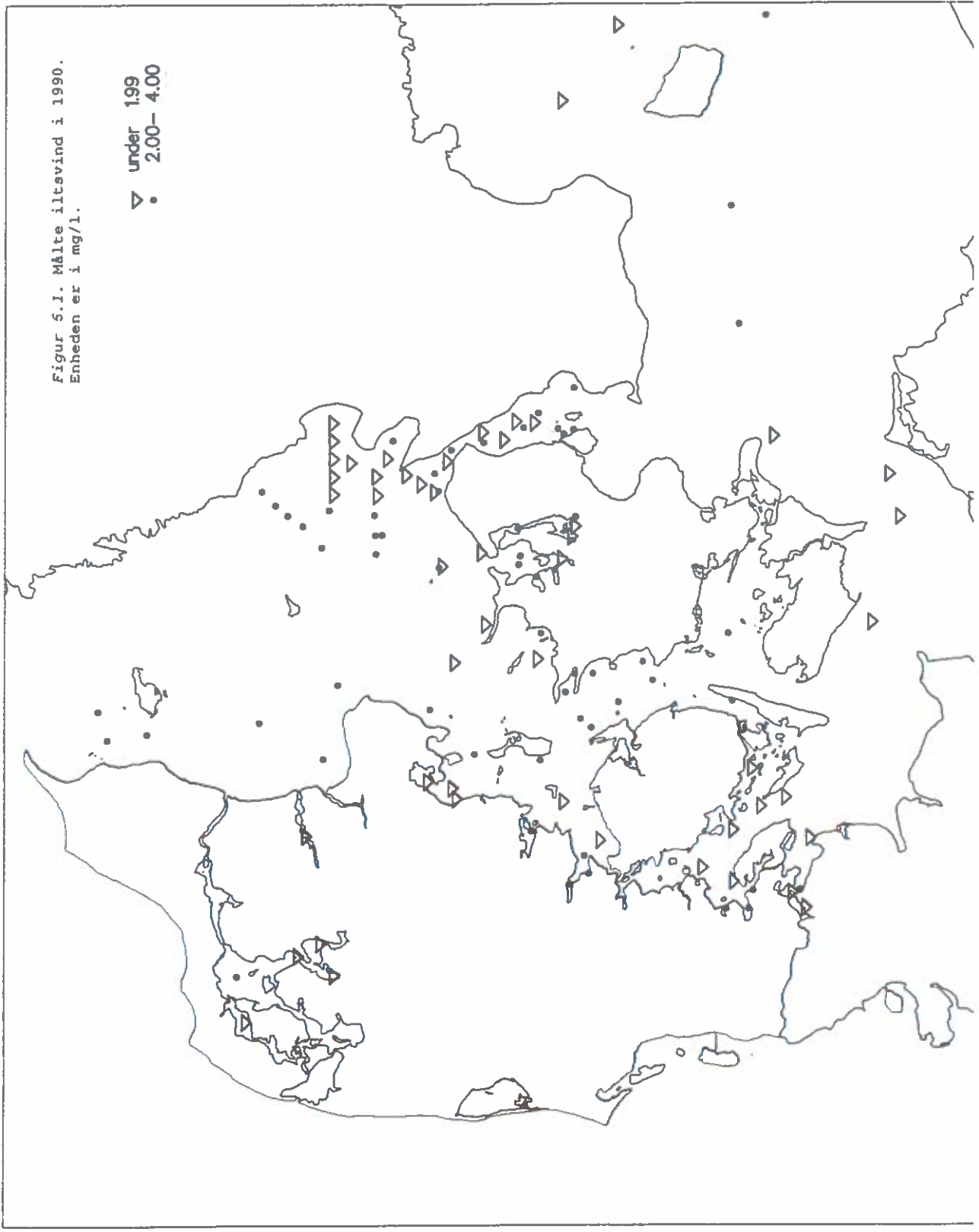
Ringkøbing Fjord. Dette svarer til tidligere år. I Limfjorden blev der som tidligere registreret iltsvind flere steder, men der var dog tale om en forbedring af iltforholdene i 1989-90 i forhold til perioden 1982-1988, især i forhold til 1988 der var det værste år i perioden. F.eks. blev der i 1989 og 1990 ikke registreret bunddyrdød, da iltsvindene havde en mindre udbredelse og var af kortere varighed. Forbedringerne skyldtes mindre sommerafstrømning og punktkildebelastning, samt større indstrømning af Nordsøvand. I områder med tæt bundvegetation af plys- og trådalger, f.eks. ved Nibe og Halkær, var der formodentlig en stor døgnvariation i iltindholdet, fordi algerne producerede meget ilt om dagen og brugte en del ilt om natten.

#### Nordvestlige Kattegat

I den nordvestlige del af Kattegat blev der målt lave men ikke kritiske iltkoncentrationer i september 1990. I perioden 1985-1989 blev der også kun observeret enkeltstående tilfælde af kritiske iltkoncentrationer i dette område. En statistisk bearbejdning af data fra perioden 1985-90, foretaget af Nordjyllands amt, viste ingen signifikante tidsmæssige ændringer i iltindholdet. I Hevring Bugt måles der hver sensommer-efterår, når temperaturen i den lavvandede bugt er høj, lave iltkoncentrationer (2-5 mg/l). I 1990 blev der også målt lave iltkoncentrationer om efteråret; men i perioden juli-september blev der målt relativt høje iltkoncentrationer. Dette skyldtes en masseforekomst af furealgen *Gyrodinium*

Figur 5.1. Målte iltsvind i 1990.  
Enheden er i mg/l.

▽ under 1,99  
• 2,00– 4,00



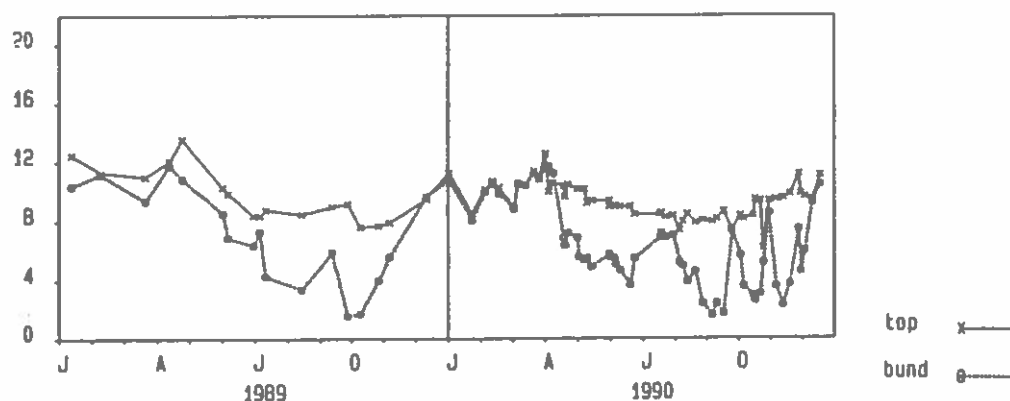
aureolum, som producerede ilt om dagen. Da algerne bruger en del ilt om natten, må der også her have været en stor døgnvariation i iltindholdet. I Randers Fjord blev der ikke målt iltsvind i yderfjorden i 1990. Der blev ikke foretaget målinger i inderfjorden, hvor der kan forekomme periodiske iltsvind på lavere vand. Inderfjorden var således iltfri i en periode i 1983. I Mariager Fjord var der gode iltforhold frem til september, hvorefter udstrækningen af den øvre vandmasse aftog (lagdeling) og iltkoncentrationen ved bunden faldt. I september var halvdelen af inderfjordens bundareal ramt af iltsvind. I den dybeste stillestående vandmasse er der permanent iltsvind, hvilket også var tilfældet i 1990.

#### Randers Fjord

#### Mariager Fjord

#### Århus Bugt

I Århus Bugt og Kalø Vig indtrådte perioden med forårsminimum (4-6 mg/l) lidt senere og varede lidt længere (maj-juni) i 1990 end normalt. I juli var der gode iltforhold; men i august faldt iltkoncentrationen igen og i september målt under 2 mg/l. Lagdeling og iltsvind optrådte periodevis i september-oktober (se figur 6.2). I november-december forbedredes iltforholdene grundet tilførsel af iltrigt bundvand fra Skagerrak/Nordsøen. Den 20.-21. september blev der fundet døde fisk på strækningen Århus-Norsminde. Årsagen var formodentlig, at en storm pressede iltfattigt bundvand fra de dybere dele af bugten helt ind til kysten; men fiskedøden kan også have været forårsaget af den før omtalte masseforekomst af den giftige alge *Gyrodinium aureolum*. Den 8. oktober blev der fundet døde muslinger (*Abra alba*) i den vestlige del af Århus Bugt.



Figur 6.2. Iltkoncentration på station i Århus bugt (mg/l) ved overflade (1 m dybde) og bund 1989-90. (Århus amt).

#### Nordsjælland

Ved Nordsjællands kyst var der ret gode iltforhold i 1990 indtil oktober, hvor forholdene forringedes på de større dybder. Ved Gilleleje målt i oktober mindre end 4 mg/l, ved Hundested under 2 mg/l. I denne periode lå der et springlag i 10 m dybde, og iltsvindet på de dybe kystnære stationer var sammenfaldende med et tilsvarende iltsvind i

det øvrige sydlige Kattegat. Iltforholdene i 1990 svarede til forholdene i 1989, bortset fra at iltsvindene i 1989 indtraf i september. I 1988 var iltsvindet større både i udbredelse og varighed.

#### *Isefjord og Roskilde Fjord*

I Isefjord og Roskilde Fjord er iltforholdene som regel gode, fordi vandmasserne i disse lavvandede fjorde hele tiden opblandes. I Isefjord målt iltsvind i november 1990 på det dybdeste sted, forårsaget af indtrængende saltvand fra Kattegat. I Roskilde fjord målt lave iltspændinger i juli i den sydligste del af fjorden, men perioden med iltsvind var her kortere end i tidlige år. I området nord for Sjællands Odde blev der i 1990 målt iltsvind i juni og i perioden september-november. I oktober-november målt under 2 mg/l. I Sejerø Bugt målt iltsvind i april-juni og august-november, lavest i september-oktober (mindre end 2 mg/l). I Kalundborg inderfjord og Jammerlandsbugten blev der målt iltsvind i november. I modsætning til perioden 1986-1989 blev der i 1990 ikke observeret iltsvind ved Korsør.

#### *Vestsjælland*

Der er observeret iltsvind ved Vestsjællands kyster siden slutningen af 1970'erne; men kun fra august måned. I de senere år er der observeret iltsvind allerede fra april måned. Iltforholdene ved Vestsjælland er forringet p.g.a. tiltagende iltsvind i det sydlige Kattegat, da fornyelsen af bundvandet om sommeren primært sker ved indstrømning af salt bundvand fra Kattegat. Iltsvind observeres derfor normalt på dybder større end 10-12 m. I maj 1990 observeredes en anden effekt, idet en indstrømning af tungt iltrigt Kattegatvand til Sejerø Bugt forårsagede, at det iltfattige bundvand i bugten blev presset højere op i vandsøjlen. Iltforholdene ved Vestsjælland i perioden 1986-1990 er vist i figur 6.3.

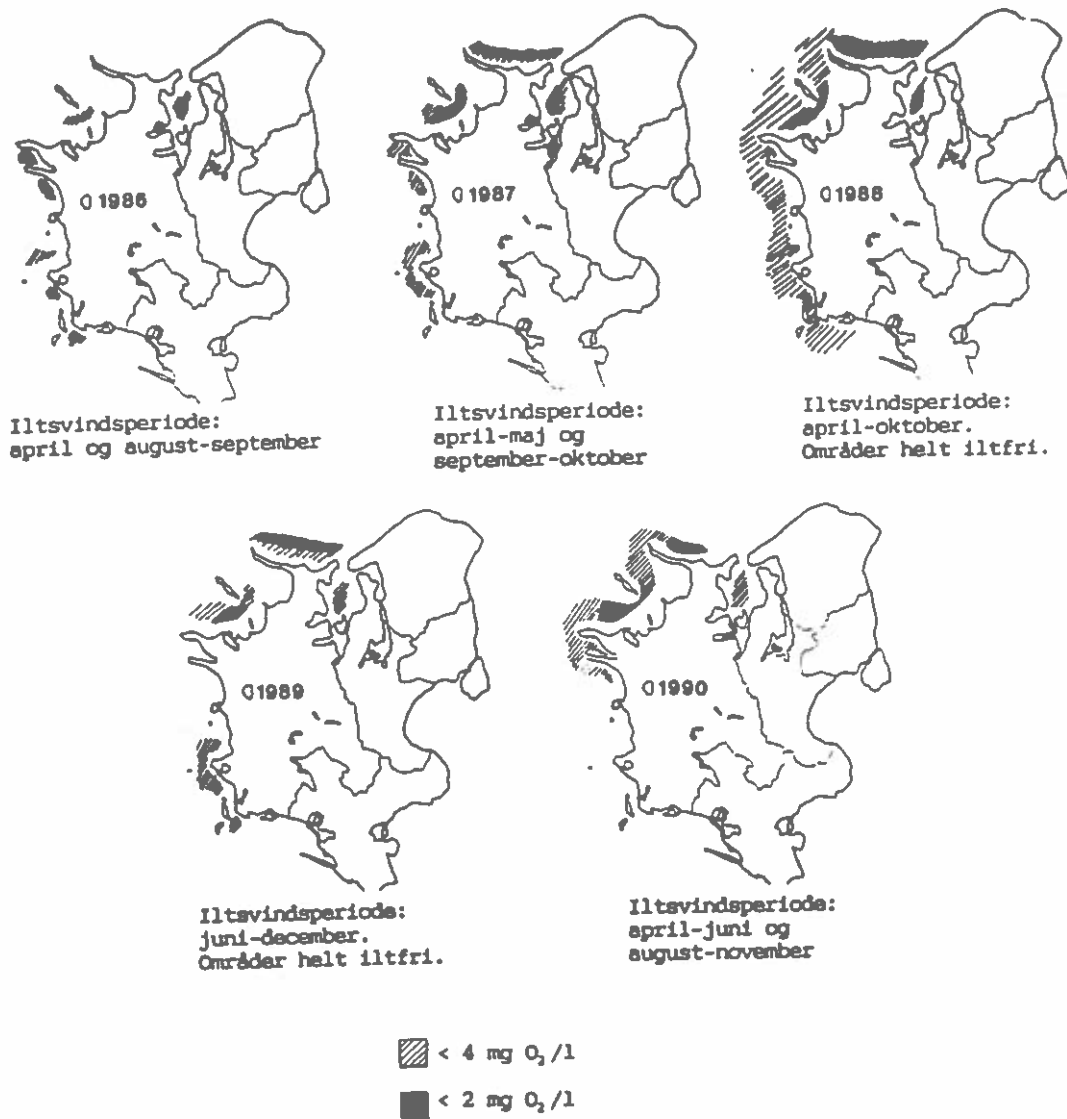
#### *Farvandet omkring Fyn*

Omkring Fyn blev der i juli 1990 målt iltkoncentrationer på under 4 mg/l under springlaget i det nordlige Lillebælt og i farvandet nord for Fyn (fra 14-16 m dybde), i Sydlige Lillebælt (fra 16-18 m dybde), Ringgård-bassinet (fra 10-13 m) og Erøbassinet (fra 18 m). I Erøbassinet målt under 2 mg/l fra 22 m dybde. I Vejle Fjord målt ikke iltsvind i juli, fordi bundvandet i denne måned blev udskiftet mindst 2 gange. I august var der ikke længere iltsvind nord for Fyn og i det nordlige Lillebælt. Der var dog nu iltsvind i den yderste del af Vejle Fjord, grundet et kraftigt iltforbrug ved bunden i den periode. I dele af det sydlige Lillebælt var iltkoncentrationen faldet yderligere til under 2mg/l. I september var alle farvandsafsnit omkring Fyn ramt af iltsvind. Værst ramt var farvandet nord for Fyn, det sydlige Lillebælt og nord og syd for Als (under 2 mg/l se figur 6.4). I oktober forbedredes iltforholdene de fleste steder, der var dog stadig iltsvind i det sydlige Lillebælt, og ved bunden i den mellemste

del af Lillebælt med dybder over 25 m var der iltfrit. Iltsvindet på dybder over 26 m i Storebælt, som startede i september, holdt sig også helt til slutningen af november, hvor der så skete en omrøring af vandet.

