

Vandmiljøplanens
Overvågningsprogram 1996

Marine områder

Fjorde, kyster og åbent hav

Faglig rapport fra DMU, nr. 213

Jørgen Nørrevang Jensen
Gunn Ertbjerg
Bjarke Rasmussen
Karsten Dahl
Henrik Levinsen
Dennis Lisbjerg
Torkel Gissel Nielsen
Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi

Dorte Krause-Jensen
Anne Lise Middelbøe
Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Lars M. Svendsen
Afdeling for Vandløbsøkologi

Kaj Sand-Jensen
*Ferskvandsbiologisk Laboratorium,
Københavns Universitet*

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
December 1997

Datablad

- Titel:** Marine områder 1996. Fjorde, kyster og åbent hav
Undertitel: Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996
- Forfattere:** Jørgen Nørrevang Jensen¹⁾, Gunni Ærtebjerg¹⁾, Bjarke Rasmussen¹⁾, Karsten Dahl¹⁾, Henrik Levinsen¹⁾, Dennis Lisbjerg¹⁾, Torkel Gissel Nielsen¹⁾, Dorte Krause-Jensen²⁾, Anne Lise Middelboe²⁾, Lars M. Svendsen³⁾, Kaj Sand-Jensen⁴⁾,
- Afdelinger:** ¹⁾Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi
²⁾Afdeling for Sø- og Fjordøkologi
³⁾Afdeling for Vandløbsøkologi
⁴⁾Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet
- Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 213
- Udgiver:** Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©
- URL:** <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsestidspunkt:** December 1997
- Referees:** Stiig Markager, Hanne Kaas
Layout: Anne van Acker
- Bedes citeret:** Jensen, J. N., Ærtebjerg, G., Rasmussen, B., Dahl, K., Levinsen, H., Lisbjerg, D., Nielsen, T.G., Krause-Jensen, D., Middelboe A.L., Svendsen, L.M. & Sand-Jensen, K. (1997): Marine områder. Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. 124 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 213.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- Abstract:** Denne rapport beskriver miljøtilstanden i de danske farvande i 1996, med henblik på at belyse eventuelle effekter af vandmiljøplanen. Året var præget af en meget ringe ferskvandsafstrømning som tilførte få næringssalte til de marine områder. Den lave belastning blev ledsaget af lav fytoplanktonbiomasse, lav primærproduktion, stor sigt dybde og en øget maksimal dybdegrænse for ålegræsvegetationen. Iforholdene var generelt gode, formentlig forårsaget af den lave belastning og gunstige meteorologiske forhold om sommeren. Korrigeres kvælstofbelastningen for afstrømningens størrelse er belastningen fra det åbne land mere eller mindre konstant siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen, på trods af at denne nu har eksisteret i mere end 9 år.
- Frie emneord:** Vandmiljø, marin, miljøtilstand, overvågning, eutrofiering, Vandmiljøplanen, *Marine Ecology, monitoring, assessment, eutrophication, environmental quality*
- Redaktionen afsluttet:** 17. november 1997
- ISBN:** 87-7772-357-0
ISSN: 0905-815x
- Papirkvalitet:** Cyclus Offset, 100% genbrugspapir
Tryk: Hvidovre Kopi ApS
Sideantal: 124
Oplag: 400
Pris: kr. 125,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
- Købes i boghandelen eller hos:**
- | | |
|-----------------------------|----------------------|
| Danmarks Miljøundersøgelser | Miljøbutikken |
| Postboks 358 | Information og Bøger |
| Frederiksborgvej 399 | Læderstræde 1 |
| DK-4000 Roskilde | 1201 København K |
| Tlf.: 46 30 12 00 | Tlf.: 33 37 92 92 |
| Fax: 46 30 11 14 | Fax: 33 92 76 90 |

Indhold

Forord 5

Resumé 7

1 Indledning 9

2 Overvågningsprogrammet for de marine områder 11

2.1 Formål 11

2.2 Strategi 11

2.3 Variable 11

2.4 Omfang og frekvens 13

3 Hydrografiske forhold 15

3.1 Vindforhold 15

3.2 Vandudveksling 17

3.3 Sæsonvariation i Storebælt 17

3.4 Den jyske kyststrøm 20

3.5 Sammenfatning 21

4 Belastningsforhold 23

4.1 Indledning 23

4.2 Ferskvands-, kvælstofs-, fosfor samt BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit i 1996 23

4.3 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til 1. ordens marine kystafsnit 26

4.4 Sæsonvariationer i tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit 28

4.5 Kilderne til kvælstof og fosfortilførslen til 1. ordens marine kystafsnit 31

4.6 Konklusion 34

5 Næringssalte 37

5.1 Sæsonvariation 37

5.2 Områdevariation 39

5.3 Udvikling 42

5.4 Næringssaltbegrænsning 43

5.5 Sammenfatning 44

6 Fytoplankton 47

6.1 Sigtdybde, klorofyl *a* og primærproduktion 48

6.2 Artssammensætning og masseforekomster 58

6.3 Toksiske alger 62

6.4 Konklusion 65

7 Iltforhold 67

- 7.1 Iltsvind i 1996 67
- 7.2 Udvikling 73
- 7.3 Sammenfatning 74

8 Bundfauna 75

- 8.1 De kystnære områder 75
- 8.2 De åbne farvande 80
- 8.3 Konklusion 82

9 Bundvegetation 83

- 9.1 Introduktion 83
- 9.2 Status for vegetationen i fjord- og kystområder 83
- 9.3 Status for makroalgevegetationen på stenrev i Kattegat 90
- 9.4 Tidslige variationer i makroalgernes artsdiversitet 93
- 9.5 Konklusion 102

10 Vurdering af miljøtilstand 105

11 Overordnet konklusion 107

12 Referencer 109

Bilag 1 Oversigt over amternes rapporter 113

Bilag 2 Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- samt BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit i 1996 115

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelsers nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 119

Danmarks Miljøundersøgelser 123

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports 124

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet blev iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens overvågningsprogram er at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (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 ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet 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 Miljøundersøgelsers 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 amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Ferske vandområder - vandløb og kilder" og "Ferske vandområder - søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder. Fjorde, kyster og åbent hav" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af fjorde og kystvande samt Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af de åbne havområder.

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

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition af kvælstof" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågningsindsats.

Bagest i denne rapport findes en sammenfatning af resultaterne fra samtlige overvågningsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Resumé

Den ringe afstrømning fra landområderne i vinteren 1995/96 førte generelt til en meget lav belastning med kvælstof til de marine områder i 1996, og i de østjyske fjorde, Isefjorden og Øresund er der tale om den laveste belastning, som er registreret i den periode, hvorfra der foreligger samlede opgørelser for belastningen.

Den lave belastning med kvælstof er betinget af den lave afstrømning. Korrigeres kvælstofbelastningen således for afstrømningens størrelse, er belastningen fra det åbne land mere eller mindre konstant siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen, på trods af at denne nu har eksisteret i mere end 9 år.

Belastningen med fosfor, som ikke i samme grad er relateret til ferskvandsafstrømningen, er signifikant reduceret igennem de seneste år. Den lave fosforbelastning i 1996 skyldes således en kombination af de seneste års reduktion i belastningen fra punktkilder og den lave afstrømning.

I næsten alle farvandsområder førte den lave belastning i 1996 til lave kvælstofkoncentrationer i vintermånederne, mens fosforkoncentrationerne var på niveau eller lavere end årene forud. Set over længere tid er der dog sket et markant fald i fosforkoncentrationerne.

I 1996 blev der registreret markant lavere fytoplanktonbiomasse, klorofylkoncentration og primærproduktion i forhold til årene forud, og perioden, hvor der optræder næringssaltbegrænsning, synes at være længere end tidligere. I flere områder var primærproduktionen på niveau med det, der blev fundet i 1970'erne. I tråd med den lave fytoplanktonbiomasse blev der i stort set alle områder registreret en markant stigning i sigtddybden, og i enkelte områder er der tale om de højst målte sigtddybder.

Udbredelsen af ålegræs og makroalger var flere steder reduceret på lavt vand i 1996, formentlig som følge af isvinteren 1995/96. Til gengæld havde ålegræsset i flere åbne kystområder en øget maksimal dybdegrænse i 1996 sammenlignet med tidligere, formentlig som følge af den store sigtddybde.

Iltforholdene var i 1996 væsentligt bedre end tidligere, og i de områder, hvor der var iltsvind, var den arealmæssige udbredelse og varighed begrænset. Desuden forekom iltsvind generelt senere på sæsonen i 1996 end i de foregående år.

Bundfaunaen synes i en række områder stadig at være påvirket af tilbagevendende iltsvind, hvilket kan ses på artssammensætningen og individstørrelsen af den dominerende fauna. Dette er dog også at forvente eftersom de fleste arter er flerårige og behøver adskillige år, før individerne opnår den normale størrelse.

De midlertidige forbedringer af miljøtilstanden, som er set i enkelte år, er stort set et resultat af en vejrbettinget lav kvælstofbelastning i disse år og i mindre grad også en reduceret punktkildebelastning. Året 1996 kan betragtes som "naturens eget store eksperiment", der viste, at hvis belastningen med kvælstof reduceres til det niveau, som er forudsagt i Vandmiljøplanen, får man under normale meteorologiske forhold en markant forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande.

1 Indledning

Den danske regering fremsatte i januar 1987 Vandmiljøhandlingsplanen, og året efter blev Vandmiljøplanens overvågningsprogram etableret i et samarbejde mellem statslige og amtslige myndigheder.

Denne rapport giver en overordnet beskrivelse af miljøtilstanden i 1996 i de danske farvande ud fra resultaterne af det omfattende undersøgelsesprogram, der er gennemført. Med det formål at påvise eventuelle udviklingstendenser, foretages derudover en sammenligning med tidligere data, indsamlet enten som led i Vandmiljøplanens overvågningsprogram eller i forbindelse med anden overvågning.

Baggrundsmaterialet for rapporten er resultaterne fra Vandmiljøplanens marine overvågningsprogram i form af data og rapporter fra amterne, Skov- og Naturstyrelsen, og Danmarks Miljøundersøgelser. Desuden er data velvilligt stillet til rådighed af Danmarks Fiskeriundersøgelser, af Forskningscenter RISØ, af A/S Storebæltsforbindelsen, af Farvandsvæsenet, af Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institutet, Oceanografiska Laboratoriet, af Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjonen Flødevigen, Norge, af Institut für Meereskunde an der Universität Kiel, Tyskland og af Institut für Ostseeforschung an der Universität Rostock, Tyskland.

Mere detaljerede oplysninger om miljøets tilstand og udvikling i kystvandene kan findes i amternes rapporter (se oversigten i bilag 1).

2 Overvågningsprogrammet for de marine områder

2.1 Formål

Formålene med den marine overvågning er:

- at følge udviklingen af den fysisk-kemiske og biologiske tilstand i havmiljøet
- at beskrive, i hvilken grad og hvordan tilstanden er påvirket af næringssaltbelastningen, samt hvordan tilstanden udvikler sig som følge af ændringer i næringssaltbelastningen.

2.2 Strategi

Kystområder

Det primære indsatsområde er de farvandsafsnit, der er mest berørt af næringssaltbelastningen fra land, og hvor det kan antages, at resultaterne af belastningsreduktioner vil få størst effekt på de undersøgte miljøvariable, dvs. i kystfarvandene og bælteerne. Indsatsen i disse områder varetages først og fremmest af amterne.

Åbne havområder

Overvågningsprogrammet omfatter desuden målinger og observationer i de åbne havområder med hovedvægten på de indre farvande. Indsatsen i de åbne områder varetages i dag primært af Danmarks Miljøundersøgelser.

Overvågningsprogrammet er tilrettelagt således, at det i størst mulig udstrækning belyser:

- ændringer i dyre- og planteliv inden for de enkelte farvandsafsnit
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter fra land gennem kystvand ud imod det åbne hav
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter på langs af den jyske vestkyst
- biologiske og fysisk-kemiske gradienter gennem de indre farvande.

Programmet suppleres med målinger af meteorologisk betingede faktorer som nedbør, afstrømning, vind, strøm, temperatur og vandstand.

2.3 Variable

De frie vandmasser

Overvågningsprogrammet er opdelt i to hovedgrupper, én der omfatter hyppige målinger i "de frie vandmasser", og én der omfatter bundundersøgelser typisk 1-2 gange årligt.

Undersøgelserne i de frie vandmasser omfatter en række profilmålinger, der foretages direkte i felten, og en række vandkemiske og biologiske analyser, der udføres i laboratoriet.

Profilmålinger

Profilmålinger:

- salinitet
- temperatur
- iltindhold
- sigtddybde
- evt. klorofyl-fluorescens

Vandkemiske prøver

Vandkemiske laboratorieprøver:

- total kvælstof (ufiltreret prøve)
- uorganisk kvælstof (filtreret prøve), dvs. nitrit+nitrat og ammonium
- total fosfor (ufiltreret prøve)
- orthofosfat (filtreret prøve)
- klorofyl-*a*
- silikat

På lavvandede lokaliteter uden lagdeling tages blandingsprøver eller prøver fra én dybde. På kystlokaliteter med stor vanddybde og lagdelt vandmasse tages én prøve over springlaget og én prøve tæt ved bunden.

Biologiske prøver

De biologiske prøver tages kun på et mindre antal udvalgte stationer, først og fremmest på såkaldte intensivstationer med høj prøvetagningsfrekvens.

Biologiske variable:

- primærproduktion
- fyto- og zooplanktonets artssammensætning, individantal og biomasse

På de intensive stationer, i fjordene samt Århus Bugt, måles mikro- og mesozooplankton, foruden primærproduktion og fytoplankton, således at hovedparten af det pelagiske biologiske system er repræsenteret ved prøvetagningen.

Bundundersøgelser

- Bundundersøgelserne omfatter monitorering af bundvegetation og bunddyr. Sidstnævnte er koordineret med sedimentundersøgelser.

Bundfauna

Bundfaunaundersøgelserne omfatter:

- artsbestemmelse
- individantal
- biomasse (vådvægt, tørvægt, askefri tørvægt)
- evt. størrelsesfordeling af almindelige arter af muslinger

Sediment

Sedimentundersøgelserne omfatter:

- tørstofsbestemmelse
- glødetabsbestemmelse
- kornstørrelsesfordeling (mindre hyppigt)
- evt. bestemmelse af bakterien *Clostridium perfringens*
- evt. bestemmelse af total kvælstof
- evt. bestemmelse af total fosfor

Bundvegetation

Bundvegetationsundersøgelserne omfatter:

- artsantal
- bestemmelse og dækningsgrad (semikvantitativ indeks)
- dybdegrænser
- evt. biomasse
- evt. fladekortlægning

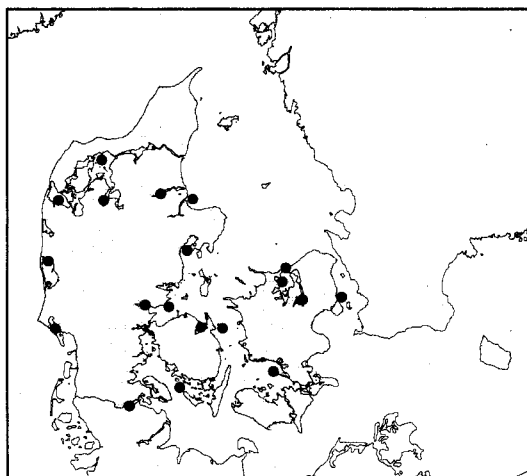
De specifikke metoder til udførelse af både det pelagiske og det benthiske overvågningsprogram er beskrevet i "Retningslinier for marin overvågning" (Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium, 1988) samt senere opdatering på bundvegetationsområdet (Krause-Jensen et al., 1995).

2.4 Omfang og frekvens

Overvågningsprogrammet blev påbegyndt i 1988 (Miljøstyrelsen, 1989) og revideret i 1992 på baggrund af de forløbne års erfaringer (Miljøstyrelsen, 1993).