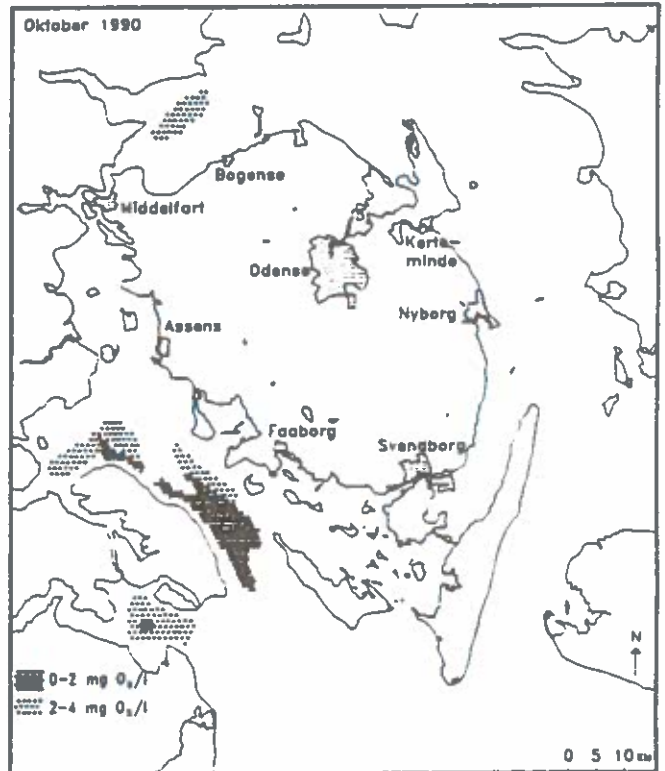
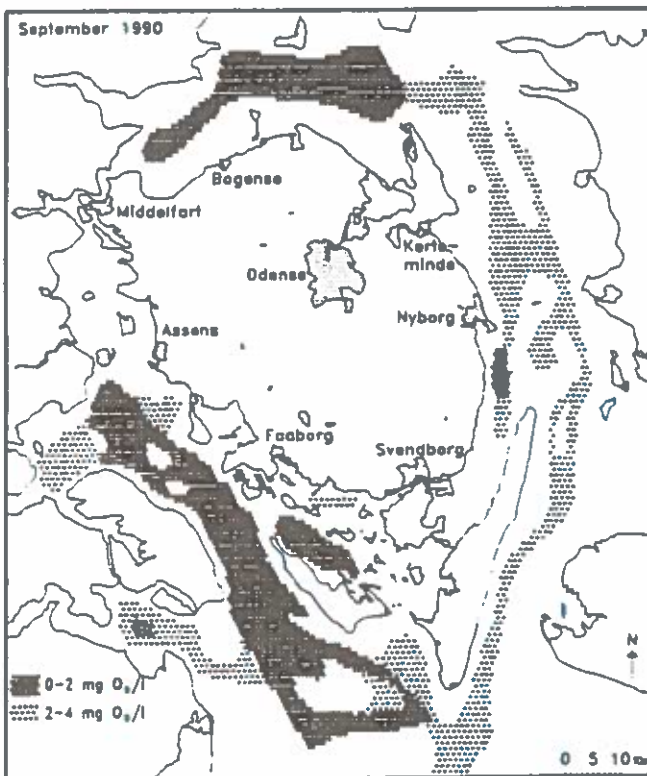
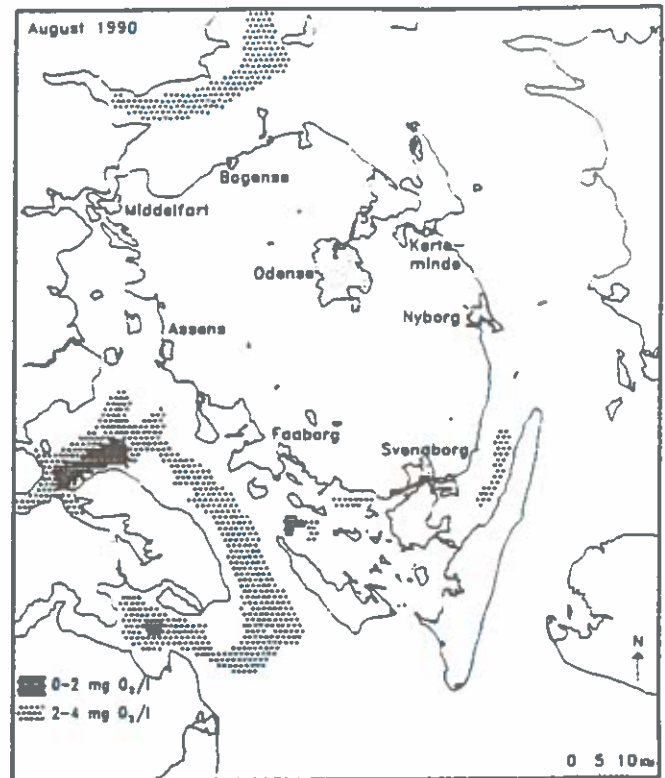
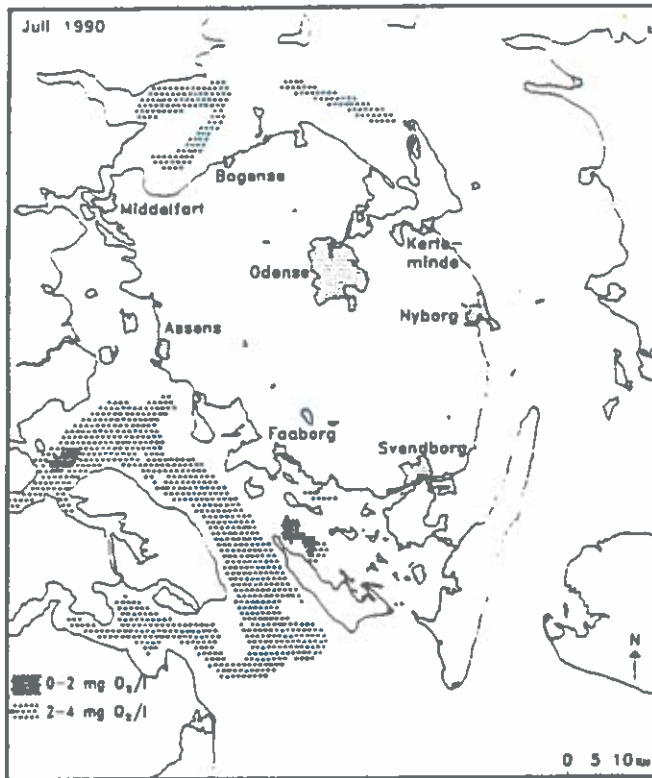
Sønderjyske  
fjorde

M.h.t. de sønderjyske fjorde startede iltsvindet allerede i maj i Flensborg Fjords inderste del (under 2 mg/l). I den øvrige del af fjorden målt 2-4 mg/l i perioden juli-oktober. Iltsvindet ophørte sidst i oktober. I Åbenrå Fjord varede iltsvindet i mindst 4 måneder fra midt i juni til midt i oktober. I Haderslev Fjord blev der derimod ikke målt iltsvind, det er der ikke gjort siden september 1988.



Figur 6.3. Områder ved Vestsjælland med iltsvind i perioden 1986-90. (Vestsjællands amt).





Figur 6.4. Udbredelsen af iltsvind omkring Fyn i perioden juli-oktober 1990. (Lillebæltsamarbejdet)

I forhold til 1988-1989 startede iltsvindsperioden i 1990 senere end normalt i farvandet omkring Fyn (juli mod normalt juni). Til gengæld var området med kraftigt iltsvind i september 1990 større end tidligere. Iltsvindet var af kortere varighed end i 1988-89, undtagen i det sydlige Lillebælt. Her var der i hele perioden juni-september et kraftigt springlag i 16-20 m dybde med saltholdighed på 25-30 o/oo under springlaget. Det er muligt at det salte bundvand har haft et lavt iltindhold allerede ved indstrømningen.

#### *Smålandsfarvandet*

I Smålandsfarvandet blev der registreret iltsvind (2,7 mg/l) ved bunden i september 1990. Her er der målt iltsvind i de sidste 4-5 år. I Karrebæksminde Bugt blev der i november kortvarigt målt under 4 mg/l ved bunden, i forbindelse med et usædvanligt springlag.

#### *Fehmarn Bælt*

I Fehmarn Bælt er der et veludviklet springlag det meste af året og meget dårlige iltforhold ved bunden. I 1990 blev de laveste iltkoncentrationer målt i august/september, hvor der var indbrud af saltvand med ekstremt lavt iltindhold (ned til 0,1 mg/l). I Hjelm Bugt ved Møn måles lavt iltindhold ved bunden stort set hvert år. Bundvandet ligger her i en dyb lomme, og fornyes kun ved kraftig blæst og stærk strøm. I 1990 måltes ned til 1,3 mg/l i august/september. I lavvandede områder med kraftig vækst af løstliggende algemætter, f.eks. Stege Bugt, Ulvsund og Præstø Fjord, ses om sommeren tegn på iltsvind ved algemætterne og på bunden under disse.

#### *Hjelm Bugt*

#### *Lavvandede områder*

#### *Øresund*

I det nordlige Øresund skete der i 1990 et fald i iltkoncentrationen på de dybere liggende stationer fra juni til midt i oktober, hvor der var et stabilt springlag i området. Iltkoncentrationen nåede ned på 1,1-2,3 mg/l. Der blev ikke målt iltsvind på de lavvandede stationer i Nivå Bugt. Ved København blev der målt længerevarende iltsvind i de områder, som lå under det permanente springlag. I juli-august og oktober-november måltes under 4 mg/l, i oktober endda under 2 mg/l i det nordøstlige område. Iltsvindet ved København var betinget af indtrængen af iltfattigt salt bundvand. I Køge Bugt blev der ikke målt iltsvind i 1990. Iltforholdene i den nordlige del af Øresund ser ud til at være lidt forværrede i både 1989 og 1990, idet iltsvindene varede længere og med lavere iltkoncentration end tidligere.

## **6.2 De åbne farvande.**

#### *Iltsvindsperioder*

I tabel 6.1 vises en oversigt over iltsvindsperioderne i de indre åbne danske farvande i 1990.

Tabel 6.1. Oversigt over iltsvind i de åbne farvande 1990.

Havområde	Min. ilt-konc. mg/l	Tidspunkt	Varighed md.
Ålborg Bugt	3,6	primo maj	ca. 0,5
Kattegat N	3,7	juli-aug.	ca. 1
Kattegat Ø	3,0	september	ca. 1
Kattegat S	2,4	aug.-nov.	< 4
Øresund	1,0	aug.-nov.	ca. 4
Århus Bugt	3,4	sep.-nov.	< 3
Storebælt N	2,1	aug/sep-nov.	ca. 3
Fehmarn Bælt	1,1-1,7	juli-aug.	< 2
Arkona Havet	3,0	august	< 1

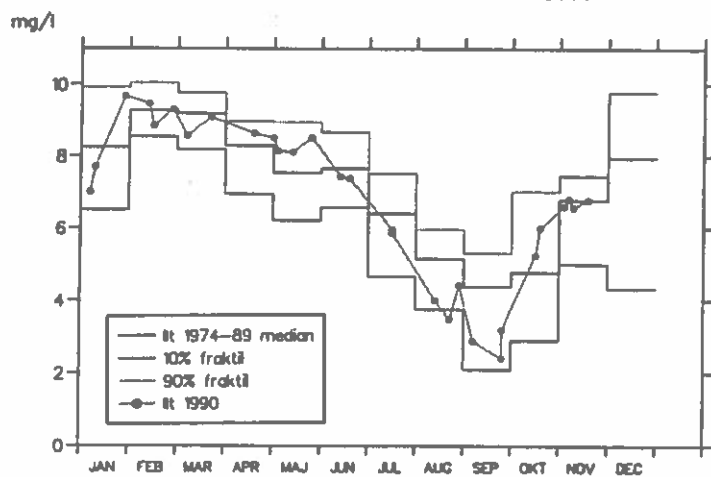
#### Beskrivelser af iltsvind

I de åbne indre danske farvande sås iltsvind i 1990 i Ålborg Bugt omkring 1. maj. I juni var iltindholdet de fleste steder lavt for årstiden og nåede på en enkelt station i Øresund ned på 4 mg/l. I juli var iltforholdene de fleste steder forbedret, undtagen i Øresund, hvor de var uforandret, og i Fehmarn Bælt, hvor der målttes ned til 3,4 mg/l. I august havde iltsvindet i Fehmarn Bælt udviklet sig kraftigt med iltindhold ned til 1,1-1,7 mg/l. Også i Arkona Bassinet, Øresund og hele det sydlige Kattegat fandtes nu under 4 mg/l. I september havde iltsvindet udviklet sig kraftigt i Øresund (min. 1,0 mg/l), det sydlige og østlige Kattegat (min. 2,1-3,0 mg/l), Århus bugt (min. 3,4 mg/l) og det nordlige Storebælt (min. 2,1 mg/l). Derimod var iltsvindet overstået i det sydlige Bælthav og Arkona Bassinet p.g.a. opblanding i Bælthavet og indstrømning af iltrigt vand til Østersøen. I oktober var iltsvindet ophørt i det sydøstlige Kattegat, men uforandret i Øresund, det sydvestlige Kattegat, Århus Bugt og nordlige Storebælt. I november fandtes stadig iltsvind i disse områder, men iltindholdet var hurtigt stigende.

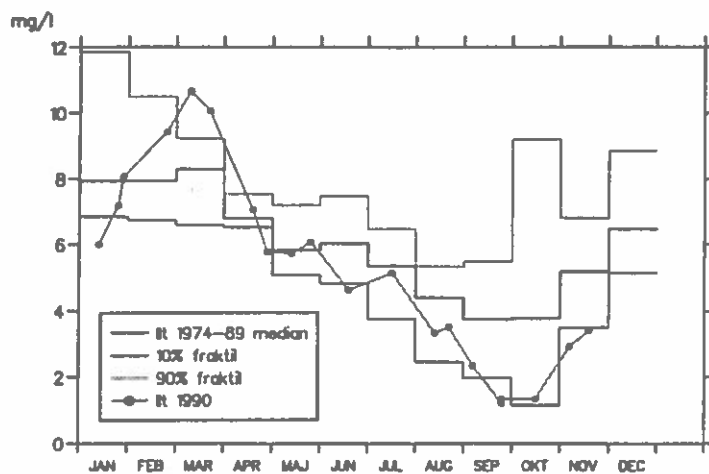
#### Sæsonvariationer i iltindholdet

Udviklingen af iltsvind i 1990 sammenlignet med perioden 1974-89 er vist for nogle udvalgte stationer i figur 6.5. Figuren viser medianværdierne af iltmålingerne i det nedre vandlag (dybde > 30 m) i forhold til tiden i 1990. Samtidigt er vist de tilsvarende medianværdier for perioden 1974-89 med 10% og 90% fraktilerne. På stationen i det sydøstlige Kattegat ses at kurven for 1990 følger mediankurven for 1974-89; men i september-oktober er medianværdierne for 1990 noget lavere end for 1974-89. På stationen i det sydvestlige Kattegat afviger kurven for 1990 en del fra kurven for 1974-89. Igen ses lave medianværdier i september-oktober 1990; men mest markant er den meget lave medianværdi i januar 1990, som dog hurtigt stiger i februar. Fænomenet ses også på de øvrige stationer, og skyldes den meget ringe opblanding og udskiftning af bund-

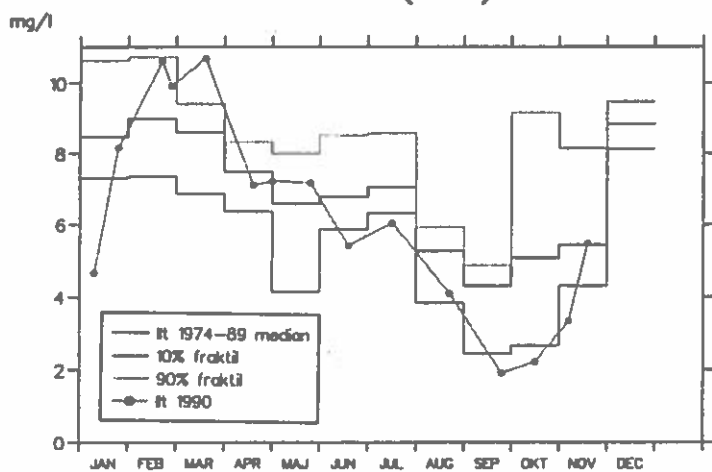
ILT. Station 413 > 30m



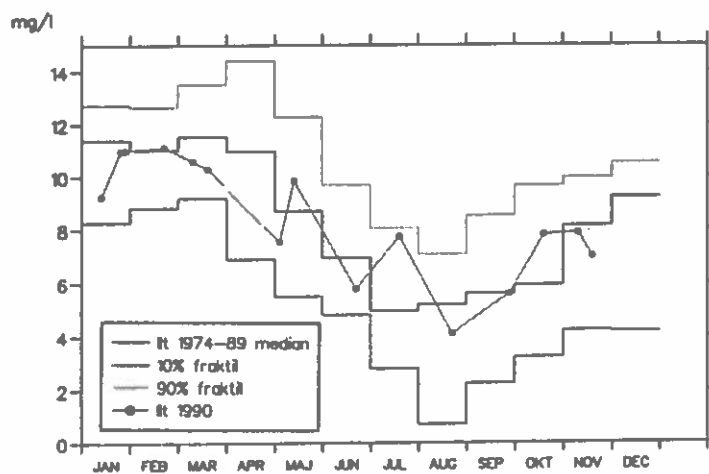
ILT. Station 431 > 30m



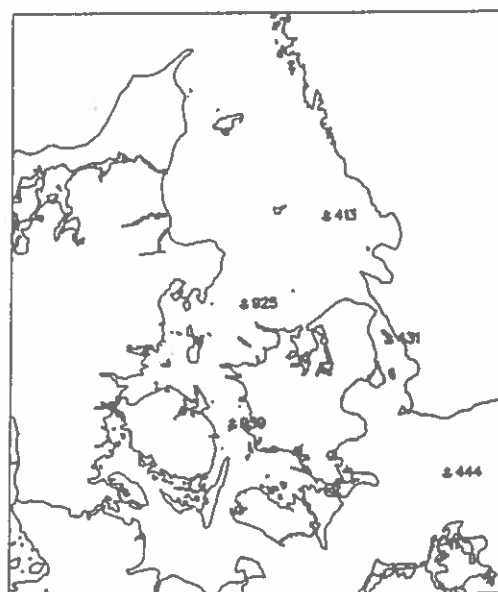
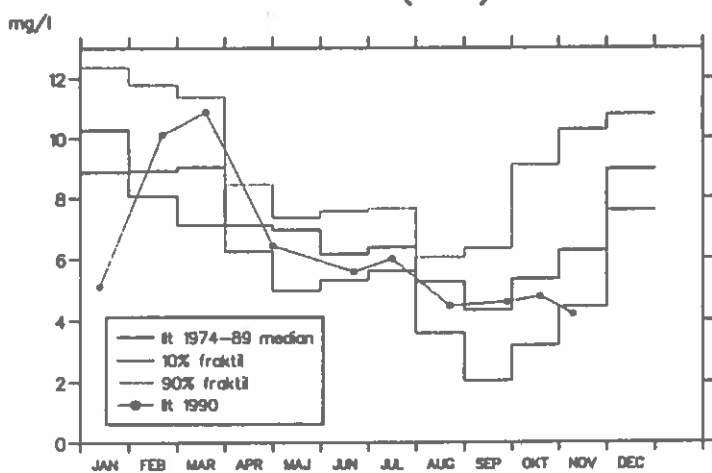
ILT. Station 925(425) > 30 m



ILT. Station 444 > 30 m



ILT. Station 939(439) > 30 m



Figur 6.5. Medianværdier af iltkoncentrationen ved bunden gennem året for nogle udvalgte stationer.

vandet i de indre danske farvande i efteråret 1989 og frem til januar 1990.

Kurverne for stationen i Øresund og for stationen i det sydvestlige Kattegat er meget ens, blot er medianværdierne i Øresund endnu lavere i august-oktober. På stationen i Storebælt følger mediankurven for 1990 stort set mediankurven for 1974-89, bortset fra den før omtalte lave medianværdi i januar. Det samme gælder for stationen i Arkona Bassinet. Her er medianværdien i januar dog ikke speciel lav.

Iltforhold om sommeren/efteråret

På figur 6.6 vises regressionslinierne for udviklingen i medianværdier for ilt om sommeren/efteråret i perioden 1974-90 for de samme stationer som i figur 6.5. De stiplede linier viser 95% konfidensintervallet. Det ses at der er et lille, men signifikant fald i iltkoncentrationen på de viste stationer, bortset fra stationen i Arkona Havet (nr. 444). Det ses også, at medianværdierne for ilt på de enkelte stationer varierer meget fra år til år. Dette skyldes at iltforholdene de enkelte år i høj grad bestemmes af næringsstofbelastningen og hydrografien de pågældende år (Sehested Hansen et al., 1990b). I år med stor næringsstofbelastning og/eller ringe vandudskiftning måles de laveste iltkoncentrationer. Næringsstofbelastningen fra land steg meget fra slutningen af 1960'erne til begyndelsen af 1980'erne, og har siden været nogenlunde konstant, således at næringsstofbelastningen af de marine områder varierer med afstrømningsforholdene de enkelte år (Ertebjerg et al., 1990).

Afhængighed af hydrografi og næringsstofbelastning

### 6.3 Konklusion.

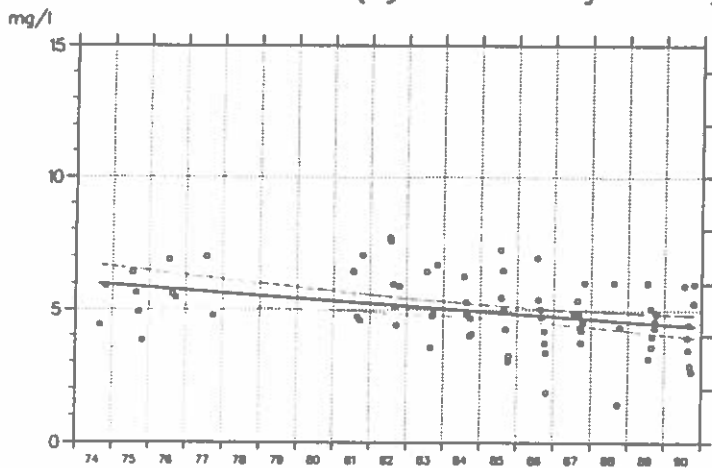
Udvikling i iltforholdene

Som det fremgår af ovenstående, er udviklingen i iltforholdene i særligt de kystnære områder forskellig fra område til område; men iltforholdene i de indre danske farvande er generelt blevet forværret i perioden 1974-90. Der er ikke tidligere målt så lave iltkoncentrationer i de åbne farvande i januar måned som i 1990; men som nævnt skyldes det de specielle hydrografiske forhold i efteråret 1989. Ser man på perioden 1986-89, er det vanskeligt at vurdere, om iltforholdene i 1990 viser en forbedring eller en forværring i forhold til denne periode. I de åbne farvande er iltforholdene generelt ikke blevet hverken forbedret eller forringet i perioden.

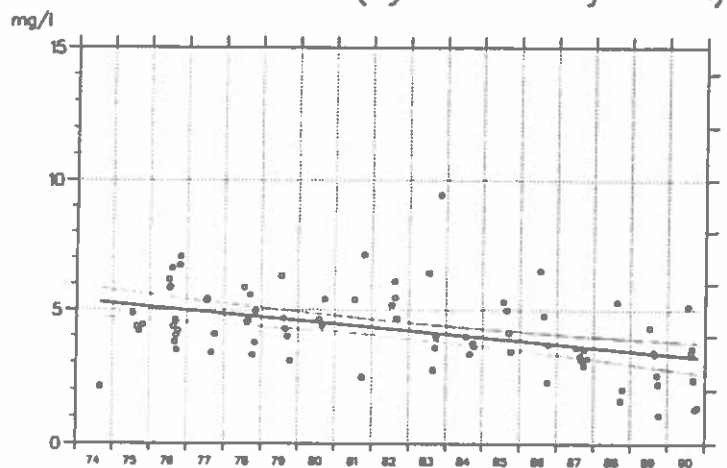
Iltforholdene i 1990

Generelt kan man sige, at iltforholdene i 1990 svarede til forholdene i 1989 m.h.t. omfang og udbredelse af iltsvind; men med en tendens til kortere varighed i 1990. Desuden startede og sluttede iltsvindene flere steder næsten en måned senere i 1990 i forhold til 1989. Iltforholdene i 1989-90 var generelt bedre end i 1988 og på linie med perioden 1986-87. I forhold til perioden 1986-

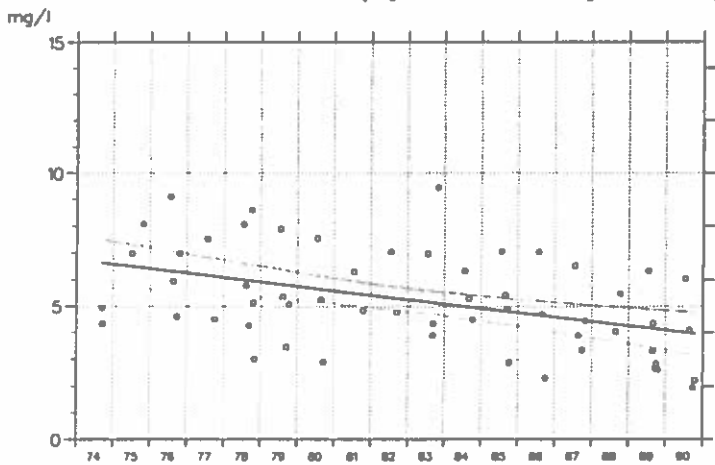
ILT Station 413 (dybde>30m juli-okt)



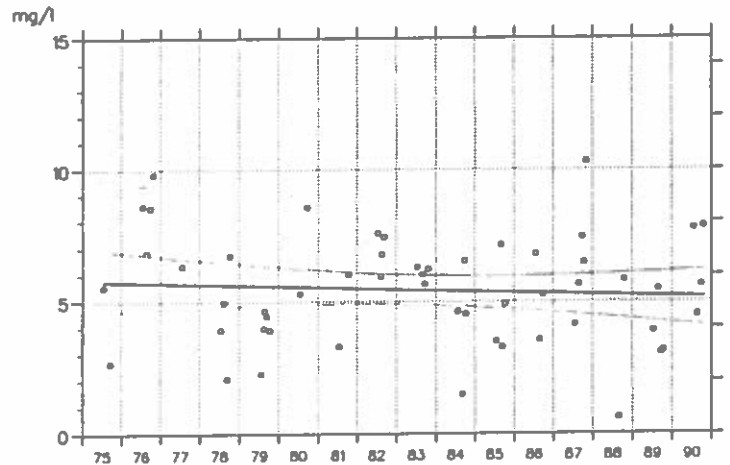
ILT Station 431 (dybde>30m juli-okt)



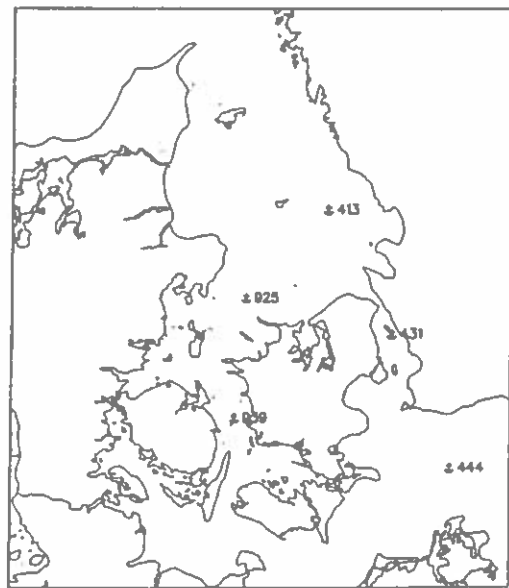
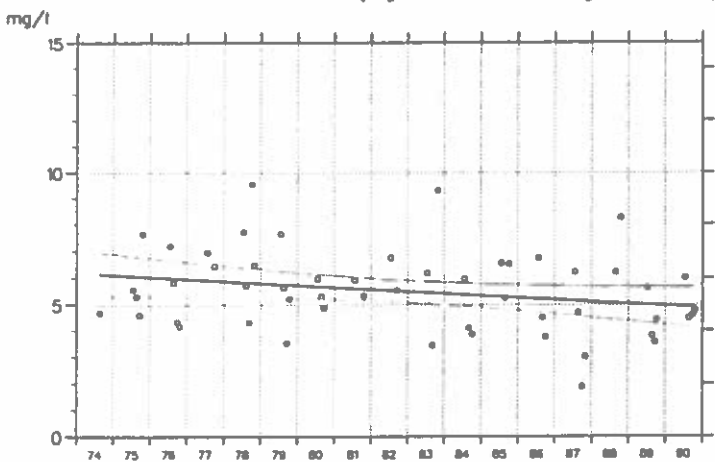
ILT Station 925 (dybde>30m juli-okt)



ILT Station 444 (dybde>30m juli-okt)



ILT Station 939 (dybde>30m juli-okt)



Figur 6.6. Udvikling gennem årene 1974-90 af medianværdier af iltkoncentrationen i bundvandet i juli-okt for nogle udvalgte stationer. Der ses beregnede regressionslinier med 95% konfidensintervaller.

89 var der i 1990 forbedringer i dele af Limfjorden, i det sydlige Storebælt, og i den vestlige Østersø. Til gengæld er iltforholdene i den nordlige del af Øresund og det nordlige Lillebælt forværret i 1989-90 i forhold til tidligere.

## 7. Bundfauna

### Indledning

Dette afsnit bygger primært på afrapporteringer fra amterne vedrørende overvågningsdata fra 1990, men i enkelte tilfælde også overvågningsdata fra 1989. Disse seneste resultater vil blive relateret til eventuelle tidligere prøvetagninger og til de aktuelle eutrofieringsforhold. I den forbindelse bør det fremhæves at vurderinger af udviklingstendenser i bundfaunasammensætningen er vanskelig udfra et enkelt år uanset hvor lang en tidsserie man har. Der vil derfor blive fokuseret på specielle hændelser som f.eks. bundfaunadød og markante afvigelser fra hidtidige udviklingstendenser i lange tidsserier. En summarisk status for de mere langsigtede udviklingstendenser for bundfaunaen i de enkelte farvandsområder vil indledningsvis blive præsenteret fulgt af en vurdering af de seneste års resultater i forhold til disse udviklingstendenser. Dækningen af de enkelte farvande er som det vil fremgå meget uensartet ligesom længden af de foreliggende tidsserier. I nogle tilfælde vil det således ikke være muligt at relatere de sidste års resultater til tidligere undersøgelser. En mere detaljeret vurdering af bundfaunaens status vil blive foretaget i forbindelse med afrapporteringen i 1993, og derefter hvert 3. år.

### 7.1 Status for de kystnære farvande

#### De kystnære dele af Skagerrak og Nordsøen

Monitering på vadehavstransekter i Ho Bugt og omkring Rømø siden 1980 viser en øgende biomasse på alle transekter med de højeste niveauer i Ho Bugt. Den øgende biomasse er fortolket som et resultat af en øget belastning med næringssalte og er i øvrigt sammenfaldende med de ændringer som observeres i det Hollandske Vadehav, hvor den stigende biomasse er samtidig med en øgende koncentration af næringssalte (Beukema & Cadeé, 1986). Det er dog vanskeligt at konkludere noget udfra det sidste års resultater da variationen omkring den langsigtede udviklingstendens er stor. Individtætheden udviser en stigende tendens i Ho bugt, mens tendensen på stationerne omkring Rømø er faldende. Årsagen til denne regionale forskel er uvis.

Kystnære stationer ved Blokhuis udviser ikke de store forskelle mellem 1989 og 1990, dog synes der at være en markant øgning i biomassen på stationen på 10 m's dybde. Skiveren synes at vise et forsat fald i både arts- og individantal. Årsagen til dette fald er ukendt.

#### Limfjorden

En foreløbig vurdering af bundfaunaprøvetagningen i Limfjorden for 1990 viser en lavere individtæthed i december 1990 sammenlignet med december 1989, men variationen kan ikke betragtes som udenfor de forventede naturlige svingninger i faunaen.



Den forbedring af vandkvaliteten som er omtalt i de foregående kapitler har allerede resulteret i en kolonisering af områder, som i 1988 blev ramt hårdt af iltsvind. Reduktionen i belastningen er til stor del betinget af nedbørsmængden, men det er interessant at en reduceret belastning får effekter så hurtigt i form af rekolonisering af "døde områder".

#### Vestjyske Fjorde

Bundfaunaen i Ringkjøbing og Nissum fjorde er domineret af arter som er eutrofieringstolerante, men arterne er samtidigt naturligt forekommende i brakvandsområder. Nissum Fjord synes at være mest domineret af disse eutrofieringstolerante arter hvilket er i overensstemmelse med en højere belastning i dette system. Der er ikke registreret nogle væsentlige forskelle imellem undersøgelserne i 1989 og 1990.

#### Kystnære dele af Kattegat

Sammenstemmende med de åbne dele af det nordlige Kattegat kan man ved Fornæs observere en stigende biomasse, hvorimod dataserier fra kystnære områder ved Nordjyllands østkyst og Sjællands nordkyst er af for kort en varighed til at vurdere en evt. trend. Data fra Hevring Bugt fra 1990 synes at vise en markant forskel i forhold til 1989 med hensyn til individtætheden. Individtætheden er generelt lavere i 1990, men betragtes som indenfor de naturlige variationer som man kan forvente på lave dybder. Endvidere er det ikke muligt at registrere nogen større effekt af det omfattende iltsvind i 1988. Videoovervågning kombineret med bundprøver foretaget af Skov- og Naturstyrelsen i april 1990 viste en omfattende bunddyrsdød på 12-22 m vand nord for Anholt. Bunden var sort og pletvis dækket af et lag af svovlbakterier ("liglagen"). Observationer af døde torsk ved Djurslands østkyst i september 1990 er måske forårsaget af et iltsvind i denne periode, men en masseopblomstring af *Gyrodinium aureolum* kan ligeledes være årsagen til denne mortalitet.

#### Århus Bugt og Kalø Vig

Bundfaunamoniteringen fra Århus Bugt og Kalø Vig i 1990 er afrapporteret til og med 1988 og vil blive afrapporteret igen i 1993. Årlige prøvetagninger siden 1981 udviser ingen generel udvikling i bundfaunasammensætningen, men den eksisterende fauna er præget af arter som er meget tolerante over for dårlige iltforhold. Der er rapporteret om døde *Abra alba* i oktober 1990 på en række stationer i den vestlige del af Århus Bugt, som har været udsat for iltsvind. Endvidere er der observeret døde fisk på en strækning fra Århus til Norsminde Fjord i september 1990. Årsagen til denne fiskedød er formentlig, at en storm i perioden har presset det iltfattige bundvand fra de dybere dele af bugten ind mod kysten.

#### Randers Fjord

En detaljeret undersøgelse af bundfaunaen i Randers Fjord i 1990 konkluderer, at fjorden er påvirket af eutrofiering, men en sammenligning med tilstanden ved en undersøgelse i 1974 synes at vise at antallet af arter er forøget i flere dele af fjorden. Denne forbedring i forholdene er efter

al sandsynlighed relateret til en reduktion i belastningen fra Randers By. En sammenligning med en undersøgelse i starten af dette århundrede viser dog, at den nutidige fauna er reduceret i forhold til datiden, idet arter som regnes for karakteristiske i forholdsvis ubelastede områder er gået tilbage, mens arter som er knyttet til belastede områder er gået frem.

#### *Horsens Fjord*

Artssammensætningen i Horsens Fjord er ligeledes karakteristisk for områder med høj eutrofieringsgrad, og år med lave arts- og individantal synes at være sammenfaldende med år med lave iltkoncentrationer. Undersøgelser i 1990 viser, at der er sket en markant forøgelse af arts- og individtallet i forhold til året før. Denne forbedring af faunaen kan være en effekt af en forbedret vandkvalitet som følge af en reduceret belastning og bedre iltforhold i 1989, som eventuelt har forbedret bunddyrenes overlevelse. Denne reduktion i belastningen er i hovedsagen betinget af klimatiske forhold.