Intensivstationer

Ved revisionen i 1992 var den primære ændring, at den kystnære overvågning på udvalgte stationer blev mere intensiv (32-52 besøg årligt). Dette sket på bekostning af den arealmæssige dækning, idet antallet af stationer blev reduceret. De intensive stationers placering er vist på figur 2.1. I nogle amter er der i tilgift til de faste intensivstationer gennemført intensivmålinger på andre stationer gennem 1996. I øjeblikket er overvågningsprogrammet igen under revision. Det reviderede program skal dække perioden 1998-2003.



Figur 2.1 Faste intensive overvågningsstationer i danske farvande.

Bundfaunaundersøgelserne gennemføres typisk en gang årligt om foråret, men i udvalgte belastede områder er frekvensen højere. Bundvegetationen undersøges 1-2 gange årligt på faste transekter i perioden maj-september, og endelig indsamles sedimentprøver hvert år samtidig med bundfaunaprøvetagningen eller med 3-6 års interval.

Omfanget af amternes og Danmarks Miljøundersøgelsers aktiviteter fremgår af tabel 2.1 og 2.2.

Tabel 2.1 Oversigt over de samlede aktiviteter i det amtslige havovervågningsprogram under Vandmiljøplanen. Antallet af intensive stationer er medregnet i de øvrige stationer. Hvor to amter driver en intensivstation i fællesskab, er den kun medtaget hos ét amt.

Amt	Vandkemi	Primærproduktion	Fytoplankton	Zooplankton	Bundfauna(1)	Vegetations-transekter	Intensive stationer
København K	3	3	2	-	8	1	1
København	5	3	3	-	7	9	-
Frederiksborg	8	4	4	-	8	8	1
Roskilde	10	4	4	2	9	5	1
Vestsjælland	15	15	12	1	15	10	1
Storstrøm	7	1	1	-	14	12+3a(2)	1
Bornholm	6	-	-	-	-	20	-
Fyn(3)	27	27	3	-	29	18	4
Sønderjylland	12	9	1	1	15+3t	36	1
Ribe	15	6	2	-	3t	-	1
Vejle	10	10	3	1	29	68	1
Ringkøbing	12	12	5	3	41	38	1
Århus	7	2	2	1	55	15	2
Viborg(4)	14	11	6	6	19	36	3
Nordjylland(5)	12	4	4	1	32	16	1
I alt	163	111	52	16	281+6t	292+3a	19

- (1) "t" angiver, at bundfaunaprøver udtages langs et transekt.
- (2) "a" angiver, at det er arealundersøgelser.
- (3) Inkl. Lillebælt.
- (4) Inkl. Limfjorden.
- (5) Inkl. Mariager Fjord.

Tabel 2.2 Oversigt over statslige overvågningsstationer i den åbne del af de danske farvande fordelt på miljøvariable og farvandsafsnit.

Farvandsafsnit	Vandkemi	Primærproduktion	Fytoplankton	Zooplankton	Bundfauna	Bundvegetation
Indre danske farvande	25	7	7	7	26*	8**
Nordsøen	50	-	-	-	3	-
I alt	75	7	7	7	29	8

- * Heraf 18 udført for Skov- og Naturstyrelsen.
 ** Udført for Skov- og Naturstyrelsen.

3 Hydrografiske forhold

I dette kapitel gives en beskrivelse af meteorologiske, hydrografiske og biologiske forhold i løbet af 1996. Gennemgangen tager udgangspunkt i vindforhold og volumentransport. På basis af dette beskrives variationerne i salinitets-, ilt- og næringssaltkoncentrationerne i Storebælt på Fyns Amts station 53, som giver et repræsentativt billede af styrende forhold for de indre danske farvande. Endelig beskrives forhold langs den jyske Vestkyst. Forhold vedrørende ilt- og næringssaltkoncentrationer i øvrigt gennemgås i kapitlerne 5 og 7.

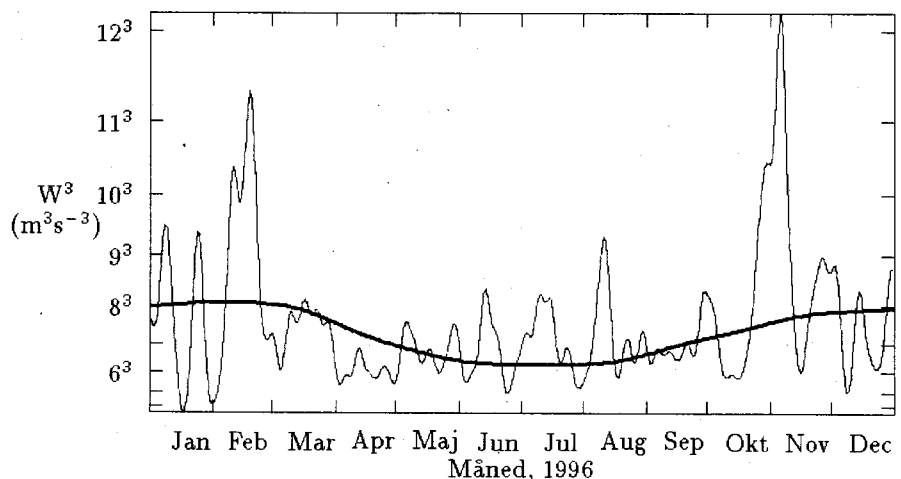
3.1 Vindforhold

Beregningsmetode

De meteorologiske data er behandlet som i Dahl et al. (1995). Nedenfor anvendes vindstyrken i tredje potens ($m^3 s^{-3}$) (figur 3.1). Dette er et mål for den afgivne effekt til vandsøjlen ($J s^{-1}$) og anvendes derfor som et mål for vindens blanding af vandsøjlen. Begrænsninger af dette mål for vindblanding er gennemgået i Rasmussen (1997). Dominerende vindhændelser er præsenteret som integralet over vindstyrken gennem året i figur 3.2. Datamaterialet er stillet til rådighed af Forskningscenter Risø og A/S Storebæltsforbindelsen.

Vindblanding

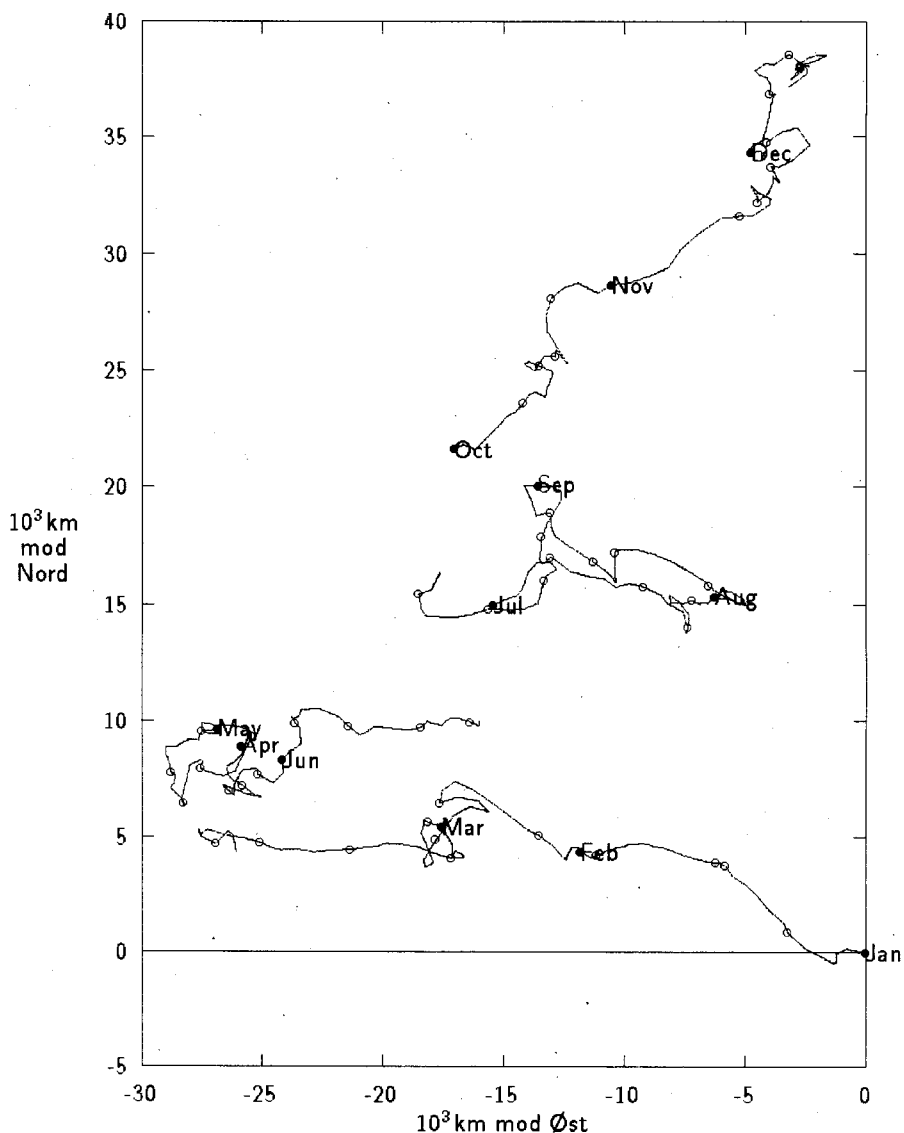
Vindstyrken og dermed vindblanding er gennemgående moderat i 1996 (mindre end $7 m s^{-1}$, figur 3.1). Enkelte hændelser med stor vindstyrke (større end $10 m s^{-1}$) optræder midt i februar og i slutningen af oktober. I øvrigt optræder blandingshændelser i begyndelsen og slutningen af januar, midt i juni og juli, først i august samt sidst i november. Årets vindblanding afviger ikke markant fra øvrige år. Dog er der i 1996 ikke længerevarende perioder med lav vindblanding gennem sommeren.



Figur 3.1 Glidende middelværdi for vindstyrken i tredje potens ved Sprogø i 1996. Vindstyrken er omregnet til 10 m over havet. Periodelængder mindre end 7 døgn er fjernet med en lavpasfiltering. Den glatte kurve er sæsonmiddelværdien (Rasmussen, 1995). Datamaterialet er stillet til rådighed af Forskningscenter Risø og A/S Storebæltsforbindelsen.

Årets første 3 måneder er domineret af markante og kraftige østenvinde (figur 3.2). I april og maj er vinden svag og fra skiftende retninger, hvorefter den slår om i vest i størstedelen af juni og juli. I august og september er vinden igen domineret af østlige vinde. I årets 3 sidste måneder er der enkelte blæsevejrshændelser, og vindretningen er overvejende sydvestlig.

De dominerende østlige vinde i årets første del bevirker, at vand fra Tyske Bugt spredes ud over Nordsøen (afsnit 3.4). Vindfeltet er derved medvirkende til, at lave næringsaltsniveauer observeres langs Vestkysten.



Figur 3.2 Progressivt vektordiagram af vindhastigheden ved Sprogø i 1996. Af hensyn til overskueligheden af vektordiagrammet er året inddelt i perioder af 3 måneder. I hver af de perioder er vektordiagrammet forskudt mod nord med $5 \cdot 10^3$ km. Sort prik hver måned, åben cirkel ugevis (fx 1.3, 8.3, 15.3, 22.3). Datagrundlaget er stille til rådighed af Forskningscenter Risø og A/S Storebæltsforbindelsen.

3.2 Vandudveksling

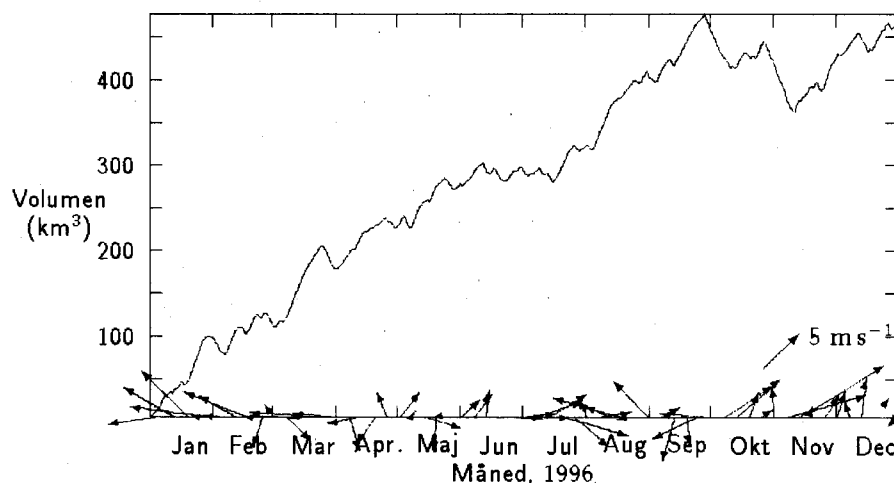
Beregningsmetode

Vandtransporten gennem Øresund og Bælthavet er beregnet på basis af døgnmiddelværdier af vandstandene ved Gedser og Hornbæk, som beskrevet i Dahl et al. (1995). Volumentransporten er derudover normaliseret til middelferskvandstilstrømningen til Østersøen ($15 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Derved er middeludstrømningen for 1996 $15 \cdot 10^3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Vandstandsdata mangler for enkelte døgn. Volumentransporten for disse døgn er beregnet på basis af en korrelation mellem volumenstrømmen og strømhastigheden i dybden 5 m ved Drogden Fyr. Volumentransporten integreres over året og giver dermed vandudvekslingen gennem de indre danske farvande (figur 3.3). Strømningshastighed og vandstandsdata er stillet til rådighed af Farvandsvæsenet.

Volumentransporten

Ind til udgangen af maj er der en jævn udstrømning fra Østersøen, kun afbrudt af enkelte markante udstrømningshændelser sidst i januar og midt i marts (figur 3.3). I juni og juli er udstrømningen lav, hvorefter der igen er markante udstrømninger i august og størstedelen af september. To markante indstrømninger forekommer i oktober og november under de kraftige sydvestlige vinde (figur 3.2).

Volumentransporten til Kattegat i august og september er større end i de forudgående års sensommer. Denne volumentransport er afgørende for reduktionen i iltmætningen i Storebælts bundvand i sensommeren (afsnit 3.3).



Figur 3.3 Kumuleret vandføring gennem Øresund og Bælthavet samt midelvindshastighedsvektor over 7 døgn ved Sprogø i 1996 omregnet til 10 m over havet. Datagrundlaget er stillet til rådighed af hhv. Farvandsvæsenet, Forskningscenter Risø og A/S Storebæltsforbindelsen.

3.3 Sæsonvariation i Storebælt

Salinitet

Salinitetsvariationerne nær overfladen (figur 3.4 a) afspejler de skiftende volumenstrømme gennem Storebælt (figur 3.3). Under udstrømning fra Østersøen reduceres saliniteten, mens den øges under indstrømning. Afvigelser fra det generelle mønster er gennemgået i Rasmussen (1995). De mest markante salinitetsreduktioner optræder

fra midt i juli til midt i september, hvor saliniteten reduceres fra 22 psu til 10 psu. Saliniteten 22 psu etablerer sig efter en længere periode med ringe nettovandføring. Den ringe nettovandføring afbrydes af indstrømningshændelser som følge af kortvarige kraftige sydvestlige vinde. Salinitetsvariationerne nær bunden (figur 3.4 a) er mere lavfrekvente end de overfladenære. Det generelle mønster er, at en udstrømning presser haloklinen nedad. Derved når mindre salt bundnært vand fra Storebælts sydlige del frem til Storebælts nordlige del. Denne mekanisme resulterer i, at den bundnære salinitet reduceres fra 33 psu til 28 psu fra midt i juli til midt i september. Under perioden med ringe nettovandføring (juni og juli) strømmer saltere bundvand ind i Storebælt fra Kattegat, således at saliniteten stiger til 33 psu.

Temperatur

Den overfladenære temperatur følger i grove træk variationerne i lufttemperaturen (figur 3.4 b). Varmere lufttemperaturer viser sig kortvarigt i april og maj. Afkølingen af overfladevandet starter samtidig med lufttemperaturens reduktion, men foregår langsommere. Fra midt i april til oktober er overfladevandet varmere end bundvandet. Bundvandets temperatur er gennemgående 5°C til 13°C. Mest markant er bundvandets temperaturstigning fra midt i juni til midt i september. Stigningen etableres under den længerevarende udstrømning, som fører mindre salt og varmere vand fra syd ned i bundvandet i Storebælts nordlige del.