#### *Vejle Fjord*

Der er i de ydre dele af Vejle Fjord konstateret et reduceret arts- og individantal i perioden 1984-89 sammenlignet med perioden 1972-84. Denne udvikling er tilsyneladende brudt i 1990, idet der er observeret en stigning i både arts- og individantal, og de yderste stationer er nu de arts- og individrige. Som det er tilfældet med Horsens Fjord, er årsagen sandsynligvis en forbedret vandkvalitet forårsaget af reduceret belastning. Der er konstateret højere biomasse og individantal i den sydlige del af fjorden end i den nordlige, hvilket kan være relateret til en højere organisk belastning fra det udstrømmende vand sammenlignet med det indstrømmende.

#### *Kolding Fjord*

Udviklingen i Kolding Fjord har siden 1984 været præget af et stigende arts- og individantal, som formentligt er et resultat af afskæringen af spildevandet fra Kolding. Denne udvikling er fortsat i 1990.

#### *Sønderjyske fjorde*

Bundfaunasammensætningen i Haderslev, Genner, Åbenrå, Als og Flensborg fjorde er ligesom de fleste øvrige østjyske fjorde præget af arter som tolererer en høj grad af eutrofiering. Enkelte områder er endvidere så belastede, at bunden er uden makroskopisk bundfauna. De berørte områder er den indre del af Flensborg Fjord på dybder større end 10 m og Sønderborg bugt på dybder større end 30 m.

#### *Farvandet omkring Fyn*

Lillebæltssamarbejdet har i 1990 udover den normale monitoring gennemført en omfattende undersøgelse på transekter, som blev besøgt i 1986, og på 16 stationer som blev undersøgt i perioden 1910-34. Bundfaunasammensætningen og sedimentkarakteristika er blev brugt til en kvalitativ inddeling i 5 udviklingstrin ved stigende belastning. Stadie I er således det mest upåvirkede, medens stadie V er en total livløs (m.h.t. makrofauna) havbund. En sammenligning med tilstanden i starten af dette

århundrede viser, at i alle områder er der sket en forringelse af bundfaunaen, og at den mest drastiske forandring har fundet sted i det sydlige Lillebælt, hvor flere stationer har ændret sig fra stadie I til stadie IV. Stationer på lavere vand hvor vandudskiftningen er god udviser en stigende biomasse i overensstemmelse med udviklingen i eutrofieringen. Denne store undersøgelse vil blive afrapporteret i løbet af 1992. Med hensyn til den aktuelle tilstand bør det nævnes, at bundfaunaen i det nordlige Lillebælt blev påvirket af et alvorligt iltsvind, og arts- og individantallet var således det laveste, der er registreret siden 1980. I de øvrige områder var faunaen som i de tidligere år fattig.

De øvrige sedimentationsområder omkring Fyn er ligeledes præget af en reduceret, artsfattig bundfauna. En udvikling svarende til den som er observeret i Lillebælt kan genfindes i Ringsgårdsbassinnet og Langelandssund. Der er ikke observeret afgørende forskelle mellem undersøgelserne i 1990 og i perioden 1984-89, dog var en station i Lyø Krog udsat for en næsten total bunddyrsdød i november 1990 som følge af et 2 måneder langt iltsvind med mindre end 2 mg ilt/l.

#### Øresund

DMU's station syd for Ven er monitoreret en gang årligt siden 1979. Efter en reduktion i biomasse gennem den første del af 80erne til et minimum i 1985-86 har en øgning fundet sted og biomassen var i foråret 1990 ikke væsentlig forskellig fra situationen i starten af 80erne. Et lignende mønster kan findes i individantallet. Tidsserierne fra stationer monitoreret af Københavns og Frederiksborgs amter samt Københavns kommune er for korte til en vurdering af bundfaunaens tilstand. Det samme er tilfældet med Københavns og Roskilde Amts undersøgelser i Køge Bugt.

#### Sjællandske fjorde

Faunaen i Roskilde Fjord og i Isefjorden synes at være påvirket af eutrofiering, men der er ikke påvist nogen effekter på bundfaunaen i 1989-90 som følge af iltsvind.

#### Farvandene omkring Storstrøms amt

Data fra disse farvande synes at antyde effekter af eutrofiering på bundfaunaen i nogle af de dybe områder såsom Fehmarn Bælt, Hjelm Bugt samt en mindre del af Smålandsfarvandet. Bundfaunasammensætningen i 1990 er tilsyneladende ikke væsentlig forskellig fra tilstanden i den foregående periode (1987-89).

## 7.2 Status for de åbne farvande

#### Nordsøen

DMU har fra 1990 oprettet 3 bundfaunastationer i Nordsøen. Disse stationer er sammenfaldende med stationer som Vesttyskland har monitoreret i perioden 1983-1986 (Westernhagen et al., 1987). Desuden er de 2 sydligste stationer monitoreret til og med 1989, men disse data er endnu ikke publiceret. Det bør fremhæves at tætheden af slangestjernen *Amphiura filiformis* på den nordlige station i 1990

er fordoblet i forhold til perioden 1983-1986, og er på niveau med de tætheder som observeres i området på grænsen mellem Skagerrak og Kattegat (Andersin et al., 1990). Den øgede tæthed af denne art er sandsynligvis et resultat af en øget eutrofiering i disse områder. Prøvetagning på stationer ved Dogger Banke som blev undersøgt i 1950'erne viser at biomassen i det område er steget med en faktor på mellem 2.5 og 8 (Kröncke, 1990).

#### Skagerrak

Udviklingen i Skagerrak er omtalt i sidste års afrapportering og skal ikke gennemgås i detaljer her, men det skal fremhæves at den generelle trend er en øget biomasse på en række stationer (Andersin et al., 1990; Josefson, 1990).

Sammenfattende må man konkludere at der ikke er registreret nogen vedvarende forarmning af bundfaunaen i Nordsøen og Skagerrak, men der er i flere områder i de åbne dele af Nordsøen og Skagerrak og endvidere i Vadehavet tegn på en øget biomasse, hvilket kan tolkes som et resultat af en øget eutrofiering. Bundfaunaen var dog lokalt påvirket i forbindelse med årlige iltsvind i perioden 1981-83 (Niermann et al., 1990).

#### Kattegat

Stationer i de åbne dele af det nordlige Kattegat udviser en stigende biomasse, hvorimod stationer syd for Anholt udviser uændret eller en faldende biomasse (Andersin et al., 1990; Ertebjerg et al., 1990). Udviklingen i den nordlige del tolkes som effekten af en øget eutrofiering, medens udviklingen i den sydlige del sandsynligvis er et resultat af de stadigt hyppigere iltsvind i dette område. Denne fortolkning styrkes af et genbesøg udført i 1989 på stationer som er indsamlet i starten af dette århundrede og i 1984 (Josefson & Jensen, 1991). Denne undersøgelse viste et signifikant fald i biomassen sammenlignet med 1984 på stationer hvor iltniveauet var meget lavt i efteråret 1988. Endvidere var gennemsnitsstørrelsen af flere arter signifikant lavere end i 1984, hvilket kan tolkes som en udvikling fra et "modent" stadie domineret af gamle dyr mod et samfund præget af rekolonisering efter iltsvind.

#### Østersøen

Generelt har der været faldende biomasse og artsantal i den centrale del af Arkona Havet gennem de sidste 10 år (Andersin et al., 1990) og på DMU's station i den centrale del af Arkona Havet blev der i 1989 for første gang ikke registreret nogen levende makrofauna. I 1990 blev der kun registreret 3 arter med meget lave individtætheder. Udviklingen er parallel med forøget frekvens af lave iltkoncentrationer i området. I overensstemmelse med dette mønster er faunaen i den mere kystnære Hjelm Bugt meget forarmet p.g.a. årligt forekommende iltsvind.

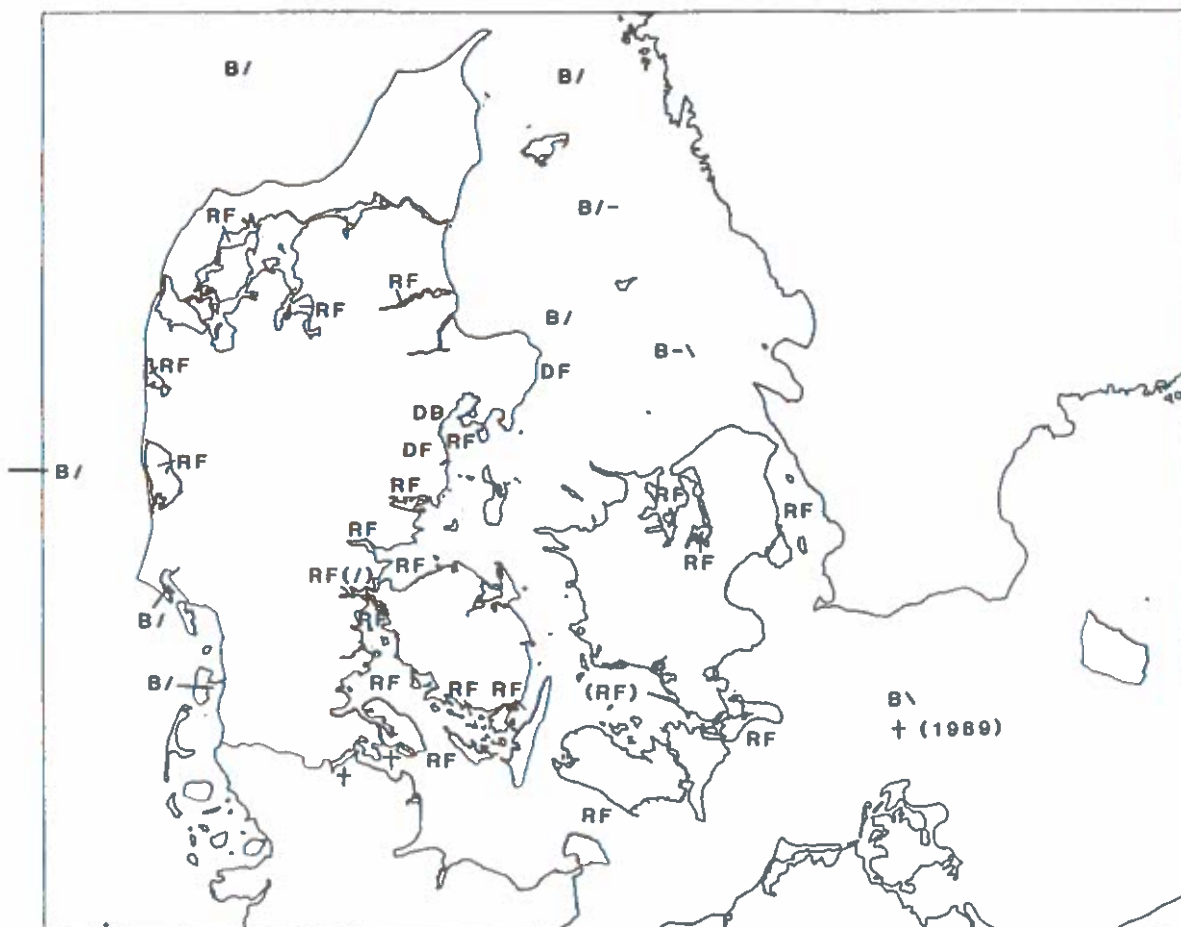


Fig. 7.1. Skematisk fremstilling af udviklingstendenser i bundfaunaens sammensætning og mængde i danske farvandsområder, vurderet ud fra længere tidsserier (> 5år) samt nye besøg på "historiske" stationer. Endvidere er markante hændelser i 1990 (og 1989) såsom forekomst af døde bunddyr og fisk angivet.

UDVIKLINGSTENDENSER IGennem DET SIDSTE ÅRTI:

- B/ : Biomasse stigende
- B/- : Biomasse stigende/uforandret
- B- : Biomasse uforandret/faldende
- RF : Reduceret fauna (i forhold til en historisk/formodet "basistilstand").

1989- og 1990-TILSTAND:

- DF : Døde fisk observeret
- DB : Døde bunddyr observeret
- + : "Død bund" (Havbunden uden makroskopisk liv)

### 7.3 Konklusion

Som tidligere omtalt er det vanskeligt at vurdere eventuelle ændringer i bundfaunaens tilstand udfra det seneste års monitoringsdata, idet den tilfældige og naturlige variation ofte er stor. I enkelte tilfælde er forandringer dog åbenbare i form af bunddyrsdød i områder, som normalt ikke tidligere har været udsatte. Et eksempel på dette er det nordlige Lillebælt som i 1990 var udsat for et for området usædvanligt kraftigt iltsvind. I andre områder har man til gengæld fundet en delvis reetablering af bundfaunaen. Dele af Limfjorden som i en årrække har været præget af kraftige, mere eller mindre årlige iltsvind, bl.a. Lovns Bredning, har således været udsat for en kolonisering af en række bunddyr i 1989. En skematisk oversigt over de regionale udviklingstendenser i bundfaunaen fremgår af Fig. 7.1.

Der er tilsyneladende en stor variation i graden og varigheden af de regionale iltsvind. Generelt er denne variation bestemt af belastningen med næringssalte fra land, men de hydrografiske forhold er af afgørende betydning for hvor kraftig resultatet af denne belastning slår igennem. Sammenfattende må man konkludere at bundfaunaens tilstand i 1990 generelt ikke er væsentligt forskellig fra tilstanden i 1989, men der er som nævnt regionale variationer som for størstedelen er bestemt af de meteorologiske forhold. Der er med andre ord generelt ingen tegn på en forbedring i bundfaunaens tilstand siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen.

Det generelle indtryk af lange tidsserier (5-15 år) er en stigende biomasse i det nordlige Kattegat, Skagerrak, Vadehavet og til dels de kystnære dele af det nordlige Kattegat. Denne forøgelse af biomasse tolkes som et resultat af en stigende eutrofiering i disse områder. Serier fra de indre farvande viser ikke nogen markant udvikling igennem 80'erne, men artssammensætningen og individantallet antyder at faunaen er reduceret og domineret af arter som er tolerante overfor lave iltkoncentrationer. Denne fortolkning støttes af sammenligninger med tilstanden i starten af dette århundrede som er foretaget i Lillebælt og Kattegat.



## 8. Bundvegetation

Vegetationen beskrives regelmæssigt ved recipientundersøgelser

Ved en beskrivelse af miljøtilstanden i et område er vegetationsundersøgelser ofte et meget værdifuldt supplement til de øvrige undersøgelser. Sammensætningen, forekomsten og udbredelsen af planterne afspejler således kvaliteten af det vand, de vokser i, og vegetationsundersøgelserne kan være et vigtigt element i vurderingen af, om målsætningen for et område er opfyldt.

Gennem de seneste tre år er bundvegetationen mere eller mindre systematisk blevet registreret langs en række udvalgte transekter i de fleste amtskommuner. Enkelte områder er registreret kontinuerligt gennem en 7 årig periode (eksempelvis Limfjorden og Lillebælt). Enkelte amtskommuner har valgt en rotationsordning ved tilsynet af vegetationstransekter, således at hver enkelt transekt kun beskrives hvert 3. år.

Ved en vurdering af vegetationsforholdene er det ofte hensigtsmæssigt at inddele de marine områder efter eksponeringsgrad og dybde. Ved denne gennemgang inddeles områderne i henholdsvis åbne eksponerede områder, der ofte har hård eller stenet bund, og lavvandede områder/lukkede fjordområder, der ofte har sandet eller blød bund. Egentlige stenrev bliver ikke behandlet i gennemgangen.

### 8.1 Åbne, eksponerede områder

Substratets beskaffenhed er en vigtig parameter

Ud over tilgængeligheden af lys er substratets beskaffenhed og den fysiske påvirkning fra vandbevægelsen afgørende faktorer for vegetationens udbredelse i eksponerede områder. Mange af de åbne områder er således udsat for kraftig bølgeeksponering, der har stor betydning for vegetationens forekomst. I Fakse Bugt, Hjelm Bugt og den sydlige del af Guldborgsund (Storstrøms amt) medfører bølgeeksponeringen en så kraftig erosion, at der ikke findes fastvoksende vegetation på vanddybder op til ca. 3 m. Selv på dybder op til 8 m kan der i visse områder findes en blotlagt lerbund, hvor vegetation ikke kan vokse. Hvor substratforholdene tillader det, vokser ålegræsset (*Zostera marina*) på dybder over 3 meter. På dybden 3-4 m er ålegræsset ofte overvokset med trådalger på de nævnte lokaliteter.

Omkring Bornholm består havbunden på dybder, hvor der kan findes vegetation, overvejende af klipper, stenblokke eller hårde og ustabile sand-



aflejringer. Vegetationen udgøres derfor hovedsageligt af alger, og i 1990 bestod vegetationen i overvejende grad af trådformede alger, der primært var enårige.

*Vegetationen ændrer karakter ned gennem Kattegat/Lillebælt*

På kysten mellem Horsens Fjord og Fredericia er der fra nord mod syd et markant fald i dybdegrænserne for både makroalger og ålegræs. Ud for Snaptun er dybdegrænserne hhv. 10 og 5,5 m, mens de samme dybdegrænser ved Fredericia er hhv. 5 og 5 m. Samtidig med reduktionen i dybdegrænserne sker der et fald i vegetationens artsdiversitet og i ålegræs-vegetationens skudtæthed jo længere sydpå, man kommer. Forholdene afspejler forringelsen af vandkvaliteten fra nord mod syd.