Iltmætning

Med det markante bundvandsskifte fra sidst i juni reduceres bundvandets iltmætning fra 80% til 50% (figur 3.4 c). Årsagerne til denne reduktion er, at det tilstrømmende vand har et lavere iltindhold, og at respirationsprocessernes hastighed er højere i det varmere vand. I perioden op til bundvandsskiftet øges bundvandets iltindhold som følge af tilstrømmende koldere og iltrigt vand fra Kattegat. Forårets reduktion i iltmætning fra 90% til 60% er resultatet af omsætningen af tilført organisk materiale fra forårsopblomstringen.

Klorofyl a

Forårsopblomstringen sker midt i marts under årets første markante udstrømningshændelse (figur 3.3). Udstrømningen stabiliserer den øvre vandmasse og fastholder derved fytoplanktonet nær havoverfladen, hvor lysbetingelser er gunstige. De højeste klorofyl *a* koncentrationer måles til 17 $\mu\text{g l}^{-1}$ under forårsopblomstringen (figur 3.5 a). Indtil efterårets algemaksimum (4-7 $\mu\text{g l}^{-1}$), forbliver klorofyl *a* koncentrationen omkring 1-2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Bundvandets klorofyl *a* koncentration er ikke målt.

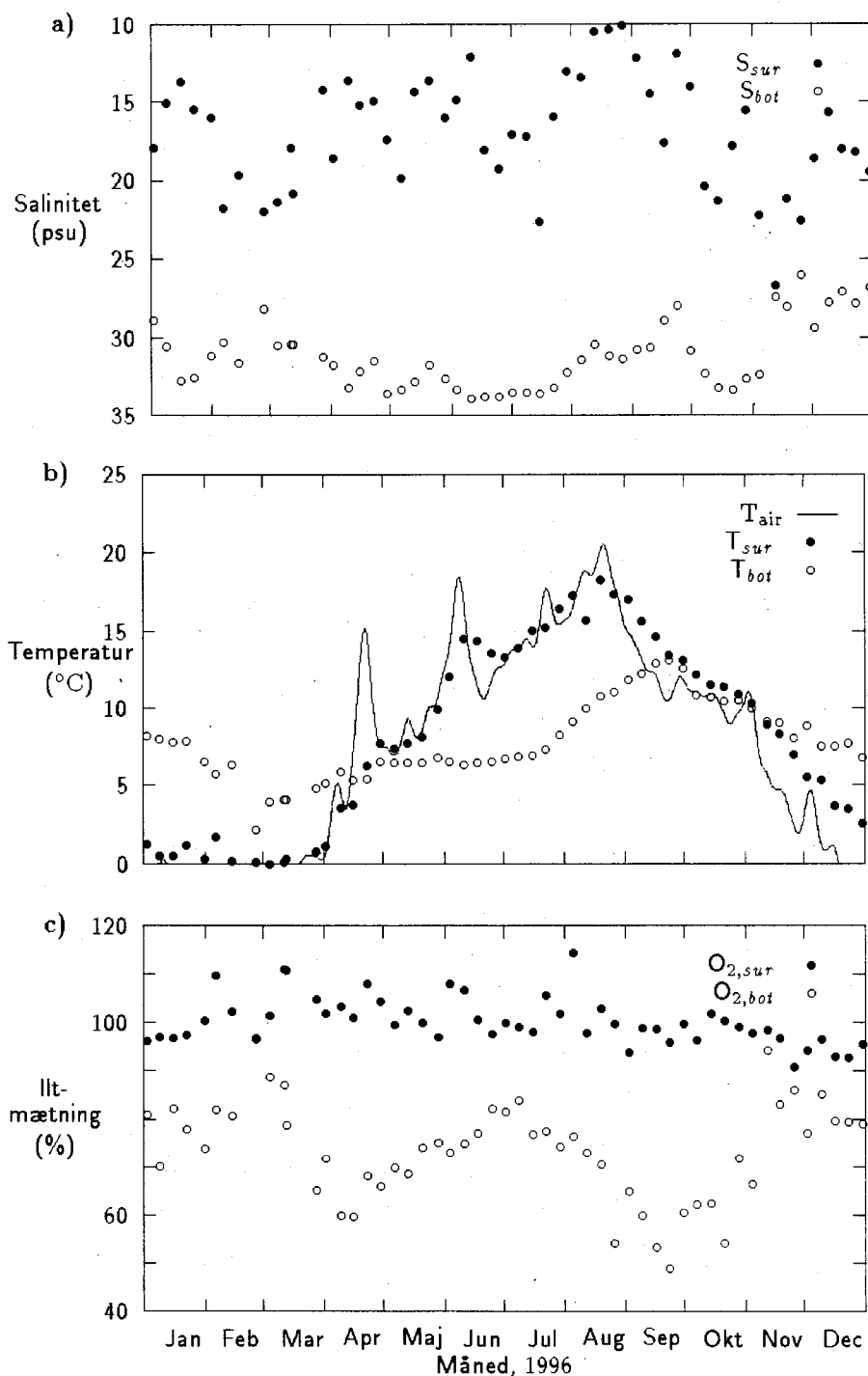
Nitrat

Forårsopblomstringen reducerer overfladevandets nitratkoncentration fra vinterniveauet (5-8 $\mu\text{mol l}^{-1}$) til nær detektionsgrænsen. Med enkelte undtagelser forbliver overfladevandets nitratkoncentration på dette niveau gennem sommeren og efteråret. Med det markante bundvandsskifte midt i juli reduceres bundvandets nitratkoncentration fra 6-8 $\mu\text{g l}^{-1}$ til under 2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Med tilstrømningen af vand fra Kattegats nedre lag øges nitratkoncentrationen igen til 6-8 $\mu\text{g l}^{-1}$ i den efterfølgende periode.

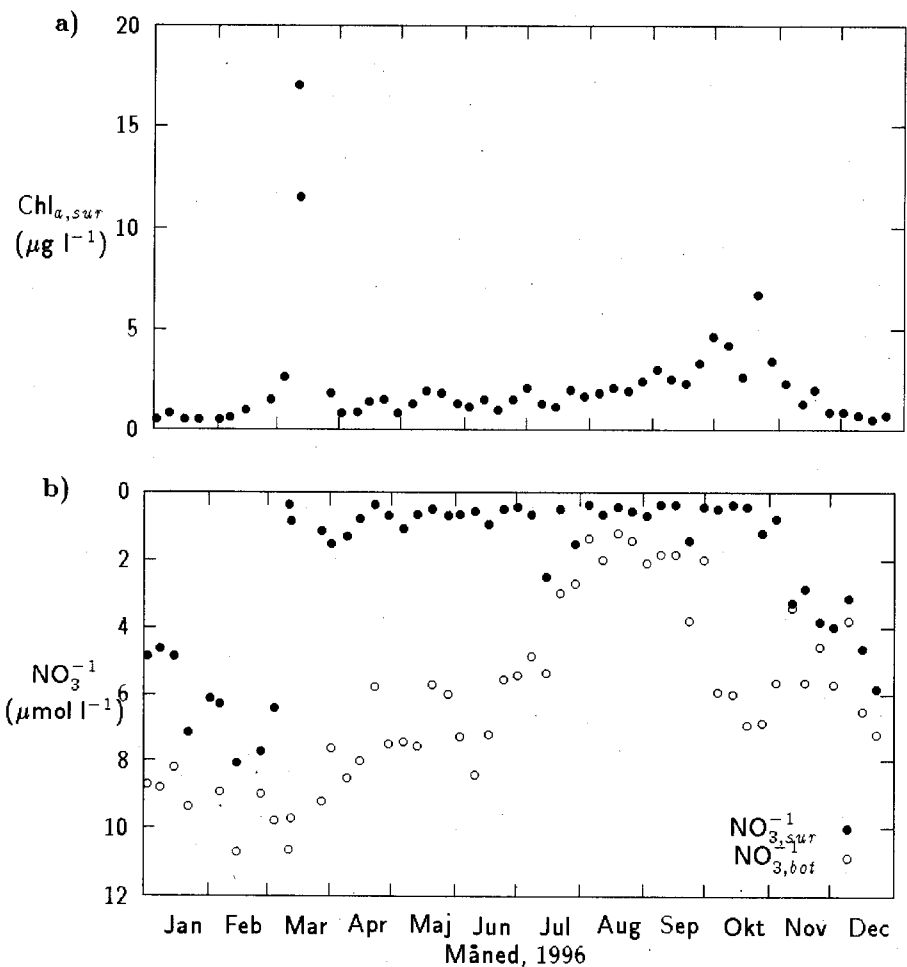
Sammenfatning

Reduktionen i iltmætningen i Storebælts bundvand i sensommeren er betinget af tilstrømmende mindre salt vand fra Storebælts sydlige dele. Dermed er årsagen til reduktionen i iltmætningen i 1996 ikke

tilstrømmende iltfattigt bundvand fra Kattegat, som det ofte antages i sæsonmiddelværdiberegninger for transporterne i området.



Figur 3.4 1996: Overflade- og bundnære observationer af a) salinitet, b) temperatur og c) iltmætning på station 53, Fyns Amt. Bemærk at salinitetsskalaen er vendt om, således at målinger fra det lette og mindre salte overfladevand vises øverst på figuren.



Figur 3.5 1996: Overflade- og bundnære observationer af a) klorofyl *a* og b) nitrat på station 53, Fyns Amt. Bemærk at nitratskalaen er vendt om, således at målinger fra det mindre salte overfladevand vises øverst på figuren.

3.4 Den jyske kyststrøm

Tyske Bugt vand

Tilstrømningen af ferskvand til området nær Tyske Bugt resulterer i dannelsen af et lavsalint og næringsrigt vandvolumen i Tyske Bugt. Dette vand bliver periodevis stuvet op i Tyske Bugt, og strømmer herefter mod nord langs den jyske vestkyst, hvor mindre salt vand med en høj næringssaltkoncentration ofte observeres i vinter- og forårsmånederne. I 1996 er nedbøren over Nord- og Vesteuropa lav. Næringssaltbelastningen til Tyske Bugt er dermed relativt lav. Den lave belastning er medvirkende til, at næringssaltniveauet langs Vestkysten er lavt i 1996.

Spredning mod vest

De markante østlige vinde i januar til marts (figur 3.2) bevirker, at Tyske Bugt vandet bliver spredt mod vest ud over Nordsøen. Her bliver det blandet op med det øvrige Nordsøvand. Denne opblanding er ligeledes medvirkende til, at der registreres lave næringssaltkoncentrationer og høj salinitet ud for Ringkøbing Fjord og ved Hanstholm. Vandet fra Tyske Bugt mister således sin identitet på vejen op langs den jyske vestkyst, og når ikke forbi Hanstholm i vinterperioden i 1996.

3.5 Sammenfatning

Vindforhold

Enkelte hændelser med stor vindstyrke optræder midt i februar og sidst i oktober. I øvrigt optræder vindhændelser i begyndelsen og slutningen af januar, midt i juni og juli, først i august samt sidst i november. Årets vindblanding afviger ikke markant fra tidligere år. Årets første 3 måneder er domineret af markante og kraftige østenvinde. Derved afviger vindfeltet for 1996 i forhold til de forudgående år.

Vandudvekslingen

En markant udstrømning fra Østersøen til de indre danske farvande forekommer midt i marts. I juni og juli er udstrømningen lav, hvorefter der igen er markante udstrømninger i august og størstedelen af september.

Volumentransporten i august og september er større end i de forudgående års sensommer. Denne volumentransport er afgørende for reduktionen i iltmætningen i Storebælts bundvand.

Sæsonvariation

En markant udstrømning midt marts stabiliserer overfladevandet i de indre danske farvande, hvorefter forårsopblomstringen sker og reducerer overfladevandets nitratkoncentration til nær detektionsgrænsen. Den efterfølgende udsynkning af organisk materiale medfører, at iltmætningen i bundvandet reduceres kortvarigt fra 90% til 60%. Tilstrømmende vand fra Kattegats nedre lag øger igen iltmætningen i Storebælts bundvand til 70% i juli, hvor nettovandføring gennem Storebælt er lav. De efterfølgende 2 udstrømningshændelser i august og september resulterer i et vandskifte af Storebælts bundvand, hvor varmere og iltfattigere vand føres fra det sydlige Storebælt mod nord. Derved reduceres iltmætningen fra 65% til 50%. Efter disse udstrømninger føres salt Kattegatvand igen til Storebælt, og iltmætningen øges kortvarigt, indtil årets sidste udstrømningsperiode sidst i november atter resulterer i lave iltmætninger i Storebælts bundvand.

Reduktionen i iltmætningen i Storebælts bundvand i sensommeren er betinget af tilstrømmende mindre salt vand fra Storebælts sydlige dele. Dermed er årsagen til reduktionen i iltmætningen i 1996 ikke tilstrømmende iltfattigt bundvand fra Kattegat, som det ofte antages i sæsonmiddelværdiberegninger for transporterne i området.

Tyske Bugt vand

Den lave nedbørsmængde over Vest- og Nordeuropa i 1996 er medvirkende til, at næringssaltniveauet er lavt langs Vestkysten i 1996. Som følge af markante østlige vinde i årets første 3 måneder bliver Tyske Bugt vandet spredt mod vest ud over Nordsøen. Her bliver det blandet op med det øvrige Nordsøvand. Denne opblanding er ligeledes medvirkende til de lave næringssaltkoncentrationer langs Vestkysten.

Kombinationen af lav belastning og markante østenvinde giver derved anledning til at næringssaltkoncentrationerne langs Vestkysten er lavere end normalt.

4 Belastningsforhold

4.1 Indledning

Ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stoftilførsel til havet

Dette kapitel omhandler de landbaserede tilførsler af ferskvand, kvælstof (N), fosfor (P) og let omsætteligt organisk stof (udtrykt som det biokemiske iltforbrug BOD_5) til de marine kystafsnit (fjorde, bugter og øvrige kyststrækninger) via vandløb og direkte punktkilde udledninger samt via havbrug. Herudover sker der en tilførsel af bl.a næringsstoffer til de danske havområder ved atmosfærisk deposition og udveksling med de tilgrænsende havområder. Kendskab til tilførsel af blandt andet kvælstof og fosfor og sæsonvariationen heri er nødvendig for en vurdering af årsagerne til miljøtilstanden i de kystnære og mere åbne havområder. Den atmosfæriske deposition behandles i DMU's overvågningsrapport om atmosfæren og dette kapitel omhandler således alene de landbaserede bidrag til marine kystafsnit samt havbrug. Opgørelse af spildevandsudledninger til ferskvand og direkte til de marine kystafsnit behandles i Miljøstyrelsen, 1997.

Kapitlets indhold

I dette kapitel opgøres den landbaserede tilførsel fra Danmark til de 9 første ordens kystafsnit. Opgørelsen er baseret på indberetninger fra amterne og spildevandsdata fra Miljøstyrelsen. Opgørelsesmetodik og detaljer omkring tilførslen kvælstof, fosfor og organisk stof til ferskvand og via vandløb til havet samt kilder hertil og af ferskvandsafstrømningen til de marine kystafsnit findes i Windolf et al. 1997, hvori belastningsopgørelser til de 49 2. ordens kystafsnit også findes.

Bilag 2

Månedsafstrømningen af ferskvand, månedstransporter af kvælstof og fosfor samt af de månedlige vandføringsvægtede koncentrationer for de ni 1. ordens kystafsnit fremgår af bilag 2, tabellerne 2.1-2.13. Der er også angivet andelen af nitrat-nitrit_N af den total kvælstof afstrømning og tilsvarende orthofosfat fosfor af total fosfor månedsvis for hver af de ni 1. ordens kystafsnit.