Siden 1985 er vegetationen også undersøgt ned gennem Lillebælt på stationer, der alle ligger i åbne områder med kraftig vind- og bølgepåvirkninger. Ned gennem bæltet aftager antallet af brunalger, primært på grund af reduktion i saliniteten. På de nordligste transekter udgør brunalgerne 30% af det samlede artsantal, mens de i den sydlige del kun udgør 10%. Antallet af grønalger varierer en del, men der er en svag tendens til, at den sydligst liggende transekt (Pøls Hug, beliggende ud for den sydlige del af Als) har det største antal grønalger. Dybdegrænsen for ålegræs er lavest i den centrale del af Lillebælt (ud for Wedellsborg Hoved), hvor den er ca. 4 m, mens den nord og syd for denne lokalitet er henholdsvis 6,0 m (Endelave) og 6,5 m (Pøls Hug).

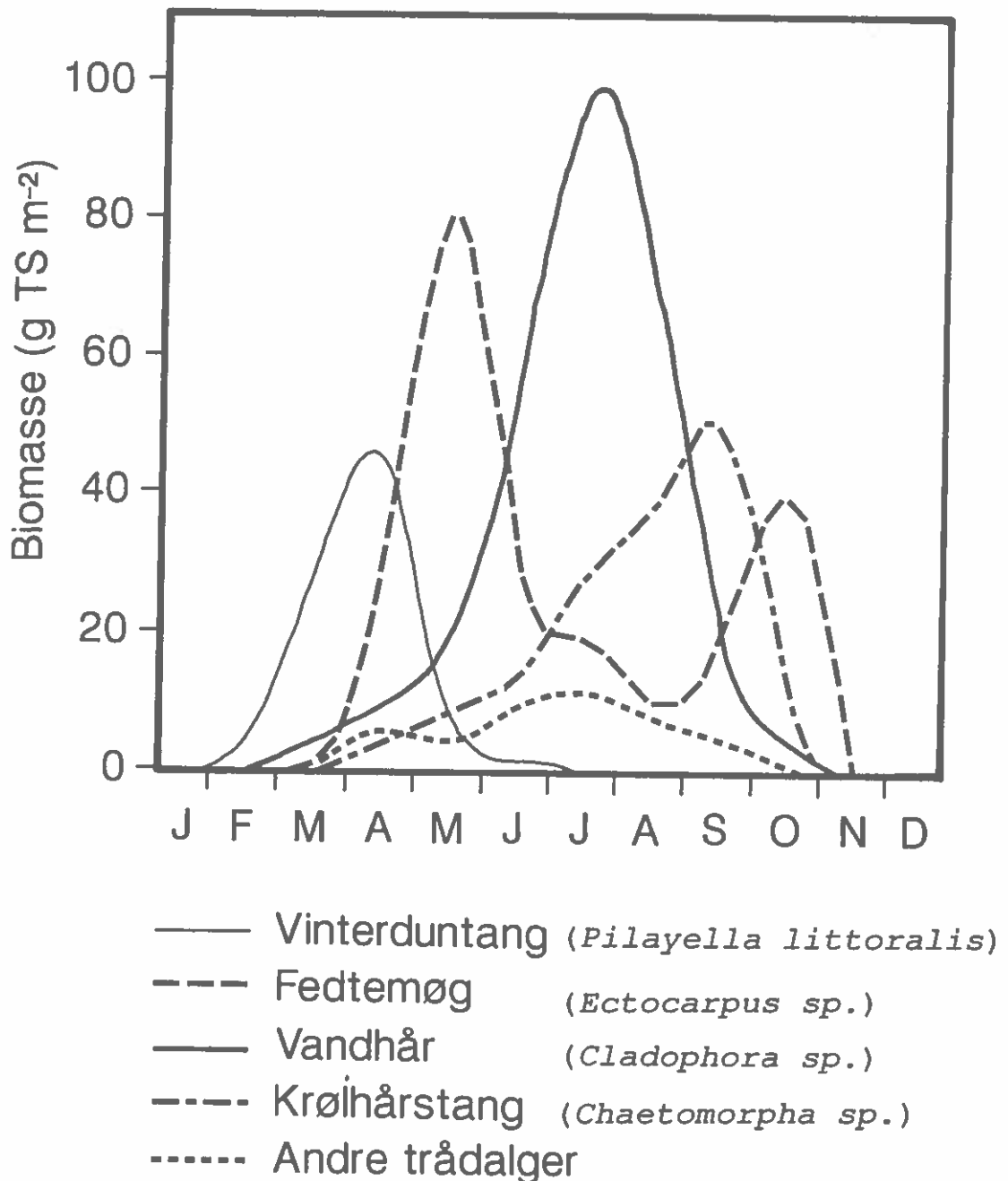
## **8.2 Lavvandede områder/lukkede fjordområder**

*Plantesamfundene skifter ved øget belastning*

Man må forvente, at effekterne af Vandmiljøplanen først og tydeligst vil kunne ses i de kystnære områder, og at eventuelle forbedringer i vandmiljøet hurtigt og sikkert vil kunne spores i vegetationsundersøgelserne i fjordene og de kystnære områder. Som det eksempelvis er tilfældet indenfor vandløbsfaunaen, findes der desværre ikke indenfor den marine vegetation deciderede "indikatorarter", der ved deres tilstedeværelse eller mangel på samme kan markere en bestemt forureningsgrad eller et skift i samme. Der er imidlertid et typisk skift i sammensætningen af plantesamfundene, når man går fra mindre til mere belastede områder.

Ved en øget belastning skifter plantesamfundene fra at være domineret af stabile, flerårige samfund af ålegræs og brunalger til at være domineret af mere ustabile, enårige generationer af rodfæstede planter (havgræs, vandaks) og hurtigt vok-

sende, fritsvømmende trådalger og bladformede alger. Trådalgerne og de bladformede alger opnår meget høje vækstrater i områder med rigelig næringstilgængelighed. Algerne afløser ofte hinanden i løbet af vækstsæsonen, hvor de efter en maksimal vækst efterfølges af kollaps og nedbrydning (Figur 8.1). Ved meget høje belastninger bliver det autotrofe samfund totalt domineret af planktonorganismer, hvis sammensætning og produktion også er stærkt svingende gennem året.



Figur 8.1. Variationer i forekomst og biomasse af trådalgearter i det sydfynske øhav. (Fyns Amt).

Med skiftet til de hurtigtvoksende autotrofe komponenter bliver lysforholdene for de rodfæstede planter dårligere. De forringede lysforhold nedsætter makrofytternes produktion, og deres udbredelse på dybere vand reduceres. Udviklingen er selvforstærkende, da et reduceret dække af rodfæstede makrofytter giver større erosion af bunden og kysterne, mere resuspension, flere partikler i vandfasen og dermed yderligere dårligere lysforhold for de rodfæstede planters vækst.

Koncentrations-  
gradienter af  
næringssalte i de  
danske fjorde

Skiftet i artsdiversitet og udbredelse af de autotrofe komponenter med ændrede næringsstofbelastninger genfindes langs eutrofieringsgradienter i de fleste østjyske fjorde. Den største tilførsel af næringssalte kommer her med det tilstrømmende ferske vand i den indre fjord, og i de fleste fjorde er der en meget markant koncentrationsgradient af næringssalte ud mod fjordmundingen. Generelt stiger både artsdiversiteten samt den horisontale og den vertikale udbredelse af makrofytterne således ud gennem fjordene. I de sønderjyske fjorde er der yderst i fjordene en artsrig vegetation, der kan være på niveau med mere eksponerede lokaliteter i Lillebælt. I de indre dele af fjordene er der kun spredt vegetation på lavt vand med en lav artsdiversitet, og vegetationen er domineret af forureningstolerante, enårige makroalger (eksempelvis arter af *Enteromorpha*).

Sammenhæng mellem  
kvælstofbelastning  
og planternes  
udbredelse

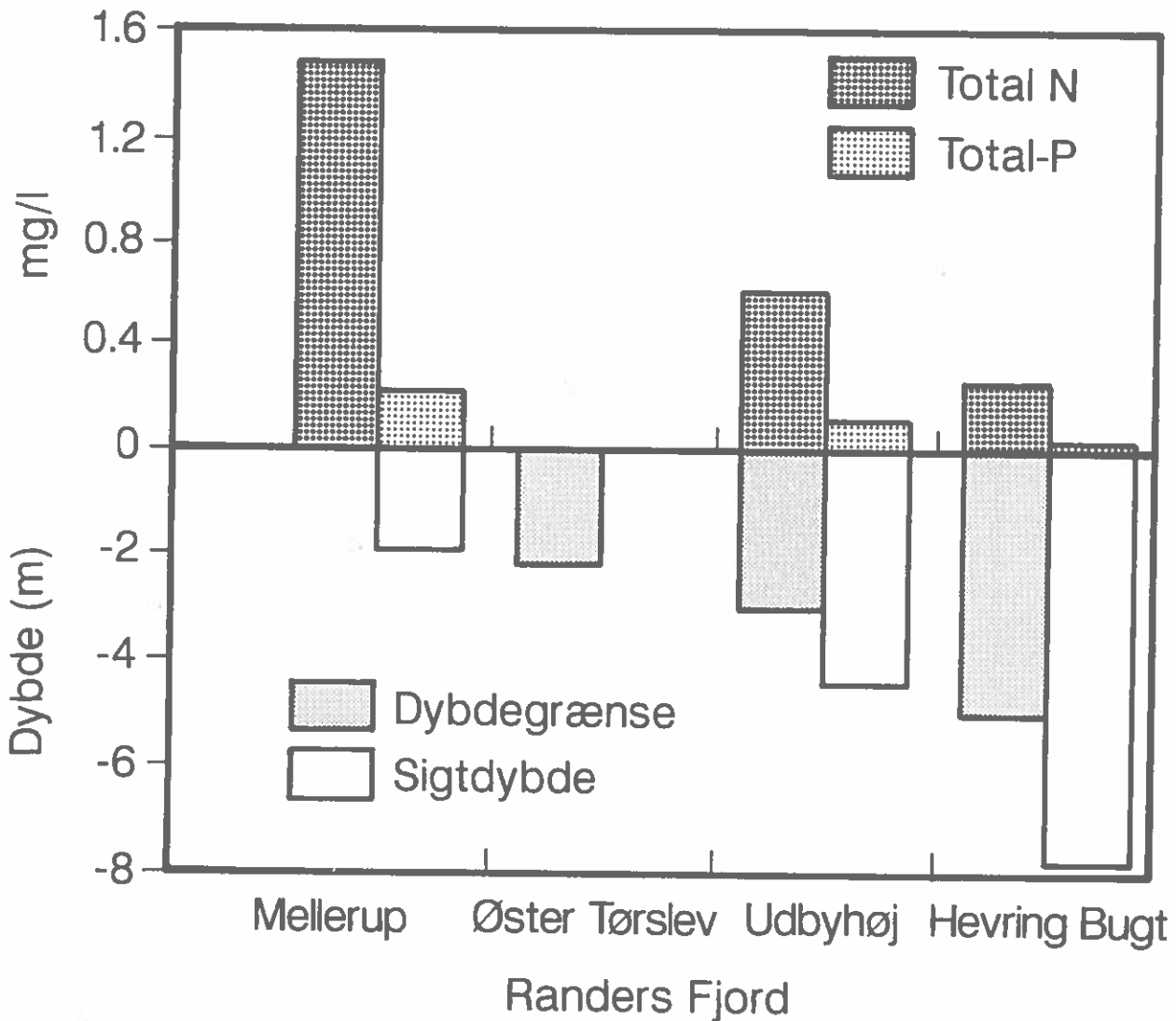
I Randers Fjord er der idag kun ålegræs i sammenhængende bevoxninger i den alleryderste del af fjorden. Ind igennem denne del af fjorden er dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse ligefrem korreleret til middel-sigt dybden og omvendt korreleret til vandets gennemsnitlige koncentration af kvælstof i sommerperioden (Fig. 8.2). Denne sammenhæng mellem tilgængeligheden af kvælstof, sigt dybden og dybdeudbredelsen viser sig at være generel for flerårige rodfæstede planter og makroalger (Borum et al., 1990).

Udbredelsen af  
trådalger og  
bladformede alger  
øges

I takt med den reducerede udbredelse af ålegræs ses der overalt på lavere vand voksende forekomster af trådalger og bladformede alger (Figur 8.3). Der er en tendens til, at algerne primært forekommer fastvokset på mere eksponerede lokaliteter, mens de er løstdrivende i mere beskyttede lokaliteter. Ved bestemte strøm- og vindforhold ses der ofte masseakkumuleringer af algerne. De store biomasser og de hyppige skift i algernes vækst og kollaps giver ophav til store svingninger i iltforholdene, der er kritiske for bundfauna og fisk på det lave vand. Ud over at skygge for de

rodfæstede blomsterplanter kan de massive forekomster af trådalger også hæmme udbredelsen af blomsterplanterne ved fysisk at hæmme planternes vækst. Flere steder er det således observeret, at trådalgerne kan kvæle ålegræs i områder af et ellers sammenhængende vegetationsdække.

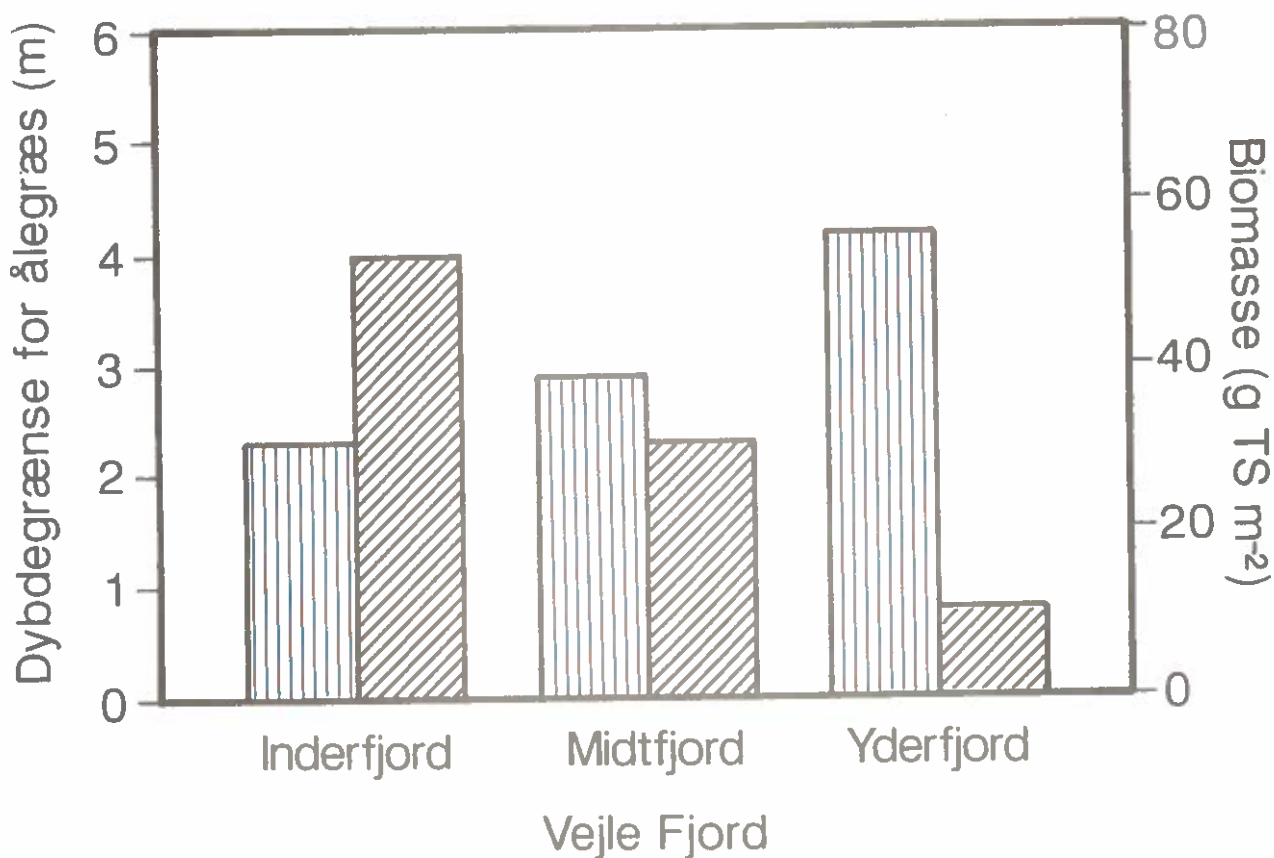
I de store vestjyske fjorde, Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord, er artsdiversiteten og udbredelsen af vegetationen begrænset dels af de store tilledninger af næringssalte, dels af de skiftende saltholdigheder i fjordene.



Figur 8.2. Dybdegrænser for ålegræs i den yderste del af Randers Fjord. Dybdegrænserne er vist sammen med koncentrationer af total-N, total-P og sigtdybder i sommerperioden (1/5-1/10 1990; tidsvægtede gennemsnit). (Århus Amt).