4.2 Ferskvands-, kvælstofs-, fosfor samt BOD_5 -tilførslen til marine kystafsnit i 1996

Ferskvandsafstrømningen i 1996

Året 1996 var med 505 mm nedbør det tredje tørreste år, der er registreret i Danmark siden systematiske målinger blev indledt i 1874 (normalen er 712 mm). Nedbøren var endvidere 76 mm lavere end det hidtil tørreste overvågningsår i 1989. Nedbørsforholdene har været så ekstreme at 21 måneders perioden fra juli 1995 og 21 måneder frem (til marts 1996) har været den tørreste nogensinde med 879 mm mod den hidtil vådeste fra juli 1993 til marts 1995 med 1660 mm. Denne ekstremt nedbørsfattige periode har også medført en usædvanlig lav ferskvandsafstrømning på kun 8.191 millioner m^3 (190 mm) eller 41% under normalen (1971-90) på 14.000 millioner m^3 (327

mm). Dette er den lavest målte afstrømning til de marine kystafsnit og 24% mindre end i 1989, der havde den hidtil laveste afstrømning i overvågningsperioden. Det kan derfor umiddelbart forventes at have været en meget lav diffus afstrømning af næringsstoffer fra det åbne land i 1996, og ikke mindst var afstrømningen i vinterhalvåret 1995/96 uset lav.

Kvælstof, fosfor og BOD₅ tilførslen til marine kystafsnit i 1996

I 1996 var tilførslen via vandløb og fra direkte spildevandsudledninger inklusiv havbrug til marine kystafsnit på 48.300 tons kvælstof, 2.010 tons fosfor og 29.800 tons BOD₅ (tabel 4.1). Den diffuse afstrømning (bestemt som den totale tilførsel fratrukket direkte udledninger og spildevandstilførslen til ferskvand men inklusiv bidrag fra spredt bebyggelse) udgjorde 76% af den totale kvælstoftilførsel. De tilsvarende værdier for fosfor og organisk stof var 22% og 18% (tabel 4.1). Tilførslen via vandløb udgjorde 88 % af den samlede kvælstoftilførsel til de marine kystafsnit (inklusiv havbrug), mens de tilsvarende værdier for fosfor og organisk stof er 61% og 53%. I forhold til den målte transport var den diffuse afstrømning (eksklusiv belastning fra spredt bebyggelse) således hovedkilden til den samlede belastning med kvælstof, mens den udgjorde cirka 1/5 af belastningen med fosfor og organisk stof.

Tabel 4.1 Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 1996 opdelt i afstrømning via vandløb fratrukket spildevand fra spredt bebyggelse og punktkilder, i spildevand fra punktkilder til ferskvand, i spildevand fra spredt bebyggelse og i spildevand udledt direkte til marine kystafsnit samt havbrug. Spildevandsoplysninger er fra Miljøstyrelsen, 1997.

	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	36900	430	5300
Punktkilder til ferskvand	4500	540	6100
Spredt bebyggelse	1100	260	4400
Spildevand ferskvand i alt	5600	800	10500
Afstrømning til havet via vandløb	42500	1230	15800
Spildevand direkte til havet	5500	745	12500
Havdambrug	300	35	1500
Total til havet	48300	2010	29800

Udvikling i belastningen i de 8 år under Vandmiljøplanen: Ferskvandsafstrømningen

Ferskvandsafstrømningen var i 1996 som omtalt rekord lav med kun 190 mm, hvilket er 58% af gennemsnittet for perioden 1989-95. De 8 overvågningsår har haft en middelaflstrømning på 313 mm mod normalen (1971-90) på 327 mm. Afstrømningsmæssigt kan 1996 bedst sammenlignes med 1989, hvor afstrømningen var 252 mm (tabel 4.2).

Tabel 4.2 Årlig tilførelse af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger (inklusive havbrug) til marine kystafsnit i de otte overvågningsår.

	Ferskvandsafstrømning (mm)	Kvælstof (tons)			Fosfor (tons)			BOD ₅ (tons)		
		via vandløb	direkte udledn.	i alt	via vandløb	direkte udledn.	i alt	via vandløb	direkte udledn.	i alt
1989	252	61900	17000	78900	2860	4010	6870			
1990	327	97100	15200	112300	3570	3140	6710			
1991	296	78500	13800	92300	2330	2540	4870			
1992	294	91800	12800	104600	1960	2090	4050			
1993	325	98200	10100	108300	2040	1620	3660			
1994	455	119100	9600	128700	2960	1560	4520	41700	35600	77300
1995	363	84400	8800	93200	2190	1170	3360	25000	22300	47300
1996	190	42500	5800	48300	1230	780	2010	15800	14000	29800

Udviklingen i kvælstofbelastningen

Den diffuse kvælstofafstrømning (inklusive spildevand fra spredt bebyggelse også kaldet belastningen fra det åbne land) har i perioden 1989-96 i gennemsnit været 77.200 tons eller ca. 20% lavere end i perioden 1981-88. Til sammenligning har afstrømningen været 17% lavere i de 8 overvågningsår end i perioden 1981-88. Afstrømningen fra det åbne land følger generelt de tilsvarende for ferskvandsafstrømningen. Der er således måske en tendens til en reduktion i kvælstofafstrømningen fra det åbne land på nogle ganske få procent, men faldet er endnu ikke statistisk signifikant (tabel 4.2). Fra 1989 til 1996 er de direkte spildevandsudledninger af kvælstof faldet med 66% til 5800 tons og spildevandsudledningerne til ferskvand er samtidigt reduceret med 50% til 5700 tons, således at spildevandsudledningerne samlet er reduceret med 60%.

Udvikling i tilførsel af fosfor

De samlede landbaserede fosfortilførsler til de marine kystafsnit er faldet fra 6.870 tons i 1989 til 2.010 tons i 1996, hvilket er den laveste værdi for de 8 overvågningsår (tabel 4.2). Fosforafstrømningen fra det åbne land skønnes i perioden 1981-88 i gennemsnit at have været 1.200-1.400 tons (usikkert bestemt), mens gennemsnittet for 1989-96 er 1.270 tons. I perioden har der været et fald i tilførslen af spildevand fra spredt bebyggelse på ca. 200 tons. Der kan således ikke erkendes noget fald i fosforafstrømningen fra det åbne land i overvågningsårene sammenlignet med perioden 1981-88. Den diffuse fosforafstrømningen (dvs. uden bidrag fra den spredte bebyggelse) var i 1996 med ca. 430 tons næsten dobbelt så stor som i det andet tørre år 1989 en forskel der dog næppe ligger ud over usikkerheden ved opgørelsen heraf. Spildevandsudledningerne til ferskvand er siden 1989 faldet med 70% til knap 800 tons. Tilsvarende er de direkte spildevandsudledningerne inklusive havbrug faldet med 81% til 780 tons. Samlet er spildevandsudledningerne faldet med 76% eller godt 5.000 tons.

Diffuse afstrømnings betydning steget som konsekvens af den forbedrede spildevandsrensning

De diffuse kilder (dvs. baggrundsbidraget, bidraget fra dyrkede arealer og spildevand fra den spredte bebyggelse) udgør som en konsekvens af den forbedrede spildevandsrensning en stadig større andel af den samlede belastning af ikke mindst fosfor til de marine kystafsnit (tabel 4.3). Den diffuse fosfortilførsel til marine kystafsnit udgjorde således 34% af den samlede fosfortilførsel i 1996 mod 10% i 1989, selv om afstrømningen var 33% højere i 1989. I de mere afstrømningsrige år 1994 og 1995 udgjorde den diffuse afstrømning over 45% af den samlede tilførsel til de marine kystafsnit. Trods de markante reduktioner i spildevandsudledningerne udgør de stadig over halvdelen af den belastningen til marine kystafsnit. Den diffuse afstrømning var også før Vandmiljøplanen den absolut største kilde til kvælstofafstrømning. Alligevel er denne kildes betydning også vokset grundet den forbedrede spildevandsrensning, således af den i 1993-95 har udgjort ca. 85% af den samlede tilførsel mod 79% i de tørre 1996. I 1989 udgjorde den diffuse afstrømning kun ca. 66% af den samlede tilførsel.

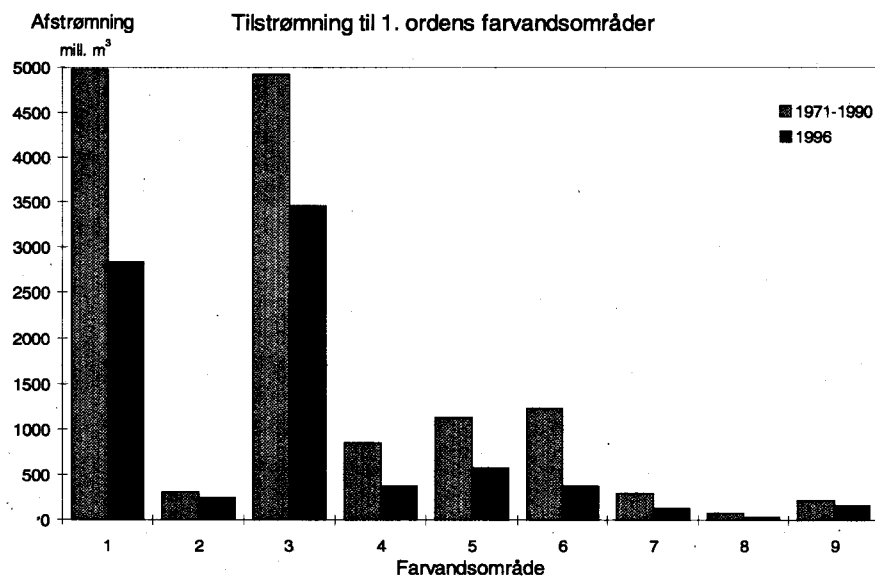
Tabel 4.3 Den procentvise fordeling af den totale belastning til marine kystafsnit fordelt på diffus afstrømning, punktkilder til ferskvand og direkte spildevandsudledning til havet (inklusive havbrug).

	Kvælstof			Fosfor			BOD ₅		
	Diffus afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.	Difus afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.	Difus afstrøm.	Pkt.kilder ferskvand	Direkte udledn.
	%	%	%	%	%	%	%	%	%
1989	66	12	22	10	32	58			
1990	79	8	13	28	25	47			
1991	77	8	15	22	26	52			
1992	81	7	12	23	26	51			
1993	85	6	9	33	23	44			
1994	88	5	7	48	17	35	43	11	46
1995	85	6	9	45	20	35	37	16	47
1996	79	9	12	34	27	39	32	21	47

4.3 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof til 1. ordens marine kystafsnit

Afstrømning til farvandsområderne

Ferskvandsafstrømningen til de ni 1. ordens kystafsnit var samlet 58% af midlen. Ferskvandsafstrømningen til Skagerrak (farvandsområde 2) og Østersøen (farvandsområde 9) var 10-20% under midlen, mens den var mere end halveret til Bælthavet og Øresund (farvandsområderne 4-8) og næsten halveret til Nordsøen (farvandsområde 1) (figur 4.1).



Figur 4.1 Ferskvandsafstrømningen til de ni 1. ordens kystafsnit fordelt på perioden 1971-1990 og i 1996.

Tilførslerne til de 1. ordens kystafsnit viser overordnet med undtagelse af Øresund, at tilførslen via vandløb er hovedkilden til den landbaserede belastning via ferskvand (tabel 4.4). For Øresund er hovedkilden stadig direkte spildevandsudledninger trods en markant reduktion i de direkte spildevandsudledninger fra 1995 til 1996. Endvidere udgør direkte spildevandsudledninger en stor andel af - fosfor og BOD₅ tilførslen til Skagerrak og Østersøen.

Tabel 4.4 Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stofafstrømning via vandløb og direkte udledninger (inklusive havbrug) til de ni 1. ordens marine kystafsnit og i alt i 1996.

Farvandsområde	Ferskvand Afstrømning 10 ⁹ m ³	Kvælstof			Fosfor			BOD ₅		
		Tilførsel via vandl. tons	Direkte punkt. tons	Total til kystafsnit tons	Tilførsel via vandl. tons	Direkte punkt. tons	Total til kystafsnit tons	Tilførsel via vandl. tons	Direkte punkt. tons	Total til kystafsnit tons
Nordsøen	2837	11800	350	12200	270	30	300	3550	500	4050
Skagerrak	245	1600	100	1700	50	20	70	850	650	1500
Kattegat	3454	17900	1100	19000	480	120	600	7500	2750	10250
Nordlige Bælthav	377	2700	400	3100	80	40	120	1000	600	1600
Lillebælt	580	3600	450	4050	120	60	180	1200	800	2000
Storebælt	372	2500	650	3150	130	70	200	950	5200	6150
Øresund	135	600	2600	3200	40	420	460	300	3050	3350
Sydlig Bælthav	29	300	<50	300	10	<10	20	100	50	150
Østersøen	162	1500	100	1600	50	20	70	350	400	750
Danmark	8191	42500	5800	48300	1230	780	2010	15800	14000	29800

Vandføringsvægtede koncentrationer

Vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof i tilstrømningen via vandløb til marine kystafsnit er højest til det Sydlige Bælthav og Østersøen (henholdsvis 9,3 og 9,5 mg N l⁻¹) og lavest til Nordsøen (4,2 mg N l⁻¹) (tabel 4.5). Tilsvarende er de vandføringsvægtede fosforkoncentrationer højest til Sydlige Bælthav og Øresund (henholdsvis 0,400 og 0,340 mg P l⁻¹) og lavest til Nordsøen (0,100 mg P l⁻¹). Inklusiv

deres de direkte spildevandsudledninger (uden bidrag fra havbrug) ved beregning af de vandføringsvægtede koncentrationer fås meget høje koncentrationer til Øresund, henholdsvis 23,4 mg N l⁻¹, 3,39 mg P l⁻¹ og 24,6 mg BOD₅ l⁻¹. Dette skyldes en kombination af høje spildevandsudledninger og en lille specifik afstrømning. De vandføringsvægte koncentrationer var i 1996 generelt højere end i 1995, da den ekstremt lave afstrømning betød end mindre fortynding af det uledte spildevand.

Tabel 4.5 Vandføringsvægtet årsmiddelkoncentration af kvælstof, fosfor og BOD₅ for afstrømningen via vandløb og for den samlede landbaserede afstrømning med ferskvand til de kystnære arealer i de ni 1. ordens kystafsnit og til hele Danmark i 1996.

	Oplandsareal km ²	Kvælstof		Fosfor		BOD ₅	
		Q-vægtet konc. via vandløb mg N l ⁻¹	Q-vægt konc. i alt mg N l ⁻¹	Q-vægtet konc. via vandløb mg P l ⁻¹	Q-vægt. konc. i alt mg P l ⁻¹	Q-vægtet konc. via vandløb mg BOD ₅ -l ⁻¹	Q-vægt. konc. i alt mg BOD ₅ -l ⁻¹
Nordsøen	10811	4,2	4,3	0,100	0,110	1,2	1,4
Skagerrak	1102	6,5	7,0	0,220	0,280	3,6	6,1
Kattegat	15826	5,2	5,5	0,140	0,170	2,2	3,0
Nordlige Bælthav	3135	7,1	8,0	0,220	0,290	2,6	3,1
Lillebælt	3369	6,3	6,9	0,200	0,300	2,1	2,8
Storebælt	5415	6,8	8,2	0,340	0,490	2,5	14,9
Øresund	1737	4,3	23,4	0,270	3,390	2,4	24,8
Sydlig Bælthav	421	9,5	10,3	0,400	0,550	3,4	4,6
Østersøen	1205	9,3	10,0	0,270	0,420	2,3	4,7
Danmark	43022	5,2	5,9	0,150	0,240	1,9	3,5

4.4 Sæsonvariationer i tilførslen af kvælstof, fosfor og organisk stof til marine kystafsnit

Indledning

For hvert af de ni farvandsområder er den månedlige tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger (inklusive havbrug) af kvælstof, fosfor og organisk stof beregnet. Disse værdier findes i bilag 2 tabellerne 2.1 til 2.8. Tilsvarende findes opgørelser af andelen af nitrat-nitrit kvælstof af total kvælstoftilførslen og af opløst orthofosfat fosfor af total fosfortilførslen til marine kystafsnit i samt af de vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof, total fosfor og BOD₅ af den totale tilførsel til marine kystafsnit i bilag 2 tabellerne 2.9 til 2.13. Opgørelsesmetoder er beskrevet i Windolf et al. 1997).