Varierende salinitet forarmer vegetationen

Med det formål at holde en nogenlunde konstant saltholdighed i Ringkøbing Fjord med en årsmiddelsaltholdighed på 10‰, blev der i 1987 iværksat en ny slusepraksis ved Hvide Sande. Gennem de seneste fire år er disse målsætninger imidlertid ikke blevet opfyldt. Årsmiddelsaltholdigheden har således endnu ikke været på 10‰, og ydermere har der været betydelige år til år variationer i saliniteten. Resultatet har været, at ferskvandsfloraen stort set er forsvundet. Visse braksaltvandsarter er til gengæld indvandret. De fleste arter er imidlertid flerårige, og de skiftende saltholdigheder, hvor der ind imellem forekommer særdeles lave saliniteter, har derfor en meget negativ effekt på vegetationens udbredelse. Planternes



Figur 8.3. Dybdegrænse for ålegræs og biomasse af enårige trådalger og bladformede alger i den inderste, midterste og yderste del af Vejle Fjord. De lodret skraverede søjler angiver dybdegrænsen for ålegræs, mens de skråt skraverede søjler angiver biomassen af trådalger og bladformede alger. Tegnet på baggrund af data fra Vejle Amt).

dybdegrænse ligger idag på omkring 80 cm, mod tidligere ca. 2,5 meter. Planternes dækningsgrad er endvidere reduceret drastisk, og den hidtil laveste vegetationsmængde blev målt i 1990. En gennemgang af de vigtigste tilstandsvariabler gennem de seneste 5 år har vist, at reduktionen i dækningsgraden kun kan tilskrives de fluktuerende saltholdigheder, og fjordens økologiske stabilitet må betegnes som yderst ringe. For at øge denne stabilitet er det nødvendigt at holde saliniteten nogenlunde konstant fra år til år. De stabile saltholdigheder må endvidere følges op med en reduktion i næringsstofbelastningen for at sikre en rekolonisering af makrofyterne på større vanddybder.

En midlertidig sænkning af saltholdigheden i Nissum Fjord resulterede ligeledes i en kraftig tilbagegang i forekomsten af ålegræs, således at planten stort set forsvandt i 1989. I 1990 er ålegræs atter registreret i et meget begrænset område af fjorden på en vanddybde af 90-130 cm.

### 8.3 Forandringer i vegetationsforholdene

#### Langtidsforandringer

*Tidligere undersøgelser af vegetationen kan inddrages*

Den korte tidsperiode, gennem hvilken vegetationsundersøgelserne er foretaget kontinuerligt, gør det endnu vanskeligt at bruge resultaterne til at beskrive langtidsforandringen i vegetationsforholdene. Til en sådan vurdering er man ofte henvist til også at inddrage undersøgelser, der ligger mange år tilbage. Ved sådanne sammenligninger må man være opmærksom på, at metoderne til undersøgelserne har skiftet gennem årene. Tidligere har man således i vid udstrækning anvendt en rive for at fastlægge dybdegrænsen for forskellige arter, mens man idag med stor nøjagtighed kan fastlægge grænserne ved hjælp af dykker.

*Vegetationens udbredelse reduceret dramatisk*

På trods af disse forskelle i undersøgelsesmetoder er der dog ingen tvivl om, at de mange data demonstrerer en voldsom reduktion i vegetationens udbredelse i de danske farvande gennem dette århundrede.

*Kystvandene omkring Bornholm*

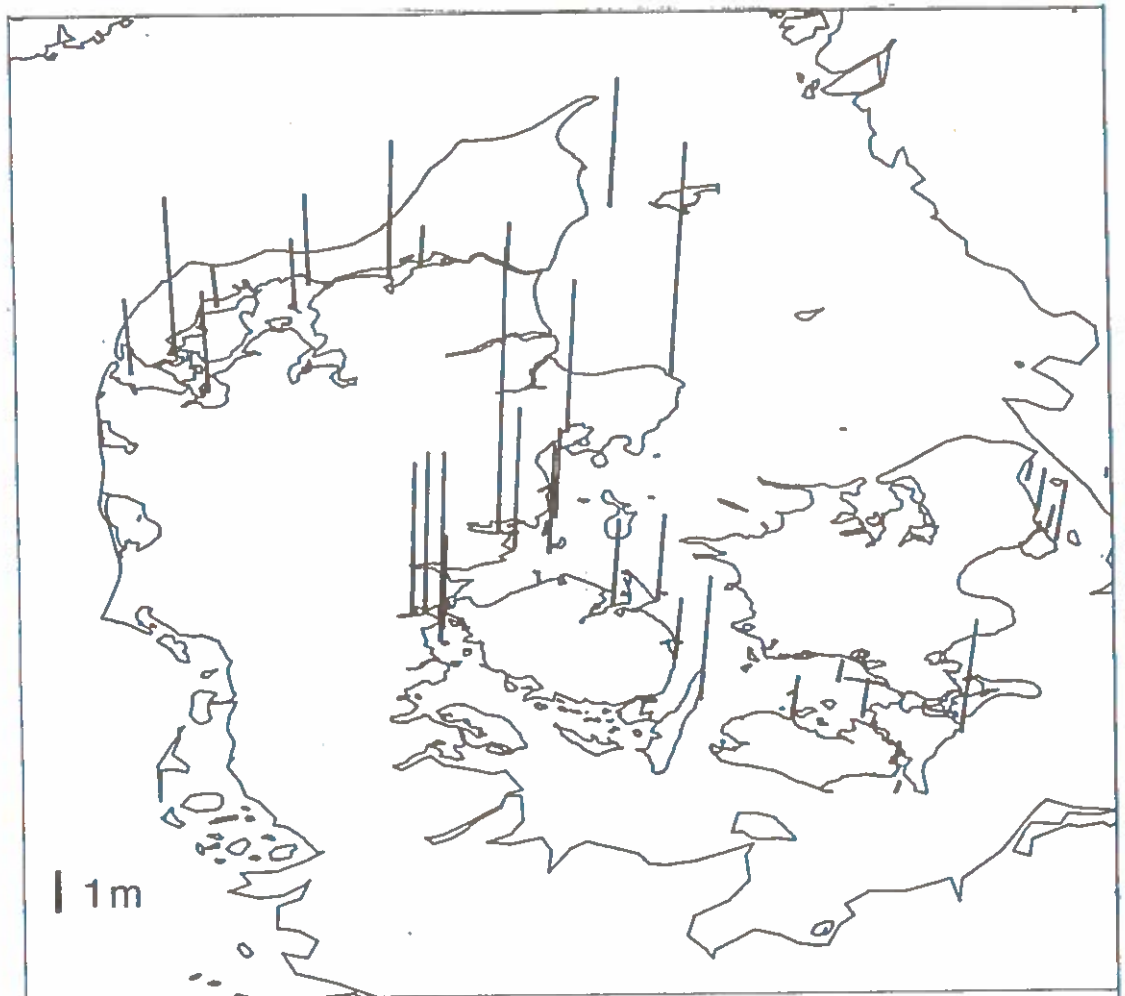
Omkring Bornholm var vegetationen i kystvandene før 1960 overalt domineret af store *Fucus*-arter som blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*). Denne vegetationstype er i dag kun yderst sparsom langs syd- og vestkysten, og vegetationen er istedet domineret af trådformede, hovedsageligt enårige algearter.

### Flensborg Fjord

Tidligere optegnelser fra Flensborg Fjord viser bl.a., at dybdegrænsen for ålegræs op til midten af 1920 var 10-12 m, mens der fandtes alger helt ned til 17 m. Lokale fiskere hævder, at der i Sønderborg Bugt omkring 1970 ligeledes var ålegræs på 10 meters dybde. I 1990 er dybdegrænsen for ålegræs 6 m i den yderste del af fjorden, mens den kun er 1,5 m i den inderste del af Flensborg Fjord.

### Randers Fjord

I Randers Fjord kan vegetationens udbredelse følges gennem det meste af dette århundrede ved undersøgelser i henholdsvis 1915, 1955, 1974 og 1990. Ved sammenligning af de indsamlede data ses der ikke nogen særlig ændring i de rodfæstede makrofytters udbredelse fra 1915 og frem til 1955.



Figur 8.4. Forskelle i dybdegrænser for ålegræs fundet ved undersøgelser ved århundredeskiftet og i 1988-1990. Søjlerne angiver forskellene i meter. (Data og figur oparbejdet af Michael Bo Rasmussen, Bio/consult).

Fra 1955 og frem til 1974 er der imidlertid sket en dramatisk reduktion i blomsterplanternes antal og udbredelse. Reduktionen i planternes udbredelse er fortsat siden 1974, og sammenlignet med data fra 1915 ligger indergrænsen for ålegræs og havgræs idag henholdsvis 4 og 7 km længere ude i fjorden. I 1990 blev der således kun fundet ålegræs i de yderste 6-7 km af fjorden.

Forekomsten af ålegræs er generelt blevet mindre

Også i den resterende del af landet er forekomsten af ålegræs gået voldsomt tilbage. En sammenligning af Ostenfeldts undersøgelser fra 1890 med undersøgelser fra perioden 1988-1990 viser en markant reduktion i dybdegrænsen for ålegræs i hele landet (Figur 8.4). Fladeudbredelsen af ålegræs er reduceret i takt med dybdeudbredelsen. For lavvandede fjordsystemer er det en meget uheldig udvikling, da ålegræs er en central komponent i hele økosystemet. Ved en sammenligning med ålegræssets udbredelse i 1890'erne må man nødvendigvis tage "ålegræssygen" i 1930'erne i betragtning. En sammenligning af undersøgelser foretaget i 1900, 1978 og 1990 viser imidlertid, at reduktionen i fladeudbredelsen af ålegræs i eksempelvis Limfjorden er overordentlig markant fra slutningen af 1970'erne (Figur 8.5).

#### Korttidsforandringer

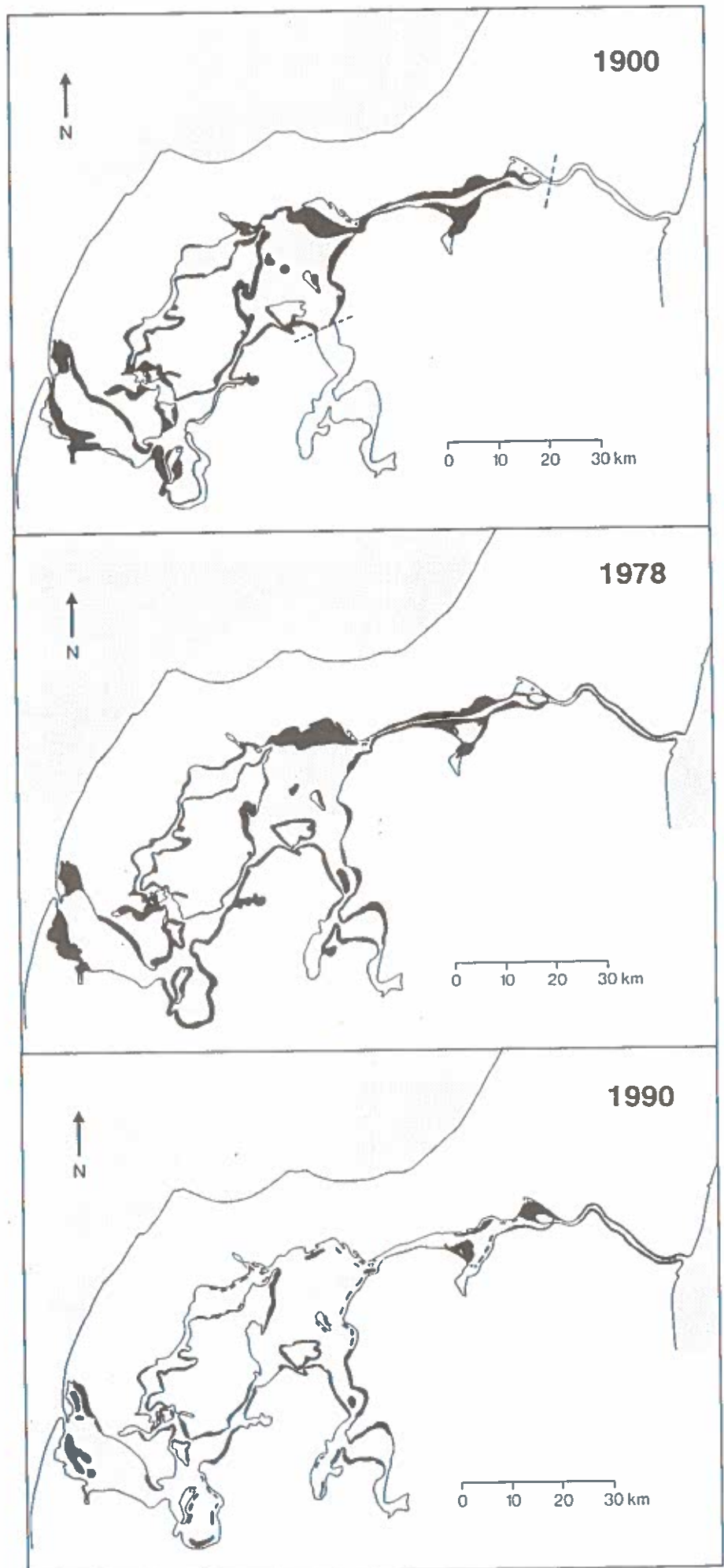
År til år variationer

Sammenlignes enkelttransekter, kan der opstå relative store variationer fra år til år. Sådanne variationer kan skyldes små ændringer i transekstens placering, der gør, at nye substrattyper inddrages i undersøgelsen. Eksempelvis har fund af mindre stensamlinger på enkelttransekter i Limfjorden i 1990 betydet flere registrerede algearter på disse transekter. Endelig er dækningsgrader en subjektiv vurdering, der kan skønnes forskelligt fra dykker til dykker. Det er derfor ofte nødvendigt at samle oplysninger for hele områder for at vurdere eventuelle forandringer i det pågældende område.

Indvandring af nye arter

I Limfjorden er der, som det eneste sted herhjemme, gennem de seneste år sket en kraftig indvandring af sargassotang (*Sargassum muticum*) og plysalge (*Codium fragile*). Algerne breder sig fra vest mod øst med en stadig stigende udbredelse og dækningsgrad. Sargassotang blev første gang registreret i 1984 i Nissum Bredning, og i 1990 blev der registreret fastvoksende sargassotang i Nibe Bredning. Planterne kan i Limfjorden blive op til 3 meter høje og kan være meget omfangsrige. Forekomsten af plysalge er ligeledes ekspanderet, og dens dækningsgrad er stadig tiltagende.



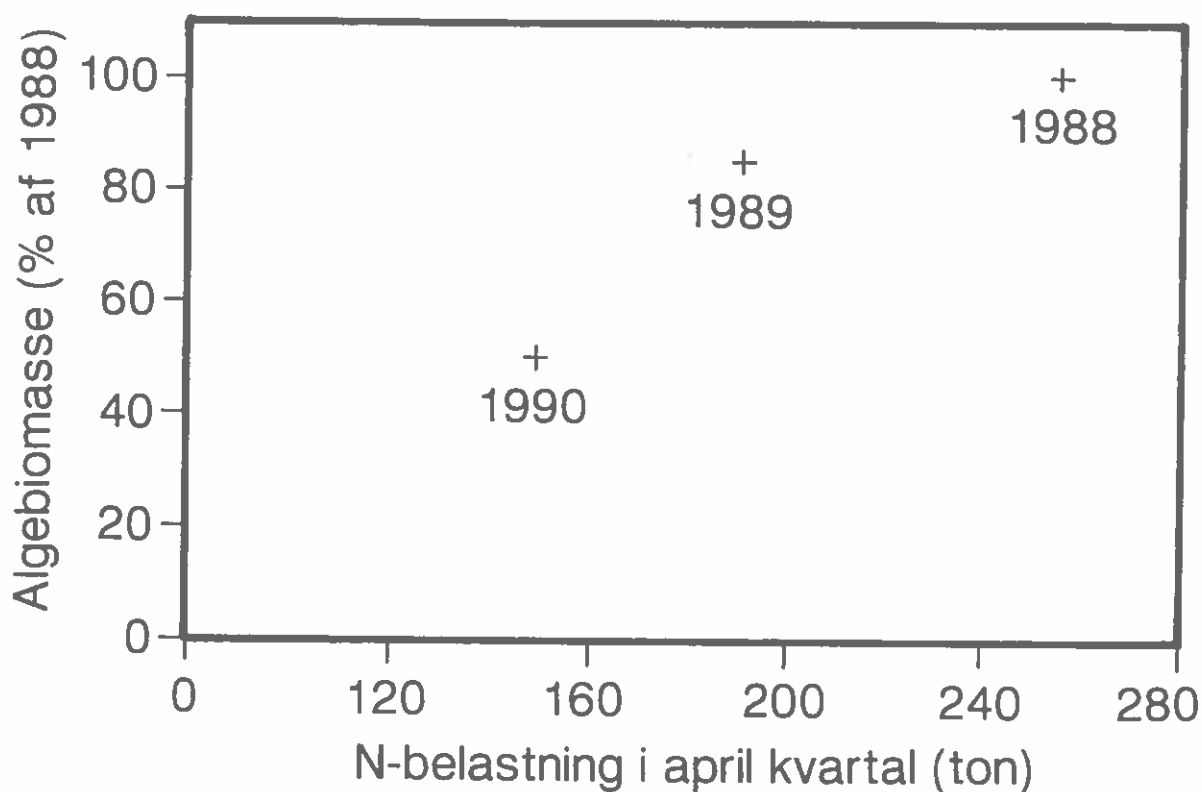


Figur 8.5. Fladeudbredelse af ålegræs i Limfjorden i henholdsvis 1900, 1978 og 1990. (Data og figur oparbejdet af Michael Bo Rasmussen, Bio/consult).

Den store rødalge *Dasya baillouviana*, der er en forholdsvis ny art i de danske farvande, har i 1990 yderligere øget sin udbredelse. Arten blev i 1988 registreret i Horsens Fjord, hvor dens udbredelse siden er øget. Arten er siden registreret i Flensborg Fjord, Augustenborg Fjord, Åbenrå Fjord og Kolding Fjord, mens den så vidt vides ikke er observeret i Limfjorden eller på sjællandske lokaliteter. Da arten tåler lave saltholdigheder (10-15‰), og da den i USA, hvor den stammer fra, tilsyneladende foretrækker eutrofiereede områder, er det sandsynligt, at den i de kommende år yderligere vil sprede sig i de indre danske farvande.