Årstidsvariationen i ferskvandsafstrømningen via vandløb

Ferskvandsafstrømningens fordeling var usædvanlig ensartet i løbet af 1996. I gennemsnit kom kun 27% af ferskvandsafstrømningen til de ni farvandsområder i løbet af 1. kvartal 1996 mod 67% i sammen kvartal 1995 (bilag 2, tabel 2.2). I 4. kvartal faldt 43% af 1996's nedbør og afstrømningen udgjorde godt 36% af årets afstrømning. De kraftigt grundvandspåvirkede afstrømningsområder som fx Nordsøen og

Kattegat har en mere ensartet afstrømning end fx de farvandsområder, der afvander Sjælland. Der er således i løbet af 1996 sket en markant udtømnings af grundvandsmagasinerne. Snesmeltning i slutning af februar/starten af marts 1996 erkendes tydelig i ferskvandsafstrømningen for marts i afstrømningen til Bælthavet. Endvidere slår den kraftige nedbør over Bornholm i både maj og juli 1996 tydeligt igennem (der faldt ca. 125 mm i begge måneder).

Årstidsvariation af kvælstof-, fosfor- og BOD₅-afstrømningen

Årstidsvariationen i kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen via vandløb og direkte punktkildeudledninger minder i hovedtræk om den tilsvarende for vandafstrømningen (bilag 2 tabellerne 2.3-2.8). Kvælstofafstrømningen var mere koncentreret på 4. kvartal med 43% af den samlede kvælstofafstrømning end den tilsvarende andel af ferskvandsafstrømningen (36%). De tilsvarende værdier for fosfor og BOD₅ i 4. kvartal var henholdsvis 31% og 27% af den samlede afstrømning. Afstrømningen til Øresund er tydeligt præget af direkte spildevandsudledninger af fosfor, der medfører en næsten konstant belastning af Øresund med 37-38 tons fosfor pr. måned.

Andelen af uorganisk opløst kvælstof

De opløste uorganiske fraktioner af kvælstof og fosfor regnes for umiddelbart biotilgængelige. Andelen af nitrat-nitrit kvælstof (NO₂₃-N) udtrykt som månedstilførslen af NO₂₃-N i forhold til månedstilførslen af total kvælstof til hver af de ni 1. ordens kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 1996 findes i tabel 2.9 og 2.10 i bilag 2. Der er stort set ingen sæsonvariation med i 1996, hvor der traditionelt ellers er de højeste procentuelle andele af nitrat i vinterhalvåret. Nitrat-nitrit kvælstof udgør den laveste andel i afstrømningen til Storebælt og højest til det Sydlige Bælthav. Sidstnævnte tal er dog kun baseret på en vandløbsmålestation. I de spildevandsbelastede områder er der en høj andel af nitrat kvælstof fra renseanlæg. I disse fjernes samtidigt hovedparten af det organiske kvælstof inden det når vandmiljøet.

Andelen af opløst-orthofosfat fosfor er nært tilknyttet ferskvandsafstrømningen

Den procentvise andel af opløst orthofosfat fosfor opgjort på månedsbasis (tabel 2.10 i bilag 2) varierer i modfase med ferskvandsafstrømningen med stigende procentuelle andele i måneder med den laveste afstrømning. Der er dog i modsætning til tidligere år en ret lille årstidsvariation i 1996. I farvandsområder med høj spildevandsbelastning (fx Øresund) udgør opløst orthofosfat en høj andel af den totale fosfor belastning i alle måneder.

Andelen af opløst-orthofosfat fosfor er speciel lav i afstrømningen til Nordsøen

Den laveste andel af opløst orthofosfat fosfor forekommer i afstrømningen fra Jylland og specielt i vandløb, der afstrømmer mod Nordsøen (24-50%). Dette hænger sammen med en relativ lav spildevandsbelastning, men også forekomsten af ferro-jern i det grundvand, der løber til de vestjyske vandløb, som binder den opløste fosfor til partikler (okker). Fosfortransporten vil derfor overvejende blive transporteret på partikulært bundet form selv i et år med en lav diffus fosforafstrømning.

Generelt lille variation i koncentrationen af total kvælstof over året

Koncentrationen i det vandløbsvand, der afstrømmer via vandløb til bugter, fjorde og andre kystnære arealer er højere end i havvandet, hvorved der sker en koncentrationsforøgelse i de kystnære vandområder. Gennem fortynding, omsætning og sedimentation vil der være et fald i koncentrationerne ud mod det åbne hav. De månedlige

vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof, der når marine kystafsnit via vandløb og direkte punktkildeudledninger har hidtil generelt haft en positiv samvariation med den afstrømmende vandmængde (Windolf et al. 1997). De vandføringsvægtede månedsmiddelkoncentrationer for kvælstof har været næsten konstante i løbet af 1996, men dog lidt højere i 4. kvartal (tabel 2.11 i bilag 2). Sæsonvariationen til de ni første ordens kystafsnit har været ret uensartet. I farvandsområder med høje samlede spildevandsudledninger som Øresund findes dog de "laveste" vandføringsvægtede koncentrationer netop i 4. kvartal af 1996, idet den stigende ferskvandsafstrømning har virket fortyndende på spildevandsudledningerne (tabel 2.11 i bilag 2). Den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration er lavest i afstrømningen til Nordsøen (3,0-6,5 mg N l⁻¹) og når ekstreme værdier i afstrømningen til Øresund (op til 45 mg N l⁻¹). I gennemsnit var de vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof i 1996 lig med de tilsvarende i 1995.

Okker, kvælstofomsætning og nedbør spiller en væsentlig rolle ved tolkning af kvælstofkoncentrationerne

De lave kvælstofkoncentrationer i afstrømningen til Nordsøen kan blandt andet tilskrives, at en stor del af afstrømningen i vandløbene stammer fra grundvand. Endvidere er der i mange områder i Vestjylland grundet tilstedeværelse af jern under iltfrie forhold i de øvre grundvandsmagasiner en omsætning af nitrat til frit kvælstof. Der er også en række engområder omkring de større vandløb, hvori der potentielt kan omsætte nitrat, ligesom der i de nedre dele af de større jyske vandløbssystemer kan foregå en vis denitrifikation i selve vandløbet.

Vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof 20% lavere end i 1989d

Den årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentration beregnet for afstrømning til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (uden havbrug) var i 1996 ligesom i 1995 på 5,9 mg N l⁻¹, hvilket er det laveste i overvågningsperioden (tabel 4.6). Dette er ca. 20% lavere end i 1989. I samme periode er spildevandsudledningerne faldet med ca. 18.000 tons, der en afstrømning på 190 mm svarer til på ca. 2 mg N l⁻¹.

Tabel 4.6 Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af kvælstof, fosfor og BOD₅ i den samlede tilstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit.

Periode	Kvælstof mg N l ⁻¹	Fosfor mg P l ⁻¹	BOD ₅ mg BOD ₅ l ⁻¹
1989	7,3	0,630	
1990	8,0	0,480	
1991	7,2	0,380	
1992	8,3	0,320	
1993	7,7	0,260	
1994	6,6	0,230	3,9
1995	5,9	0,210	2,9
1996	5,9	0,240	3,5

Vandføringsvægtet fosforkoncentration varierer i modfase med vandføringen

Den vandføringsvægtede koncentration af fosforafstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger er stadig påvirket af spildevandsudledninger (tabel 2.12 i bilag 2). Koncentrationen vil

derfor generelt være høj til kystafsnit med en høj spildevandsbelastning ikke mindst i afstrømningsfattige perioder. Der er derfor meget høje total fosforkoncentrationer i den samlede tilstrømning til kystafsnittene i farvandsområde 7 (op til 7,2 mg P l⁻¹) og Østersøen (op til 3,3 mg P l⁻¹). Der erkendes ikke de samme årstidsvariationer som tidligere år grundet den generelt meget lave afstrømning i hele 1996. Den vandføringsvægtede fosforkoncentration var i 1996 59% lavere end i 1989. Alene reduktion i spildevandsudledningerne i denne periode vil med afstrømningen i 1996 svare til 0,6 mg P l⁻¹.

Vandføringsvægtede BOD₅-koncentration

Variationen i den vandføringsvægtede koncentration af BOD₅ ligner de tilsvarende variationer for fosfor, dog er påvirkningen fra spildevand endnu mere markant end for fosfor (tabel 2.13 i bilag 2).

Vandføringsvægtede koncentration af fosfor faldet i takt med den forbedrede spildevandsrensning

Den vandføringsvægtede fosforkoncentration for afstrømning via vandløb og direkte spildevandsudledninger (uden bidrag fra havbrug) til marine kystafsnit var i 1996 0,240 mg P l⁻¹, hvilket er 0,030 mg P l⁻¹ højere end i 1995, hvilket alene kan tilskrives den lave ferskvandsafstrømning (tabel 4.6). Samlet er der siden 1989 sket et fald på over 50% i den vandføringsvægtede fosforkoncentration. Faldet skyldes alene den forbedrede spildevandsrensning, jf. afsnit 4.2.

4.5 Kilderne til kvælstof og fosfortilførslen til 1. ordens marine kystafsnit

Kildeopsplitning af den samlede tilførsel til marine kystafsnit

I tabel 4.7, 4.8 og 4.9 er der foretaget en kildeopsplitning af de samlede tilførsler til 1. ordens marine kystafsnit på baggrund af tilførslerne til ferskvand og de direkte spildevandsudledninger. Ved kildeopsplitningen er der højde for retentionen i ferskvand, som er lagt til den beregnede transport via vandløb til marine kystafsnit (Windolf et al. 1997). Det er nødvendigt at kende retentionen såfremt der skal foretages en vurdering af kildernes indbyrdes størrelse, idet udledninger fra punktkilder måles/estimeres direkte ved kilden, hvorimod det diffuse bidrag findes som et residual (målte transport fratrukket tilførsler via punktkilder).

Tilførslen fra åbent land er hovedkilde til den landbaserede belastning af de marine kystafsnit med kvælstof

Belastningen fra åbent land (dvs. baggrundstilførsel (tilførslen fra naturarealer), tilførsel fra dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse) udgjorde i 1996 81% af den samlede landbaserede belastning med kvælstof via ferskvand af de marine kystafsnit, når der er taget højde for retentionen, mens ferskvandspunktkilder og direkte spildevandsudledninger henholdsvis udgjorde 8% og 11% (tabel 9.7). Af åbent land belastningen kan 2% tilskrives belastning fra spredt bebyggelse, 12% tilførsel og 86% tilførsel fra dyrkede arealer. Selv om det skulle være muligt at reducere yderligere på spildevandsudledninger til ferskvand vil dette ikke kunne give en væsentlig nedsættelse i kvælstofbelastningen af ferskvand. Det er derfor kun belastningen fra de dyrkede arealer, der kan bidrage til en reduktion i kvælstofbelastningen til marine kystafsnit via ferskvand.

Tabel 4.7 Kildefordeling af tilførslerne (inklusive retention) af kvælstof til ferskvand og de marine kystafsnit i 1996 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i tilførsel fra det åbne land, tilførsel fra punktkilder (eksklusiv spredt bebyggelse) til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder (inklusive havbrug).

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
Nordsøen	86	11	3
Skagerrak	86	8	6
Kattegat	88	7	5
Nordlige Bælthav	77	11	12
Lillebælt	81	9	10
Storebælt	74	10	16
Øresund	25	5	70
Sydlig Bælthav	85	7	8
Østersøen	90	3	7
Danmark	81	8	11

Spildevand hovedbelastningskilde til Øresund

Kildefordelingen for kvælstof på landsplan genfindes for de fleste farvandsområder (tabel 9.7). Kun til Øresund er punktkilder til ferskvand og de direkte spildevandsudledninger hovedkilder for tilførsel af kvælstof med i alt 75% af den samlede belastning.

Kildefordeling for fosfor: tilførsel fra åbent land største kilde

Som et resultat af den kraftige renseindsats overfor punktkilder er tilførslen fra det åbne land tæt på at være den største kilde til fosforbelastning af de marine kystafsnit (tabel 4.8). Kilden udgjorde i 1995 49% af den samlede belastning men kun 36% i 1996 grundet den lave ferskvandsafstrømning. Ferskvandspunktkilder udgør 26% og direkte spildevandsudledninger 38% af den samlede bruttobelastning i 1996. Af tilførslen fra det åbne land kan 35% tilskrives spredt bebyggelse, 23% baggrundsbelastning og de resterende 42% tilførsel fra dyrkede arealer.

Tabel 4.8 Kildefordeling af tilførslerne (inklusive retention) af fosfor til ferskvand og de marine kystafsnit i 1996 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i tilførsel fra det åbne land, tilførsel fra punktkilder (eksklusiv spredt bebyggelse) til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder (inklusive havbrug).

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
Nordsøen	40	51	9
Skagerrak	60	18	22
Kattegat	54	27	19
Nordlige Bælthav	35	36	29
Lillebælt	42	23	35
Storebælt	27	35	38
Øresund	2	7	91
Sydlig Bælthav	38	34	28
Østersøen	49	16	35
Danmark	36	26	38

Til Øresund er direkte spildevandsudledninger hovedbelastningskilden

Til Øresund kommer hovedparten af belastningen fra direkte spildevandsudledninger (91%), og Østersøen samt Lillebælt og Storebælt har også relativt høje belastninger herfra. Der vil således stadig kunne ske reduktioner i de tilførte fosformængder ved implementering af planlagte tiltag overfor punktkilder, når forholdene bringes på plads i oplandet til Øresund. Belastningen fra spredt bebyggelse er stadig en væsentlig kilde til fosforbelastning.

BOD₅: kildefordeling ligner meget forholdene for fosfor

De beskrevne forhold for kildefordeling for fosfor gælder også for BOD₅ (tabel 4.9). Det skal bemærkes, at det for organisk stof ikke giver mening at tale om retention i fx søer og i vandløb, da der sker en netto produktion af organisk stof i disse miljøer. Tilførsler fra det åbne land udgør 32% af BOD₅ tilførslerne i 1996, 21% kommer fra ferskvandspunktkilder og de resterende 51% fra direkte udledninger. I det afstrømningsfattige år er den diffuse BOD₅ afstrømningen blevet reduceret relativt mere end den tilsvarende kvælstof- og fosforafstrømning. Spildevandsudledninger fra direkte udledninger udgør over 90% af den samlede tilførsel til Øresund og tilsvarende 85% for Storebælt. Der er også for BOD₅ et potentiale for yderligere reduktion i spildevandsbelastningen når planlagte tiltag er gennemført og slår igennem på vandmiljøet.

Tabel 4.9 Kildfordeling af tilførslerne af BOD₅ til ferskvand og de marine kystafsnit i 1996 til de ni 1. ordens marine kystafsnit opdelt i tilførsel fra det åbne land, tilførsel fra punktkilder (eksklusiv spredt bebyggelse) til ferskvand og tilførsler fra direkte punktkilder (inklusive havbrug).

Farvandsområde	Diffus tilførsel %	Punktkilder ferskvand %	Punktkilder direkte til havet %
Nordsøen	25	62	13
Skagerrak	43	15	42
Kattegat	55	18	27
Nordlige Bælthav	42	19	39
Lillebælt	36	24	40
Storebælt	8	7	85
Øresund	3	7	90
Sydlig Bælthav	49	26	25
Østersøen	38	11	51
Danmark	32	21	47

4.6 Konklusion

I dette kapitel opgøres belastningen til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger med kvælstof, fosfor og organisk stof (BOD₅) i 1996. Opgørelsen er foretaget for 1. ordens marine kystafsnit og udviklingen i de otte overvågningsår er kort beskrevet. Størrelsen og betydningen af forskellige kilder til belastning med kvælstof og fosfor belyses gennem inddragelse af retention i ferskvand. Beregningsmetoder og data vedrørende 2. ordens kystafsnit i Windolf et al. 1997 og data vedrørende 2. ordens kystafsnit i bilag 2.

- Året 1996 var det tredje tørreste år nogensinde, hvor specielt 1.halvår var ekstremt tørt. Ferskvandsafstrømningen var den lavest målte med 8.191 millioner m³ (190 mm) eller 58% af normalen 1971-90).
- Den landbaserede tilførsel til de marine kystafsnit via vandløb og fra direkte spildevandsudledninger inklusiv havbrug var i 1996 48.300 tons kvælstof, 2.010 tons fosfor og 29.800 tons let omsættelig organisk stof. Udledninger via vandløb udgjorde 42.500 tons kvælstof, 1.230 tons fosfor og 18.800 tons organisk stof. For alle stoffer er der tale om de laveste tilførsler i de 8 overvågningsår. Tilførslen af stofferne var usædvanlig jævnt fordelt over året, dog med de største udledninger i 4. kvartal af 1996, hvor 36% af ferskvandsafstrømningen forekom.
- Spildevandsudledningerne af kvælstof er faldet med 60% fra 1989 til 1996. Sammenlignes et gennemsnit af den diffuse kvælstofafstrømning med tilsvarende værdier for perioden 1981-88 er denne 20% lavere. Samtidigt har afstrømning dog været 17% lavere, så det er endnu for tidligt at vurdere om der er sket et mindre fald i den diffuse kvælstoftilførsel. Faldet fra 7,3 mg N l⁻¹ i 1989 til 5,9

mg N l⁻¹ i 1996 i den vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i den samlede afstrømning til marine kystafsnit kan således alene forklares ud fra en reduktion i udledningen af spildevand.

- Den diffuse kvælstofafstrømning udgjorde 81% af den totale kvælstofafstrømning til de marine kystafsnit i 1995 når der tages højde for retention i søerne (se Windolf et al. 1997).
- Den samlede fosfortilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger er faldet fra knap 9000 tons i perioden 1981-88 til 1.580 tons i 1996 eller over 80%.
- Spildevandsbelastningen med fosfor udgjorde i 1996 godt 2/3 af de samlede fosforudledninger til de marine kystafsnit, når der tages højde for retention i søer og ferskvand i øvrigt.
- Den diffuse fosforafstrømning var lav, 690 tons i 1996 grundet den lave ferskvandsafstrømning. I perioden fra 1989 til 1996 er belastningen fra spredt bebyggelse faldet med cirka 200 tons fosfor. I 1989, det næsttørreste af overvågningsårene var den diffuse fosforafstrømning også ca. 690 tons. Der er således ikke noget der peger i retning af at fosfortabet fra de dyrkede arealer er blevet reduceret.
- Til farvandsområde Øresund er spildevand stadig langt den største kilde til belastning med kvælstof, fosfor og organisk stof.
- De vandføringsvægtede koncentrationer i tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit af kvælstof, fosfor og organisk var henholdsvis 5,9 mg N l⁻¹, 0,240 mg P l⁻¹ og 3,5 mg BOD₅ l⁻¹. Årstidsvariationen i koncentrationerne var meget beskedne i 1996. Der store regionale forskelle i de vandføringsvægtede koncentrationer, der således er lave i afstrømningen til Nordsøen og høje til farvandsområder med høj befolkningstæthed og dermed meget spildevand kombineret med relativ lav nettonedbør som fx til Øresund og Storebælt. Den vandføringsvægtede fosforkoncentration er faldet ca. 60% siden 1980'erne, men den tilhørende reduktion i spildevandstilførslen været større (73%).
- Renseforanstaltninger overfor spildevandsudledninger af kvælstof kan ikke sikre en overholdelse af Vandmiljøplanens reduktionsmål. Skal målsætningerne opfyldt kan det kun ske ved at reducere det diffuse bidrag.
- Renseforanstaltninger overfor fosforudledninger med spildevand har medført at Vandmiljøplanens reduktionsmål kan betragtes som stort set at være opfyldte. Der kan endnu være et potentiale overfor fx spredt bebyggelse. Vandmiljøplanen kræver at belastningen fra dyrkede arealer maksimalt må være 400 tons fosfor. Det blev stort set opfyldt i 1996 med ca. 430 tons, men det skyldes alene at det var et meget nedbørsfattigt år.

5 Næringssalte

I det følgende behandles sæson- og områdevariationer i næringssaltkoncentrationerne i 1996 sammenholdt med tidligere år og udviklingen i belastningen. Næringssalte tilføres havmiljøet fra land og atmosfæren (jf. kap. 4) og med havstrømme fra tilgrænsende farvande, samt ved remobilisering fra sedimentet. Ændringer i koncentrationerne er et mål for effekten af ændringer i belastningen. Da en stor del af næringssaltene tilføres havet gennem vandløbene, afhænger koncentrationerne af afstrømningen af ferskvand fra land. Desuden afhænger koncentrationerne af de vekslende meteorologiske og hydrografiske forhold. Disse forhold må tages med i betragtning ved vurdering af resultaterne.

Foruden data indsamlet og rapporteret af amterne og Danmarks Miljøundersøgelser i forbindelse med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram indgår for de åbne farvande også data indsamlet af Sveriges Meteorologiska og Hydrologiska Institut (SMHI), Forskningsstasjon Flødevigen, Institut für Meereskunde an der Universität Kiel og Danmarks Fiskeriundersøgelser.

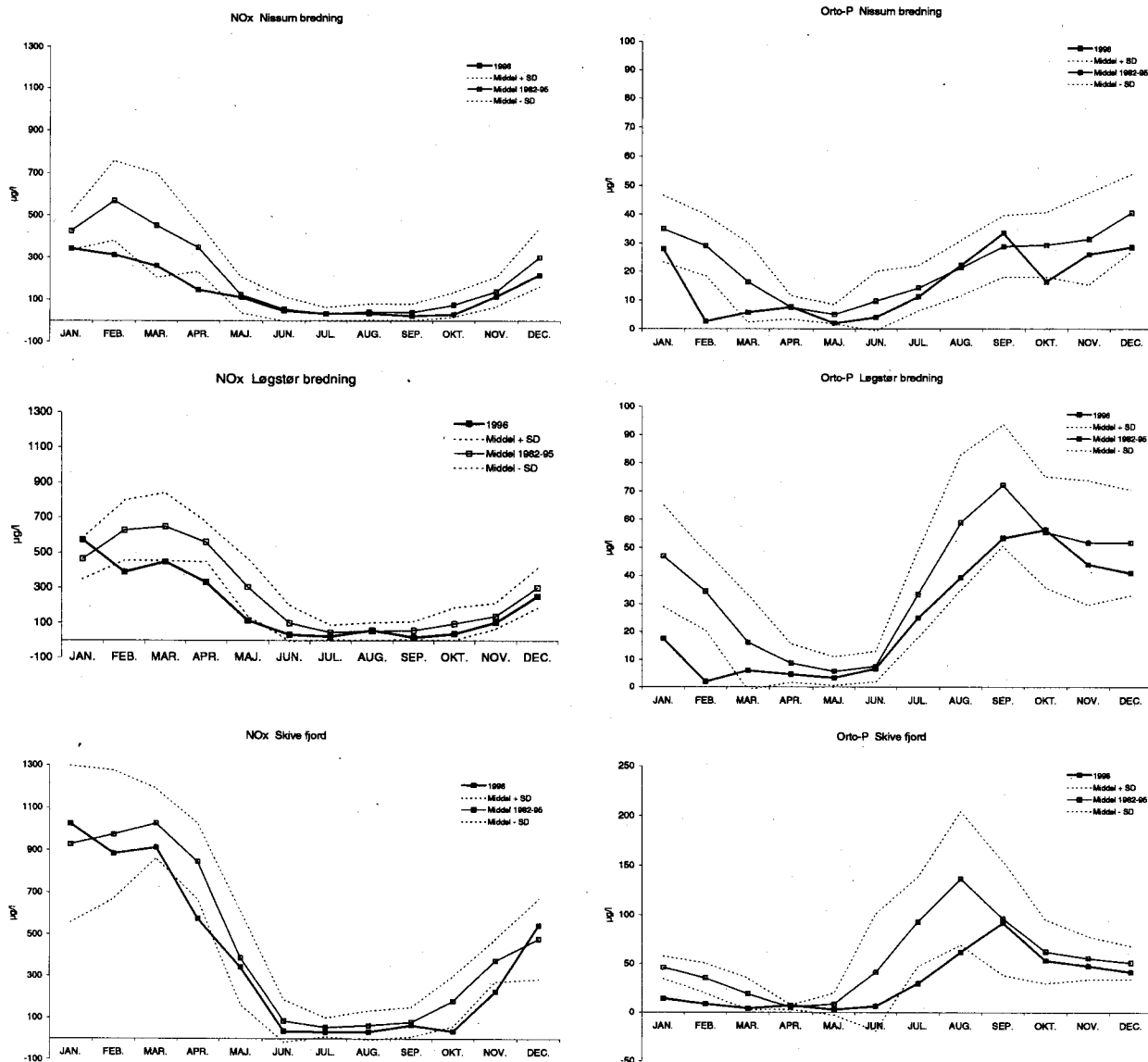
5.1 Sæsonvariation

Næringssaltkoncentrationerne er højest om vinteren, hvor tilførslen via vandløb er stor og optagelse i planter er ringe på grund af manglende lys og lav temperatur. I vækstsæsonen marts-oktober er koncentrationerne i overfladen lave, fordi næringssaltene bliver optaget af planterne og omdannet til organisk stof. Intern belastning med frigivelse fra sedimentet kan dog medføre høje fosforkoncentrationer.

Mindre koncentrationer af kvælstof

På grund af den meget lave ferskvandsafstrømning i det hydrologiske år 1995/96 var vinterkoncentrationerne af uorganiske kvælstofnæringssalte i 1996 usædvanligt lave i næsten alle områder og i mange områder det lavest målte siden overvågningsprogrammets start i 1989. Inderst i nogle fjorde (Skive, Horsens og Vejle fjorde) målttes dog relativt høje vinterkoncentrationer i overfladen under isdækket, da det tilstrømmende ferskvand ikke blev opblandet i vandsøjlen, men indlejredes ved overfladen under isen (figur 5.1). Isdækket og den dominerende østenvind nedsatte endvidere vandskiftet i fjordene, og i Mariager Fjord var vinterkoncentrationerne på niveau med tidligere år. Også vinterkoncentrationerne af fosfor var lave (figur 5.1), men her spiller den udbyggede spildevandsrensning en større rolle for de lave koncentrationer end den lave afstrømning.

Fosfor



Figur 5.1 Månedsmidler 1996 af nitrat+nitrit samt fosfat sammenlignet med middel \pm SD for perioden 1982-1995 på tre intensive stationer i Limfjorden. (Figur fra Limfjordssamarbejdet)

Vesterhavet

Langs den jyske vestkyst var vinterkoncentrationerne af næringssalte relativt lave, både på grund af den lille afstrømning, men også fordi den dominerende østenvind blokerede den jyske kyststrøm og førte næringssaltene fra de europæiske floder ud i Nordsøen.

Østersøen

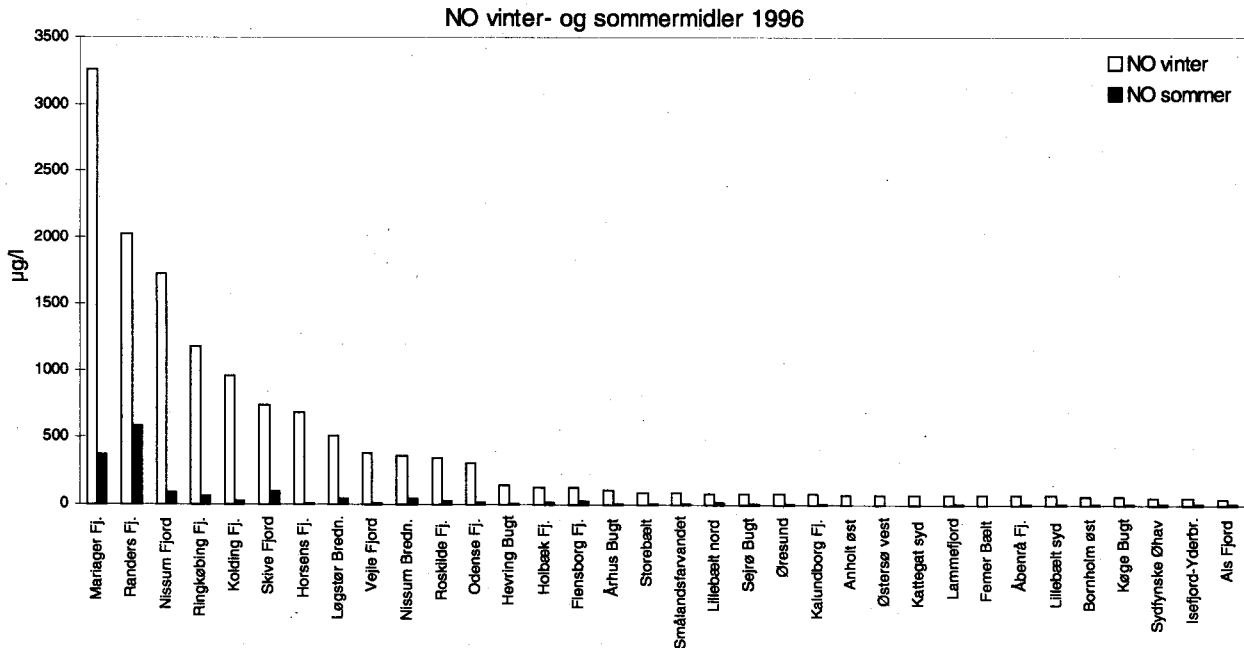
Næringssaltkoncentrationerne ved Bornholm adskilte sig ikke væsentligt fra tidligere år. Dette er i overensstemmelse med, at responstiden for den åbne Østersø, der omgiver Bornholm, er 5-10 år for ændringer i næringsstofforsler fra land (Nausch et al. 1997).

Sommerkoncentrationer

I foråret og sommeren var næringssaltkoncentrationerne også generelt lavere end middel for de foregående år. I Østdanmark observeredes nogle steder en kortvarig stigning i maj i forbindelse med en større afstrømning. Sidst på året nærmede koncentrationerne sig generelt det normale niveau.

5.2 Områdevariation

Vinter- og sommerkoncentrationer af nitrat+nitrit og fosfat som tidsvægtede midler for januar-februar og maj-september er vist for udvalgte områder i figur 5.2 og 5.4. Områderne er valgt, så de repræsenterer variationen i de danske farvande. Hovedparten af disse stationer har en høj prøvetagningsfrekvens (34-52). Data er i disse og følgende figurer sorteret efter faldende vinterkoncentration af nitrat+nitrit, så rækkefølgen er ens. December er udeladt af vintermidlen, da koncentrationen i mere åbne kystområder og i åbne farvande endnu ikke har nået vinterniveau på dette tidspunkt.