Biomassen af enårige alger aftagende i kystvandene omkring Bornholm

Biomassen af enårige alger omkring Bornholm har generelt været aftagende gennem årene 1988, 1989 og 1990. Tendensen er især tydelig på de sydlige strande. Faldet i algernes biomasse tilskrives, at kvælstoftilledninger i april kvartal, som primært udgør algernes vækstsæson, har været aftagende gennem de sidste tre år (Figur 8.6). De aftagende



Figur 8.6. Middelværdier af biomasse for enårige alger omkring Bornholm i 1988, 1989 og 1990 udtrykt i % af 1988-værdier og afbildet som funktion af kvælstofbelastningen i april kvartal. (Bornholms Amt).

kvælstoftilledninger i april kvartal i de tre år skyldes meteorologiske forhold, men forholdet antyder, at en permanent nedsættelse af kvælstofbelastningen kan reducere mængden af enårige trådalger, hvorved den oprindelige brunalgevegetation måske atter kan kolonisere kystvandene omkring Bornholm.

#### *Små forandringer i Lillebælt*

En sammenligning af vegetationsundersøgelserne i Lillebælt i årene 1985-1990 tyder ikke på signifikante forandringer af vegetationsforholdene gennem denne periode. På tre af de undersøgte transekter har der været en forskydning mod en større andel af flerårige arter, mens forholdet har været omvendt på de to andre transekter. I 1990 har der dog samlet været observeret færre enårige trådalger, en tilbagevendelse af større brunalgebevoksninger langs kysten og en svag forøgelse af dybdegrænsen i det sydlige Lillebælt. Disse svage tegn på forbedringer i 1990 tilskrives de bedre lysforhold p.g.a. mindre fytoplanktonforekomster i Lillebælt.

#### *Udbredelsen af ålegræs øget på lavt vand*

Der har været tegn på, at udbredelsen af ålegræs er forøget i nogle af vore kystnære områder gennem de sidste par år. Eksempelvis er udbredelsen og dækningsgraden af ålegræs i Limfjorden øget på vanddybder op til 1 meter i 1990 sammenlignet med 1989 data. Ålegræssets dybdegrænse er imidlertid ikke øget i Limfjorden fra 1989 til 1990, hvor 4,3 m er den største målte dybde for vækst af ålegræs (gennemsnitlige dybdegrænse ca. 3 m). Den øgede dækningsgrad af ålegræs på de lavere dybder tilskrives især de milde vintre i de sidste par år, der dels har givet planterne en længere vækstsæson og dels har forhindret, at plantedækket blev ødelagt af isskrudninger.

#### *Dybdegrænse for ålegræs øget i Roskilde Fjord*

I Roskilde Fjord synes dybdegrænsen for ålegræs derimod at være øget gennem de seneste par år. Således blev der i bredningen nord for Bognæs målt en dybdeudbredelse for ålegræs' hovedudbredelse på 1,5 m i 1987. I 1988 og 1990 var dybdeudbredelsen øget med ca. 1 meter til trods for, at der ikke er sket nogen nævneværdig reduktion i belastningen af Roskilde Fjord i denne periode. De milde vintre har imidlertid betydet, at store bestande af blåmuslinger er etableret i bredningen. Muslingerne filtrerer effektivt planktonorganismene, hvilket resulterer i, at sigtdybden og dermed lysforholdene ved bunden har været væsentlig bedre gennem de sidste par år, end man kunne forvente ud fra det eksisterende næringssaltniveau (Hedal, 1991). Eksemplet er illustrativt for, hvordan interaktioner mellem biologiske komponenter kan påvirke miljøtilstanden i lavvandede fjordområder. Da nærings-

saltniveauet ikke sideløbende er reduceret, kan man forvente en kraftig og hurtig reduktion i ålegræssets udbredelse, hvis muslingebankerne fjernes eller slås ihjel eksempelvis af en isvinter med efterfølgende iltsvind.

#### 8.4 Konklusion

Som illustreret i eksemplerne ovenfor kan der for visse lokale områder findes tegn på forbedringer i vegetationsforholdene i 1990. Visse af de nævnte forbedringer synes imidlertid at kunne tilskrives andre årsager end en reduktion i belastningen med næringssalte (milde vintre, nye bestande af muslinger etc.). Andre steder har en lokal reduktion i forårsafstrømningen, og dermed af belastningen med kvælstof i algernes vækstsæson, bevirket mindre biomasser af trådformede alger. Inden for hvert enkelt amt bliver der både rapporteret om områder, der i 1990 viser svage tegn på forbedringer sammenlignet med 1989 tilstanden, og om områder, der viser svage tegn på forværringer. Det er ofte svært at skelne, om forandringerne fra år til år er eutrofieringsbetingede eller skyldes den naturlige variation i bundvegetationssamfundet. Vurderet på landsplan synes der imidlertid ikke at være sket signifikante forbedringer i vegetationsforholdene i de kystnære områder gennem den periode, hvor Vandmiljøplanen har været i kraft. Ved normale vinter- og afstrømningsforhold kan der meget vel ske en hurtig forværring af de observerede forbedringer. Omvendt har resultaterne fra 1990 vist, at signifikante reduktioner af kvælstofbelastningen til de kystnære områder hurtigt kan forbedre vegetationsforholdene markant.



## 9. Miljøtilstand i forhold til målsætning

### Indledning

I sidste års afrapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram (Ertebjerg et al. 1990) blev miljøtilstanden i de marine områder vurderet i forhold til recipientkvalitetsplanlægningens generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv. Nedenstående ufuldstændige gennemgang skal ses som et supplement til dette med vægten lagt på forholdene i 1990.

### 9.1 De enkelte farvande

#### Limfjorden

I Limfjorden var vandkvaliteten væsentlig bedre i 1989 og 1990 end 1982-1988. Sigtdybden er generelt forøget med en meter, fytoplanktonmængde og produktion er faldet, iltsvindet er mindre omfattende, ålegræs-vegetationen har på lavt vand større skudtæthed, og bundfaunaen har igen koloniseret områder, der i 1988 blev hårdt ramt af iltsvind. Årsagen til den bedre vandkvalitet er en kombination af 1) kravene til spildevandsrensning er næsten fuldt opfyldt, 2) mindre afstrømning fra det åbne land, men ikke mindre afstrømningskorrigeret N-belastning fra landbrugsjorde, 3) større tilførsel af Nordsøvand og 4) muligvis de senere års milde vintre. Den generelle målsætning er endnu ikke opfyldt.

#### Nissum Fjord og Ringkøbing Fjord

Miljøtilstanden i Nissum og Ringkøbing fjorde er stadig præget af de meget høje næringsstofkoncentrationer og den ekstremt store fytoplanktonmængde. Bundvegetationen er meget ringe udviklet. Fosforindholdet i Nissum Fjord er faldet siden 1987 på grund af reduktion i udledninger fra rensesanlæg, men kvælstofindholdet er uændret. Recipientkvalitetsplanens målsætninger er ikke opfyldt i de to fjorde på grund af de lokale belastningskilder.

#### Vadehavet

Vadehavet er påvirket af næringssalte fra såvel lokale kilder som tilførsler fra Tyske Bugt. Eutrofieringseffekter ses som stigende bunddyrbio masse, tilstedeværelse af fritflydende makroalger og meget høj primærproduktion uden næringsbegrænsning. Den generelle målsætning er ikke opfyldt.

#### Mariager Fjord

P-belastningen til Mariager Fjord er gennem 1980'erne reduceret til 1/3. Dette har medført et fald i fosforindholdet i overfladen om sommeren, men der frigives stadig store mængder P fra sedimentet. Den afstrømningskorrigerede N-belastning og N-koncentrationen er uændret. Mindre fosforbelastning sammen med mindre afstrømning i 1989-1990 har medført en stigning i sigtdybden i forhold til midten af 1980'erne. Den generelle målsætning er ikke opfyldt.

## Randers Fjord

Bundfaunaen i den indre del af Randers Fjord er kraftigt påvirket sammenlignet med begyndelsen af århundredet, men i de senere år ses en bedring. Bundvegetationen er gået voldsomt tilbage sammenlignet med 1915-1916. Selvom P-tilledningen til Gudenåen er mere end halveret siden 1974, kan der ikke ses tydelige ændringer i P-tilførslen til fjorden på grund af frigivelse fra Gudenå-søernes sedimenter. Den afstrømningskorrigerede N-belastning er uændret, og fytoplankton produktionen er ikke næringsbegrænset. Målsætningen er ikke opfyldt.

## Hevring Bugt

Tilførslerne af N og P fra Randers Fjord til Hevring Bugt var i 1990 henholdsvis 15% og 20% mindre end i 1985 på grund af mindre afstrømning. Dette medførte ikke generelt lavere næringsindhold, men muligvis en længere periode med N-begrænsning af primærproduktionen, og sigtdybden var i 1990 1,5 m større end i 1985. Den generelle målsætning er ikke opfyldt på grund af det høje næringsniveau i bugten og i Kattegat, samt påvirkningen fra Randers Fjord.

## Århus Bugt - Kalø Vig

Årsmiddel af sigtdybden i Århus Bugt var i 1990 1,5 m større end i perioden 1978-1989, og store dele af fytoplankton produktionen foregik i og under springlaget. Det er muligt, at den reducerede lokale belastning har medvirket til dette. Målsætningen er ikke opfyldt på grund af manglende reduktion af N-belastningen, høje næringsindhold i det indstrømmende Kattegatvand og et væsentligt N-bidrag fra atmosfæren.

## Horsens Fjord - Vejle Fjord - Kolding Fjord

Den yderste del af Vejle Fjord havde i 1990 mindre fytoplanktonmængde og større sigtdybde end i 1989, samt større dybdeudbredelse og artsdiversitet af bundvegetationen. Dette skyldes formodentligt større vandudveksling og evt. de faldende nærings-saltudledninger og primærproduktioner i det nordlige Lillebælt. I Horsens Fjord var bundvegetationen derimod i 1990 gået svagt tilbage med mindre dybdeudbredelse og skudtæthed end tidligere. Nærområdet ved Endelave kan bedømt ud fra bundvegetationen i 1990 regnes for at have opfyldt den generelle målsætning. I de øvrige områder er målsætningerne ikke opfyldt.

## Sønderjyske fjorde

Næringssaltkoncentrationen er væsentligt højere i de sønderjyske fjorde end i det åbne Lillebælt. P-indholdet er svagt stigende, mens N-indholdet synes at følge belastningen med et års forsinkelse. Der er omfattende og langvarige iltsvind. Bundfaunaen er på en række stationer meget arts- og individfattig og mangler helt på enkelte stationer. Bundvegetationens dybdeudbredelse er stærkt reduceret i forhold til tidligere, og arts-sammensætningen er præget af eutrofiering i veks-lende grad. Målsætningerne er ikke opfyldt.

## Lillebælt

Status over miljøtilstanden i Lillebælt viser tydelige tegn på forbedringer i dele af det nordlige Lillebælt, især hvad angår Snævringen. Både fosforkoncentrationen og mængden af fytoplankton

er faldet. Produktionen af fytoplankton er i forhold til starten af 80'erne ca. halveret. Endringerne er sammenfaldende med store reduktioner i udledningen af både fosfor og kvælstof fra Kemira (tidligere Superfos) i Snævringen. I det sydlige Lillebælt ses ikke tilsvarende ændringer. Der er fortsat store problemer i hele Lillebæltregionen med både nedsat dybdegrænse for bundplanter og udbredte iltsvind. En sammenligning af bunddyrsamfundene i 1920'erne med idag viser også en tydelig forureningspåvirkning i hele Lillebæltområdet. Tilstanden i området er således stadig langt fra forholdene før den øgede næringssaltpåvirkning, selvom forbedringer nu har vist sig i dele af det nordlige Lillebælt.

#### *Fynske kystvande*

De vedtagne målsætninger for de fynske kystvande er for langt hovedparten af vandområderne ikke opfyldt på grund af for store tilførsler af N og P. Basismålsætningen "godt fiskevand" er ikke opfyldt i hele Lillebæltregionen, det Sydfynske Øhav og en lang række lukkede og lavvandede områder, mens målsætningens opfyldelse er truet i Storebælt og i Farvandet nord for Fyn. Renseforanstaltninger over for punktkilder i oplandet til det nordlige Lillebælt, Odense fjord og Kertinge Nor kan spores at have en positiv effekt.

#### *Vestsjællandske kystvande*

I de vestsjællandske fjordområder ses en sammenhæng mellem stofbelastningen og næringssaltkoncentrationerne i vinterperioden. Således var N-indholdet større og P-indholdet lavere i 1990 end i 1989 på grund af større N-afstrømning og mindre P-belastning fra spildevand. Ingen fjordområder opfylder målsætningen på grund af næringsstofbelastningen. Det samme gælder dele af Sejerø Bugt, Jammerland Bugt og Agersø Sund. I mange af de åbne kystområder er opfyldelsen af den generelle målsætning truet.

#### *Roskilde Fjord*

Tilstanden i Roskilde Fjord er forbedret i 1989-1990 med større sigtdybde og lavere fytoplanktonmængde og -produktion. Bundfaunaen er stabil og ålegræssets dybdeudbredelse er stor sammenlignet med foregående år. Dette skyldes ikke faldende næringsstoffindhold, men snarere en forøget opvækst af filtrerende bunddyr, især blåmuslinger, på grund af de senere års milde vintre, samt evt. opvækst af enårige alger. Målsætningen er ikke opfyldt.

#### *Øresund*

I Øresund indikerer forhøjet P-koncentration og forøget fytoplanktonproduktion, samt reduceret ålegræsudbredelse og opblomstring af trådalger, at den skærpede og generelle målsætning i Nivå Bugt og tilstødende områder ikke er opfyldt. På større dybde er bundfaunaen truet af iltsvind. Tilstanden i Øresund er resultat af et samspil mellem regionale og lokale faktorer, hvor de regionale har størst indflydelse på iltforholdene på grund af indstrømning af iltfattigt bundvand, og hvor lokale kilder har størst indflydelse på badevandskvalitet, forhøjet P-koncentration og forøget fytoplanktonproduktion, samt reduceret dybde-



udbredelse af ålegræs og opblomstring af trådalger.

#### *Køge Bugt*

I Køge Bugt forekom i 1990 meget store mængder af fedtemøg (brunalger) over store dele af bugten. Alene dette gør, at den generelle målsætning ikke er opfyldt.

#### *Storstrøms Amts kystvande*

Målsætningerne for Storstrøms Amts kystvande er stort set kun opfyldt i de åbne kystvande med vanddybder mindre end 20 m, samt i dele af Storstrømsområdet. I alle andre områder er dyre- og /eller plantelivet mere eller mindre kraftigt påvirket af belastning med næringssalte. I åbne områder dybere end ca. 20 m optræder iltsvind. I f.eks. Nakskov Fjord, Dybsø Fjord og Stege Bugt dominerer enårige makroalger, og i Karrebæk Fjord udskygger planktonalger bundvegetationen.

#### *Bornholmske kystvande*

Miljøtilstanden i de Bornholmske kystvande var bedømt ud fra bundvegetationen bedre i 1990 end i de foregående to år på grund af lavere belastning i vækstperioden forår og sommer betinget af de meteorologiske forhold i 1990. Bundvegetationen bærer dog stadig tydeligt præg af påvirkning af forhøjet næringsstofbelastning, og målsætningen var fortsat ikke fuldt opfyldt i 1990.

#### *Nordsøen*

Den generelle målsætning er truet i Nordsøen langs Vestkysten på grund af forhøjede næringsindhold, der for en stor del tilføres fra Tyske Bugt. Længere fra kysten er bundfaunaens biomasse steget kraftigt, og i nogle områder optræder undertiden iltsvind.

#### *Skagerrak og Kattegat*

I det nordlige Kattegat og tilgrænsende Skagerrak er den generelle målsætning truet, idet bundfaunaens biomasse er steget kraftigt. I det sydlige Kattegat er målsætningen ikke opfyldt på grund af årligt tilbagevendende iltsvind. Der er dog observeret en bedring i bundfaunaen siden det kraftige iltsvind i 1988.

#### *Åbne Øresund og Balthav*

I det åbne Øresund og Balthav er den generelle målsætning i store områder stærkt truet på grund af ca. fordoblet primærproduktion og årlige iltsvind. I de dybere dele af Øresund, Fehmern Bælt og Kiel Bugt er iltsvindene så kraftige, at de må formodes ofte at påvirke bundfaunaen alvorligt, således at den generelle målsætning ikke er opfyldt.

#### *Arkona Havet*

I de dybe dele af Arkona Havet optræder hyppigt iltsvind og i 1989 blev bundfaunaen udryddet. I de seneste par år har faunaen været meget sparsom. Den generelle målsætning er her ikke opfyldt.

## 9.2 Konklusion

Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket dyre- og planteliv i de danske farvande er stadig ikke opfyldt i hovedparten af de kystnære farvande og slet ikke i de mere lukkede bugter og fjorde. Målsætningen er heller ikke opfyldt i dele af de åbne farvande, nemlig det sydlige Kattegat og de dybere dele af Øresund, Kiel Bugt, Fehmarn Bælt og Arkona Havet, og er desuden truet i det øvrige Bælthav, det nordlige Kattegat og den sydøstlige Nordsø. Den i en del kystvande observerede forbedring af miljøtilstanden i 1989 og 1990 i forhold til resten af 1980'erne skyldes først og fremmest en mindre afstrømning og dermed kvælstofudvaskning, især i planternes vækstperiode, og i nogle områder en reduktion i belastningen fra punktkilder, de senere års milde vintre m.m. Der er ikke konstateret nogen generel ændring i den afstrømningskorrigerede N-belastning fra landbrugsjorde.