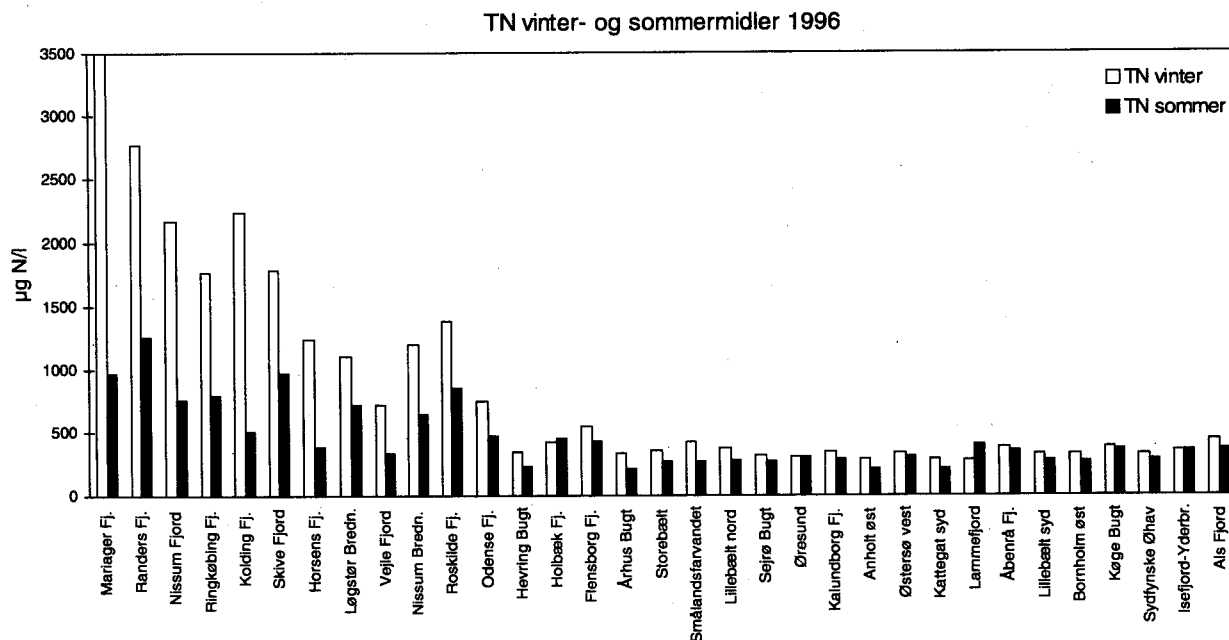


Figur 5.2 Overflade vintermidler (jan.-feb.) og sommermidler (juli-sept.) af nitrat+nitrit i 1996 i udvalgte danske farvande.

Uorganisk kvælstof, vinter

De højeste vinterkoncentrationer af nitrat+nitrit observeres i de mest lukkede fjorde med den største næringssalttilførsel i forhold til volumen og vandudveksling med åbne farvande. Rækkefølgen af farvande i forhold til koncentrationen er atypisk. I år med normal afstrømning vil områder som Odense Fjord, Roskilde Fjord, Holbæk Fjord, Lammefjord, Als Fjord m.fl. have langt højere koncentrationer og optræde tidligere i rækkefølgen, mens de åbne farvande vil komme senere med Østersøen sidst. Vinterkoncentrationerne i 1996 af nitrat+nitrit er foruden den lave afstrømning påvirket af andre faktorer. Isdækket og østenvinden i vinterperioden har formindsket vandudvekslingen og opblandingen af ferskvand med havvand, hvilket giver højere koncentrationer. I Limfjorden og nogle andre fjorde var der begyndende forårsopblomstring af kiselalger under isen i februar og dermed en reduktion af næringssaltkoncentrationerne. Ligeledes har den dominerende udstrømning fra Østersøen i vinterperioden medvirket til at sænke næringssaltniveauet i de sydlige indre farvande.

Sommerkoncentrationen af nitrat+nitrit er generelt meget lav (figur 5.2), og lavere end i de foregående år. I næsten alle områder kommer koncentrationen ned omkring detektionsgrænsen i kortere eller længere perioder. Kun i Mariager og Randers fjorde var dette i lighed med tidligere år ikke tilfældet i 1996, og i Ringkøbing Fjord og Limfjorden forekom det kun kortvarigt, mens det i åbne farvande og bugter var tilfældet i hele sommerperioden.



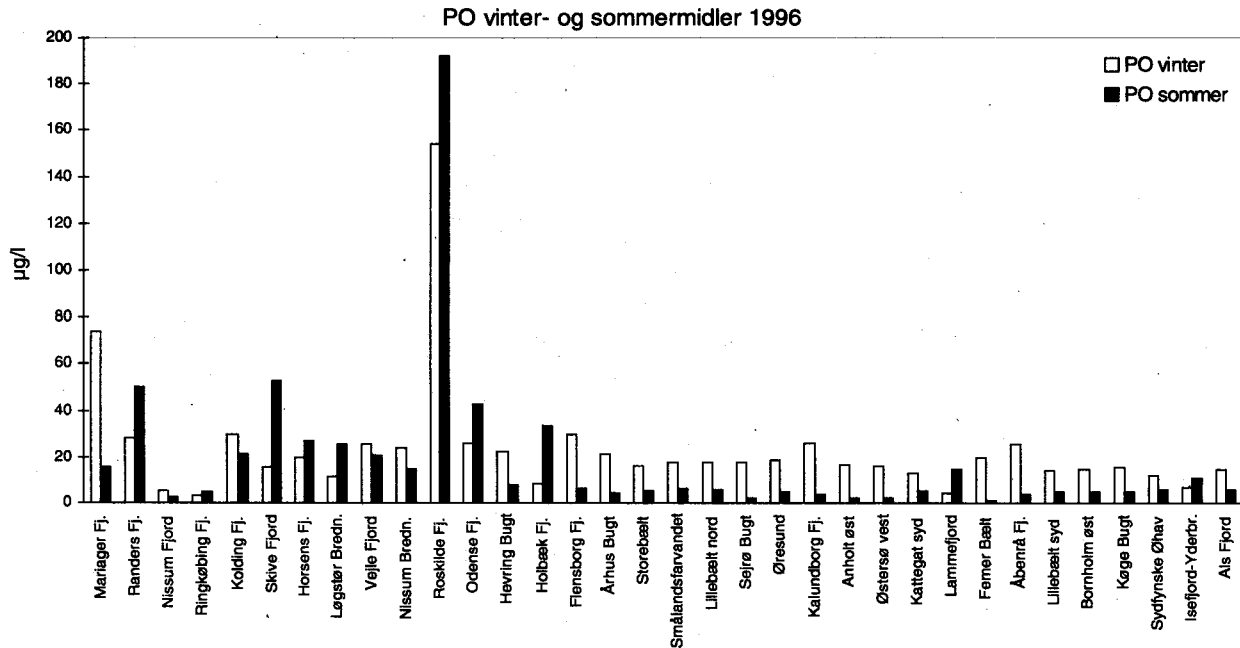
Figur 5.3 Overflade vintermidler (jan.-feb.) og sommermidler (juli-sept.) af total kvælstof i 1996 i udvalgte danske farvande.

Total kvælstof

Områdefordelingen af total kvælstof (figur 5.3) følger generelt områdevariationen af vinterkoncentrationer af nitrat+nitrit. Sommerkoncentrationen af total kvælstof er i de fleste fjorde som normalt væsentligt lavere end vinterkoncentrationen. En undtagelse er Isefjordsområdet, hvor sommermidlerne er højere end vintermidlerne.

Fosfat, vinter

Af figur 5.4 fremgår, at vinterkoncentrationen af fosfat er langt mere ensartet geografisk fordelt end kvælstofnæringsalte, sandsynligvis fordi fosfat bindes i sedimentet, der generelt er veliltet om vinteren. Der er dog markante afvigelser. Fosfatkoncentrationen i Ringkøbing og Nissum fjorde er i lighed med tidligere år meget lav. Dette kan skyldes et stort indhold af jern og hyppig resuspension og iltning af overfladesedimentet, hvorved fosfat fjernes fra vandfasen og bindes i sedimentet. I Roskilde Fjord er fosfatkoncentrationen ekstrem høj. Dette skyldes muligvis ringe vandskifte og store fosforpuljer i sedimentet opbygget gennem tidligere udledninger fra det tæt befolkede opland. I takt med udbygningen af spildevandsrensningen er fosfatkoncentrationerne i Roskilde Fjord gennem de senere år faldet markant til under en tredjedel af det tidligere niveau. At koncentrationerne stadig er høje tyder på, at der i sedimentet stadig er store fosforpuljer, og at udtømningen af disse puljer forsinkes af det ringe vandskifte.



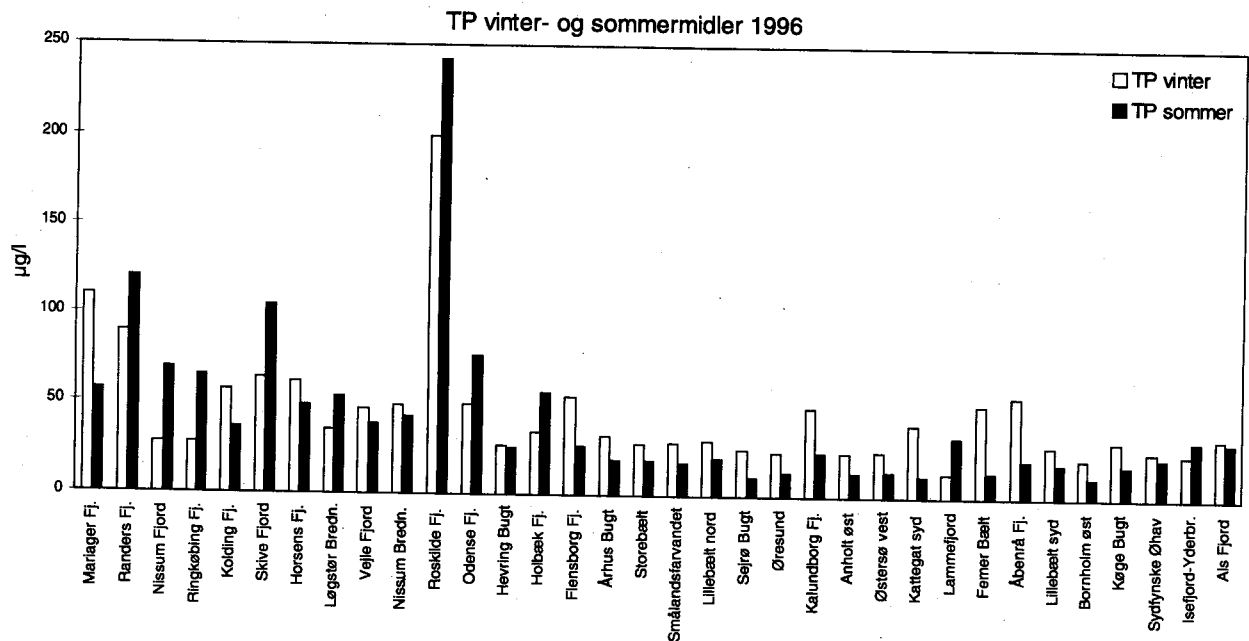
Figur 5.4 Overflade vintermidler (jan.-feb.) og sommermidler (juli-sept.) af fosfat i 1996 i udvalgte danske farvande.

Fosfat, sommer

I modsætning til nitrat+nitrit er koncentrationen af fosfat i især fjordområderne ofte kun nede omkring detektionsgrænsen i en kortere periode i forsommeren, men sommermiddelkoncentrationerne bliver relativt høje. Sommerkoncentrationen af fosfat er i en række fjordområder endog højere end vinterkoncentrationen (figur 5.4), på trods af optagelse i planterne (fytoplankton og bundvegetation). Dette skyldes frigivelse fra puljer i sedimentet under reducerede iltforhold (intern belastning). I åbne farvande og bugter er fosfatkoncentrationen ofte lav i hele sommerperioden, men perioden synes mange steder kortere i de seneste år, sandsynligvis på grund af kraftigere kvælstofbegrænsning af primærproduktionen (se afsnit 5.4).

Total fosfor

Koncentrationerne af total fosfor (figur 5.5) følger den geografiske og tidsmæssige variation af fosfat. Dog er sommerkoncentrationen af total fosfor i Ringkøbing og Nissum fjorde på niveau med de øvrige fjorde og væsentligt højere end vinterkoncentrationerne.



Figur 5.5 Overflade vintermidler (jan.-feb.) og sommermidler (juli-sept.) af total fosfor i 1996 i udvalgte danske farvande.

Ligesom for kvælstof var både vinter- og sommerkoncentrationen af fosfor generelt lavere end i tidligere år. Dette skyldes især den gennemførte udbygning af spildevandsrensningen, men også den lave afstrømning. I flere oplande, fx til Ringkøbing, Nissum og Roskilde fjorde, blev der beregnet en negativ fosforbelastning fra det åbne land via vandløb, idet tilførslen til kystområdet på grund af ringe vandføring var mindre end tilførslen til vandløbene fra punktkilder i oplandet.

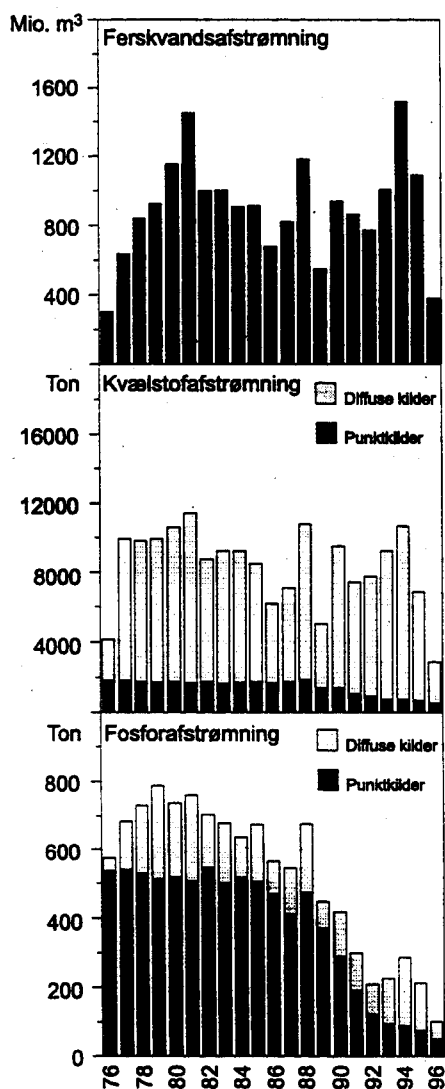
5.3 Udvikling

Der kan ikke påvises nogen generel udvikling i hverken vinter- eller sommerkoncentrationen af kvælstofnæringssalte. Tilførslen af kvælstof fra land og koncentrationen af kvælstofnæringssalte i farvandene er tæt forbundet med ferskvandsafstrømningen, og varierer derfor fra år til år med denne (figur 5.6). Den meget store afstrømning i 1993/1994 medførte høje koncentrationer, mens den meget lille afstrømning i 1995/1996 medførte lave koncentrationer. Der er i en del farvande, især fjordområder, fundet signifikant stigende kvælstofkoncentrationer, mens der i andre, især åbne kystvande, er fundet signifikant faldende kvælstofkoncentrationer, alt efter om 1994 eller 1996 slår igennem i analysen. I Smålandsfarvandet er fundet modsat rettede tendenser med henholdsvis stigning i total kvælstof og ammonium om vinteren og fald i nitrat+nitrit om sommeren.

For fosfor derimod er der sket et markant og entydigt fald i både vinter- og sommerkoncentrationer, og både i fjorde, kystfarvande, Øresund og Bælthavet. Dette skyldes først og fremmest, at udbygningen af rensningen af spildevand er nu stort set gennemført, men også lav afstrømning i 1996.

Kvælstof

Fosfor



Figur 5.6 Udvikling i ferskvandsafstrømning samt kvælstof- og fosfortilførsel til de fynske kystvande i perioden 1976-96. (Figur fra Fyns Amt).

Silikat

For silikat, der er nødvendig for kiselalgevækst, er der en række steder fundet et signifikant fald gennem årene i enten vinter- eller sommerkoncentrationen, mens der i Hevring Bugt er fundet en stigning i årsmiddelkoncentrationen fra 1985 til 1996. Faldet er observeret i Vadehavet, Vesterhavet, Ringkøbing og Nissum fjorde, Storebæltsområdet og Smålandsfarvandet, samt i Kattegat og Østersøen (HELCOM 1996). Faldet i silikat kan skyldes en øget vækst af kiselalger, der overfører det opløste silikat i vandet til partikulært stof i sedimentet (Conley et al. 1993), men den lave afstrømning i 1996 har også ført mindre silikat fra land til farvandene.