## 10. Sammenfatning

I rapporten gennemgås miljøtilstanden i de danske farvande i 1990 ud fra resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram for de marine områder, samt tilsvarende data fra Sverige og Norge. Den aktuelle tilstand er relateret til belastningen med næringsstoffer fra land og atmosfæren, samt meteorologiske og hydrografiske forhold.

### 10.1 De enkelte parametre

- Nedbør og afstrømning*      Nedbøren var i 1990 ca. 9% over gennemsnittet for perioden 1981-1990 og ca. 15% over langtidsmidlen for perioden 1949-1989. Alligevel var afstrømningen i 1990 7% lavere end gennemsnit for perioden 1981-1990 og ca. den samme som langtidsmidlen for 1942-1989. I månederne april-august var afstrømningen 27% lavere end langtidsmidlen.
- Vinden*      Middelvindenergien (blandingsenergien) ved Sprogø var i 1990 knap 6% højere end i gennemsnit for årene 1980-1989, især var vindenergien høj i årets tre første måneder. Middelvindretningen var vest-sydvest.
- Vandudveksling*      Der var i 1990 indstrømning gennem de indre farvande til Østersøen i januar-februar, september og december. I de øvrige måneder var der en netto udstrømning fra Østersøen. Den totale netto udstrømning fra Østersøen var i 1990 20% over det normale.
- Landbelastning*      Den landbaserede belastning fra Danmark til kystvandene var i 1990 på 115.100 t kvælstof og 7.800 t fosfor, hvilket ca. svarer til middel for 1980'erne. Langt hovedparten af kvælstofbelastningen fandt sted i vinterhalvåret, mens dette var mindre udpræget for fosforbelastningen.
- Siden slutningen af 1970'erne er der ikke sket nogen generel ændring i kvælstofbelastningen, der varierede med afstrømningen fra år til år.
- Tilbageholdelse af næringsstof i fjorde*      Ca. 50% af kvælstofbelastningen til de lukkede fjordområder omkring Kattegat synes at elimineres i fjordene og resten eksporteres til Kattegat. For fosfor er eksporten fra Limfjorden og Mariager Fjord til Kattegat betydeligt større end fosforbelastningen til selve fjordene på grund af fosforfrigivelse fra havbunden.
- Atmosfærebelastning*      Kvælstofbelastningen fra atmosfæren til de indre farvande var i 1990 på ca. 47.000 t, hvilket svarer til middel for 1980'erne. Da atmosfærens kvælstofbidrag er jævnt fordelt over året, udgør det i mange kystområder om sommeren en hovedkilde til kvælstofbelastningen.

Tilførsler fra  
Nordsø og Østersø

Tilførslen af ekstra kvælstofnærings-salte fra Tyske Bugt via Den Jyske Kyststrøm til de indre farvande var i vinteren 1990 uden væsentlig betydning. Den store nettoudstrømning i 1990 fra Østersøen foregik hovedsageligt i sommerhalvåret og medførte ikke uorganiske nærings-salte.

Områdevariation i  
næringsstofkonc.

Vinter-middelkoncentrationen af kvælstofnærings-salte var højest i lukkede fjordområder og Vadehavet og aftog ud mod de åbne farvande. Fordelingen afspejler belastningens størrelse i forhold til vandudvekslingen med åbne farvande. En lignene men mere ensartet fordeling fandtes for vinter-middelkoncentrationen af fosfat, idet sedimentets store fosfatbindingsevne om vinteren udligner forskellene.

Udvikling i  
næringsstofkonc.

Vintermiddel af kvælstofindholdet i farvandene følger generelt variationerne i belastningen (og afstrømningen) fra år til år. Fosforindholdet er generelt uændret og nogle steder endda stigende trods faldende punktkildebelastning, på grund af intern belastning fra fosfor ophobet i sedimenterne. I helt kildenære områder, eller hvor fosforbelastningen har været reduceret i en årrække ses en faldende tendens i fosforindhold.

Sigtdybde, kloro-  
fyl-a og produktion

Sigtdybden var i en del områder større og klorofyl-a indhold og fytoplankton produktionen lavere i 1989 og 1990 end i resten af 1980'erne på grund af mindre sommerafstrømning, lavere punktkildebelastning, milde vintre m.m. Klorofyl-a indhold og fytoplankton produktionen var undtagen i enkelte områder stadig betydeligt højere end i slutningen af 1970'erne. I de åbne farvande er produktionen ca. fordoblet fra 1960/70'erne til 1980'erne.

Fytoplankton  
masseforekomster

I 1980'erne er masseforekomster af planktonalger blevet almindelige i danske farvande. I sensommeren 1990 var der masseforekomst af den giftige furealge *Gyrodinium aureolum* i Skagerrak og Kattegat med død af fisk og bunddyr i det vestlige Kattegat tilfølgende. Derudover var der i 1990 mange lokale masseforekomster af hovedsageligt ugiftige arter.

Iltsvind

Iltsvindene i 1990 svarede i omfang og udbredelse generelt til 1989 og var mindre alvorlige end i 1988, undtagen i Øresund og det nordlige Lillebælt, hvor iltsvindet i 1990 var det hidtil alvorligste. I Kattegat, Øresund og Balthavet er iltindholdet sommer-efterår faldet signifikant i perioden 1974-1990.

Bundfauna

Bundfaunaen i de indre farvande i 1990 udviser ingen markante ændringer i forhold til de seneste år. Faunaen i mange kystnære dele kan således stadig karakteriseres som fattig og er ofte domineret af eutrofierings- og iltsvindstolerante arter. Bundfaunaen i det sydlige Kattegat er præget af yngre dyr som følge af rekolonisering efter iltsvind. I Nordsøen, Skagerrak og det nordlige Kattegat ses en stigende biomasse gennem de sidste

5-10 år, hvilket kan tolkes som de første effekter af en stigende eutrofiering i disse områder.

### *Bundvegetation*

I nogle lokale områder findes tendens til forbedring i bundvegetationsforholdene i 1990 i forhold til 1989, i andre områder tendens til forværring. Forbedringerne skyldes enten reduceret forårsafstrømning, eller andre forhold som milde vintre, nye bestande af muslinger m.m. På landsplan er der ikke sket signifikante forbedringer i bundvegetationsforholdene siden Vandmiljøplanens vedtagelse.

## **10.2 Overordnet konklusion**

Miljøtilstanden i de danske farvande var i 1990 generelt uændret i forhold til 1980'erne. Den generelle målsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket dyre- og planteliv er ikke opfyldt i hovedparten af de kystnære farvande eller i de dybere dele af det sydlige Kattegat, Øresund, Kiel Bugt, Fehmern Bælt og Arkona Havet, og er truet i det øvrige åbne Balthav, det nordlige Kattegat og tilgrænsende Skagerrak og i den sydøstlige Nordsø. I nogle områder observeredes dog forbedringer i 1989-1990 med mindre fytoplanktonmængde og -produktion, større sigtdybde, mindre alvorlige iltsvind og/eller forbedring i bundfauna- og vegetationsforhold.

Da der ikke er konstateret nogen ændring i den afstrømningskorrigerede kvælstofbelastning fra landbrugsjorde, er de observerede forbedringer hovedsageligt meteorologisk betinget. Afstrømningen (og dermed kvælstofbelastningen) i planternes produktionsperiode var i 1989 og 1990 lavere end i 1980'erne, og milde vintre favoriserede i visse områder udvikling af bundvegetation og filtrerende muslinger. Desuden er der sket reduktion i belastningen fra punktkilder. En større afstrømning og isvintre vil igen kunne forværre tilstanden. En permanent og væsentligt forbedret miljøtilstand i de danske farvande opnås kun ved en reel reduktion af kvælstofbelastningen som vedtaget i 1987 med Vandmiljøplanen.

Resultaterne fra Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram viser imidlertid, at en reduktion i kvælstofbelastningen indenfor samme år viser sig i de frie vandmasser som mindre fytoplankton, større sigtdybde og aftagende iltsvind. Dette giver efterfølgende mulighed for øget udbredelse af bundvegetation og etablering af en mere alsidig vegetation og bundfauna og dermed bedre forhold for fiskebestandene.



## 11. Referencer

- Andersin, A-B., H. Cederwall, F. Gosselck, J.N. Jensen, A.B. Josefson, G. Lagzdins, H. Rumohr & J. Warzocha (1990): Zoobenthos. I: Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background document. Baltic Sea Environmental Proceedings 35B.
- Asman, W.A.H. (1990); A detailed ammonium emission inventory for Denmark. DMU Luft-A133.
- Beukema, J.J. & G.C. Cadeé (1986): Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.
- Bjergskov, T., J. Larsen, Ø. Moestrup, H.M. Sørensen & P. Krogh (1990): Toksiske og potentielt toksiske alger i danske farvande: Kontrolforanstaltninger - Taxonomi - Økologi - Toksikologi. Fiskeriministeriets Industritilsyn, 200 pp.
- Borum, J., O. Geertz-Hansen, K. Sand-Jensen, S. Wiium-Andersen (1990): Eutrofiering - effekter på marine primærproducenter. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen C3.
- Bolding, K. (1990): Time series analysis in the south-eastern part of the North Sea, and its qualitative relation to oxygen deficiency. *Prog.Rep.* 72: 27-30.
- Dahl, E., D.S. Danielssen & P.T. Hognestad (1991): Hydrografisk snitt 1990, Torungen-Hirtshals. Rap. Forskningstasjonen Flødevigen, nr. 2.
- Elbrächter, M. & E. Hagmeier (1991): Mass development of a green dinoflagellate "Y 100" in the German Bight in 1990. Sixth meeting of the working group on nutrients, Paris Convention for the prevention of Marine Pollution. NUT 6/9/1-E.
- Gerlach, S.A. (1990): Nitrogen, phosphorus, plankton and oxygen deficiency in the German Bight and in Kiel Bay. *Kieler Meeresforschungen, Sonderheft* nr. 7.
- Hedal, S. (1991): Muslinger og vandkvalitet i Roskilde Fjord. *Vand og Miljø* 8: 365-367.
- HELCOM (1990): Second periodic assesment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-88; Background Document. *Baltic Sea Environmental Proceedings* No. 35B.
- Hovmand, M. (1991): Atmosfæren - Nedfald af kvælstofforbindelser. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Faglig rapport fra DMU, Nr. 36
- Jacobsen, T.S. (1980): Sea water exchange of the Baltic. Measurements and methods. The Belt Project, National Agency of Environmental Protection.



Josefson, A.B. (1990): Increase of benthic biomass in the Skagerrak-Kattegat during the 1970s and 1980s - effects of organic enrichment ?. Mar. Ecol.Prog.Ser. 66: 117-130.

Josefson, A.B. & J.N. Jensen (1991): Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat. Proc. 25th EMBS, Ferrara, 1990, Olsen & Olsen (i tryk).

Kristensen, K.B. (1991): Den jyske kyststrøm. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 6.

Kristensen, P., B. Kronvang, E. Jeppesen, P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, A. Bruhn og M. Søndergaard (1990): Ferske vandområder - vandløb, kilder og søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1989. Faglig rapport fra DMU nr. 5.

Kronvang, B., P. Græsbøll, M. Erlandsen, Aa. Rebsdorf, P. Kristensen og E. Mortensen (1991a): Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1990. Faglig rapport fra DMU nr. 37.

Kronvang, B., G. Ertebjerg, R. Grant, P. Kristensen, M. Hovmand & J. Kirkegaard (1991b): The nation-wide Danish monitoring programme - State of the aquatic environment. Ambio (submitted).

Kröncke, I. (1990): Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: II. 1951-1952 versus 1985-1987. Are changes in the community of the northeastern part of the Dogger Bank due to environmental changes ?. Neth.J.Sea.Res. 25: 189-198.

Miljøstyrelsen (1989): Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, 64 pp.

Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium (1988): Retningslinier for marin overvåkning. Danmarks Miljøundersøgelser.

Niermann, U. (1990): Oxygen deficiency in the south eastern North Sea in summer 1989. ICES C.M. 1990/Mini 5

Niermann, U., E. Bauerfeind, W. Hickel & H.V. Westernhagen (1990): The recovery of benthos following the impact of low oxygen content in the German Bight. Neth.J.Sea.Res. 25: 215-226.

Pedersen, F.B. (1991): Hydrografiske forhold i det sydlige Kattegat. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 3, 100 pp.

Richardson, K. & T. Jacobsen (1990): Jyllandsstrømmen. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. C6, 68 pp.

*Richardson, K. & G. Ertebjerg (1991):* Effekter af kvælstof og fosfor i Kattegat og Bælthavet. Rapport fra Konsensuskonference 31. jan.-4. feb. 1991. Miljøstyrelsen.

*Rueness, J. (1977):* Norsk Algeflora, Universitetsforlaget, Oslo, Bergen, Tromsø.

*Sehested Hansen, I., G. Ertebjerg & L.A. Jørgensen (1990a):* Danmarks Hydrografi 1989. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 11, 70 pp.

*Sehested Hansen, I., G. Ertebjerg, L.A. Jørgensen & F.B. Pedersen (1990b):* Analyse af ilt-sænkning i Kattegat, Bælthavet og vestlige Østersø. Havforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 1.

*Watanabe, M.M., Y. Takeda, T. Sasa, I. Inouye, S. Suda, T. Sawaguchi & M. Chihara (1987):* A green dinoflagellate with chlorophylls a and b: Morphology, fine structure of the chloroplast and chlorophyll composition. *J. Phycol.* 23: 382-389.

*Westernhagen, H.v., W. Hickel, E. Bauerfeind, U. Niermann (1987):* Sauerstoff-Defizit in tiefen Rinnen der Deutschen Bucht: Ursachen und biologische Auswirkungen. BMFT-Projekt MFU 05384, Abschlussbericht (1984-1987), Biologische Anstalt Helgoland, Hamburg.

*Ertebjerg, G., L.A. Jørgensen, P. Sandbeck, J.N. Jensen & H. Kaas (1990):* Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1989. Faglig rapport fra DMU, nr. 8.

## 11.1 Oversigt over materiale fra amtskommunerne

<u>Bornholm</u>	Resultater af overvågning på Bornholm i 1990, som led i vandmiljøplanens nationale overvågningsprogram.
<u>Frederiksborg</u>	Tilstanden i Kattegat i 1990. Tilstanden i Roskilde Fjord og Isefjord i 1990. Tilstanden i Øresund i 1990. Recipientkvalitetsplan for Isefjord og opland.
<u>Fyn</u>	Vandmiljø overvågning - Kystvande 1990. Kystvande 1990 bilag. Atmosfærisk nedfald 1990. Punktkilder 1990. Sammenfatninger og konklusioner 1990. Notat om kvælstofafstrømningen fra Fyn 1990/91 sammenholdt med tidligere år.
<u>Københavns amt</u>	Overvågning af kystvande, 1990.
<u>Københavns kom.</u>	Overvågning af kystvande, 1990.
<u>Nordjylland</u>	Vandmiljø overvågning - Hav og fjord.
<u>Ribe</u>	Vandmiljø overvågning - Marine områder.
<u>Ringkøbing</u>	Vandmiljø overvågning - Marine områder 1990. Bundvegetation Ringkøbing Fjord, Udvikling og tilstand 1986-1990. Bundvegetation Nissum Fjord 1990. Vandkvaliteten i Vesterhavet 1990. Nissum Fjord 1990, Miljøtilstand. Bundfauna Nissum Fjord 1990. Bundfauna Ringkøbing Fjord 1990. Fytoplankton og ciliater, Vesterhavet 1989-1990.
<u>Roskilde</u>	Køge Bugt 1990. Kystnære farvande, Overvågning af Isefjord 1990. Kystnære farvande, Overvågning af Roskilde Fjord 1990.

- Storstrøm** Vandmiljøplanens  
overvågningsprogram i  
Storstrøms amts kystvande 1990.
- Sønderjylland** Vandmiljø overvågning -  
Kystvande.
- Vejle** Vandmiljø i Vejle amt -  
kystvande 1990.  
Vandmiljø overvågning -  
Lillebælt 1990, Vejle amt, Fyns  
amt og Sønderjyllands amt.
- Vestsjælland** Vandmiljø overvågning -  
Overvågning af kystvande 1990.  
Vandmiljø overvågning 1990.
- Viborg** Vandmiljø overvågning -  
Limfjorden 1990.  
Vandkemi Vesterhavet 1990.  
Samlerapport for 1990.  
Fyto- og protozooplankton i  
Limfjorden 1988, 1989 og 1990.
- Århus** Vandmiljøplanens  
overvågningsrapport - Århus  
Bugt - Kalø Vig 1990.  
Randers Fjord 1990.  
Hevring Bugt 1990.  
Vandmiljøet i Randers Fjord  
1990.  
Vandmiljøet i Randers Fjord  
1990, bilag.

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning om miljø og natur. DMU's arbejdsområder er vigtige for Miljøministeriets administrative arbejde.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssekretariat</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afd. for Forureningskilder og Luftforurening</i>
4000 Roskilde	<i>Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
	<i>Afd. for Miljøkemi</i>
	<i>Afd. for Systemanalyse</i>
Tlf. 46 30 12 00	
Fax 46 30 11 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Ferskvandsøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Vejlsøvej 25	
8600 Silkeborg	

Tlf. 89 20 14 00.  
Fax 89 20 14 14.

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Flora- og Faunaøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	
8410 Rønde	

Tlf. 89 20 14 00.  
Fax 89 20 15 14.

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