5.4 Næringssaltbegrænsning

Potentiel begrænsning

Begrænsning af fytoplanktonproduktionen på grund af mangel på næringsalte opstår, når hastigheden for tilførslen af et næringsalt fra remineralisering, sediment, dybvand, land, atmosfære og tilstødende farvande ikke kan følge med behovet for det pågældende næ-

ringssalt. Det er altså hastigheden, hvormed et næringssalt bliver tilgængeligt, der er afgørende for, om et næringssalt er begrænsende, og ikke koncentrationen af næringssaltet. Da det er meget vanskeligt at måle hastigheden for tilførsel af næringssalte, bruges som indikation for potentiel næringsbegrænsning dog følgende koncentrationsniveauer: Nitrat+nitrit 14 µg/l, fosfat 2 µg/l, og silikat 30 µg/l, eller analyselaboratoriets detektionsgrænser. Anvendelse af detektionsgrænser højere end de angivne værdier er problematisk, og en detektionsgrænse for fosfat på 5 µg/l, som gælder for nogle af de involverede analyselaboratorier, vil ofte indikere en fosforbegrænsning, som ikke er reel. Dette er sandsynligvis også tilfældet ved en grænse på 2 µg/l.

Kvælstofbegrænsning

I Randers og Mariager fjorde er der ikke observeret potentiel næringsbegrænsning af fytoplanktonvæksten i 1996. I øvrigt er der en generel tendens til, at potentiel kvælstofbegrænsning har været mere udtalt og længerevarende i 1996 end i tidligere år på grund af den lave afstrømning og den lave kvælstofbelastning i 1996. De korteste perioder med potentiel kvælstofbegrænsning i en til få usammenhængende uger observeredes i Ringkøbing Fjord og Limfjorden. I åbne farvande strakte perioden med potentiel kvælstofbegrænsning sig generelt fra marts/april til september/oktober og i enkelte områder ind i november.

Fosforbegrænsning

Der er en tendens til, at perioderne med potentiel fosforbegrænsning i 1996 var kortere end i de foregående år, sandsynligvis på grund af en mere udtalt kvælstofbegrænsning. Potentiel fosforbegrænsning er mest udpræget om foråret. Den optrådte således kun i marts-april i Vadehavet, Hevring Bugt, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord, Roskilde Fjord og Øresund. I Isefjorden strakte perioden sig ind i maj. I Limfjorden registreredes perioder med potentiel fosforbegrænsning i forskellige dele af fjorden fra midt i februar til begyndelsen af juni; i Ringkøbing og Nissum fjorde periodevist fra midt i februar til begyndelsen af august. I Flensborg Fjord var der potentiel fosforbegrænsning i næsten hele perioden april-juli og igen medio oktober, mens det i de øvrige sønderjyske fjorde kun observeredes i maj-juli. I Vesterhavet og Skagerrak observeredes potentiel fosforbegrænsning periodevist i maj-august. I det vestlige Kattegat, Århus Bugt, Storebælt og Smålandsfarvandet var der perioder med potentiel fosforbegrænsning fra marts til august, og i Lillebælt måske lidt længere (høj detektionsgrænse), mens potentiel fosforbegrænsning kun observeredes sporadisk i Køge Bugt og Øresund, og ikke i det sydlige Kattegat.

Silikatbegrænsning

Potentiel silikatbegrænsning af kiselalger optræder i fjordene ligesom fosforbegrænsning mest om foråret, men optræder især i de åbne indre farvande i 1996 mere eller mindre sammenhængende til juli/august og i Storebælt igen i september. Der er ikke rapporteret om generelle tendenser i varigheden af potentiel silikatbegrænsning.

5.5 Sammenfatning

Niveau 1996

Især vinterkoncentrationerne men også sommerkoncentrationerne af kvælstofnæringsalte var i 1996 generelt lavere end i de foregående

år, og i mange områder de lavest målte siden Vandmiljøplanens ikrafttræden. Årsagen til dette er den meget lave afstrømning og dermed kvælstofbelastning i det hydrologiske år 1995/96. Relativt høje vinterkoncentrationer i forhold til belastningen observeredes i overfladen i nogle fjorde, idet isdækket forhindrede opblanding af tilstrømmende ferskvand, der indlejredes øverst i vandsøjlen under isen, og fordi isen og den fremherskende østenvind reducerede vandudvekslingen med de åbne farvande.

Kvælstof

Der kan ikke påvises nogen generel udvikling i koncentrationerne af kvælstofnæringsalte gennem årene. Koncentrationerne varierer fra år til år med ferskvandsafstrømningen, der betinger størrelsen af kvælstofbelastningen. De lave koncentrationer i 1996 afspejler således kun den lave afstrømning og ikke en reel reduktion i kvælstofbelastningen.

Fosfor

For fosfor derimod er der sket et markant og entydigt fald i både vinter- og sommerkoncentrationer, og både i fjorde, kystfarvande, Øresund og Bælthavet. Dette skyldes først og fremmest, at udbygningen af rensningen af spildevand nu stort set er gennemført, men også brugen af fosfatfrie vaskemidler, lav afstrømning i 1996 og deraf følgende gode iltforhold med mindre intern belastning.

Silikat

For silikat, der er nødvendig for kiselalgevækst, er der observeret fald i vinter- eller sommerkoncentrationer i Vadehavet, Vesterhavet, Ringkøbing og Nissum fjorde, Storebæltsområdet og Smålandsfarvandet samt i Kattegat og Østersøen. Faldet i silikat kan skyldes en øget vækst af kiselalger, der overfører det opløste silikat i vandet til partikulært stof i sedimentet, men den lave afstrømning i 1996 har også ført mindre silikat fra land til farvandene.

Næringsaltbegrænsning

De lave kvælstofkoncentrationer i 1996 synes generelt at have medført kraftigere og længerevarende potentiel kvælstofbegrænsning og korterevarende potentiel fosforbegrænsning af fytoplanktonproduktionen i de danske farvande end i de nærmest foregående år.

6 Fytoplankton

Fytoplankton og belastning

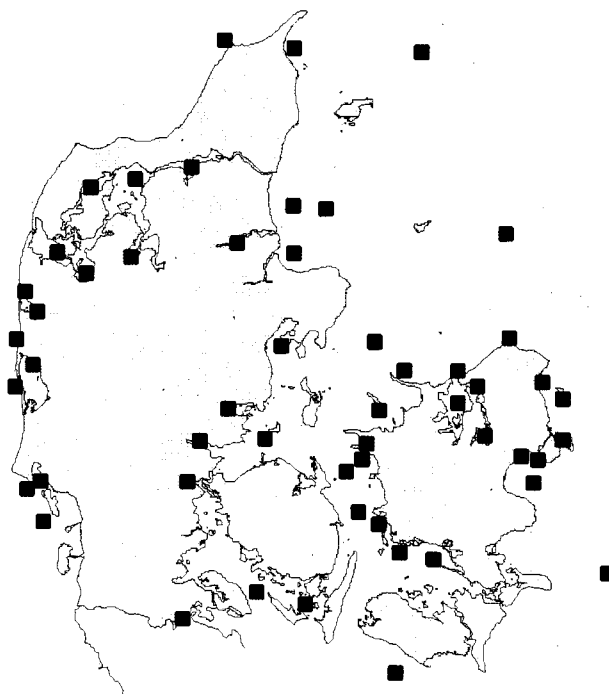
Belastningen af vore marine områder med næringssalte afspejles i en vis udstrækning i biomassen af fytoplankton. Det tilføjede uorganiske kvælstof og fosfor optages og anvendes til produktion af algebiomasse, der enten omsættes i fødekæderne eller sedimenteres til havbunden. Sedimentation af større algemængder kan forårsage iltvindshændelser, når algerne nedbrydes. Kraftige opblomstringer af visse alger kan desuden nedsætte den rekreative værdi af vore kystnære områder betydeligt. Den ofte tætte kobling mellem næringssalte, fytoplankton og iltvindshændelser gør fytoplanktonundersøgelserne til et centralt led i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram.

Måleparametre

Nærværende kapitel omhandler en kort gennemgang af tilstand og udvikling i sigtdybde, fytoplanktonbiomasse og primærproduktion samt artssammensætning og forekomst af masseopblomstringer i 1996 af både ikke-toksiske og toksiske/potentielt toksiske alger.

Usædvanligt år

Især to ting var karakteristiske for 1996: A) den ringe nedbørsmængde og deraf følgende nedsatte næringssaltbelastning af vore farvande pga. lav afstrømning, og B) udbredt isdække i fjorde og kystnære farvande til helt hen i april måned, hvilket vanskeliggjorde eller forhindrede prøvetagninger i forårsopblomstringsperioden. Begge dele kræver naturligvis opmærksomhed ved tolkningen af 1996 fytoplanktondata.

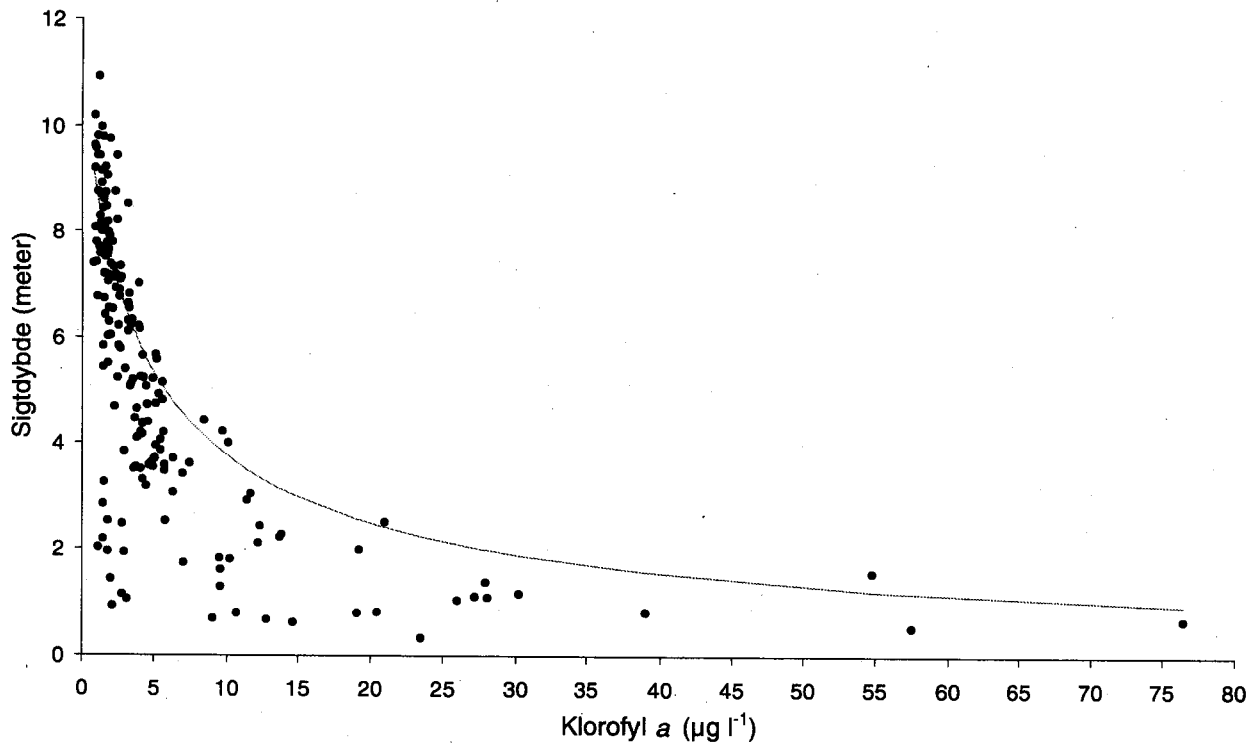


Figur 6.1 Marine Vandmiljøplan-fytoplanktonstationer (desuden er benyttet supplerende sigtdybde og klorofyl *a* stationer).

6.1 Sigtdybde, klorofyl *a* og primærproduktion

Databehandling

Behandlingen af de indrapporterede data over sigtdybde, klorofyl *a* og primærproduktion sker med udgangspunkt i tidsvægtede sommermidler (maj-september). Det skyldes hovedsageligt ønsket om at udelade forårsopblomstringen, idet den kan være svær at ramme, og således kan vægte meget forskelligt. For fjordene gælder desuden, at der er beregnet en fjord-middelværdi for de enkelte parametre. Fjord-middelværdien er beregnet på baggrund af en vægtning af de enkelte stationer i forhold til det samlede antal observationer/målinger i fjorden. Intensivstationerne kommer på denne måde til at veje forholdsvis tungt, og dæmper de ofte store variationer, der typisk findes mellem yder- og inder-stationer i samme fjord. Det bliver således muligt at præsentere landsdækkende oversigtsfigurer over sigtdybde, klorofyl *a* og primærproduktion.



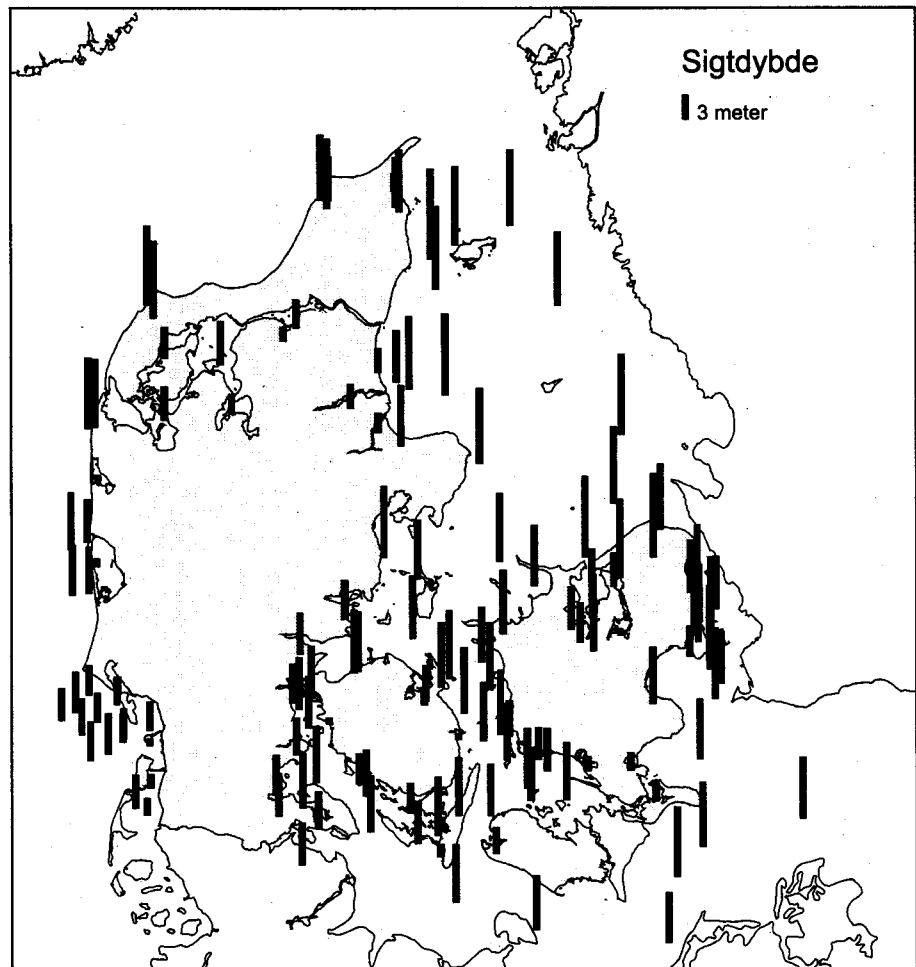
Figur 6.2 Sigtdybder (meter) afbildet mod klorofyl *a* koncentrationer ($\mu\text{g l}^{-1}$) i overfladelaget angivet som tidsvægtede middelværdier af målinger foretaget i perioden fra 1. maj til 30. september 1996 (fra fjorde og nor, kystnære og åbne farvande) Linien angiver det empiriske forhold mellem klorofyl *a* og sigtdybde som blev påvist af Kremer & Nixon 1978. For målepunkter placeret under linien gælder, at andet end klorofyl *a* (fx resuspension af bundmateriale) influerer på sigtdybden.

Sigtdybden

Sigtdybden er et simpelt udtryk for lysgennemtrængeligheden i vandet. Den måles ved hjælp af en lille hvid skive, secchi-skiven, der sænkes ned i vandet. Dybden, hvor skiven forsvinder af syne, kaldes for sigtdybden. To gange sigtdybden (= kompensationsdybden) svarer cirka til dybden af den eufotiske zone, dvs. der hvor fytoplanktonet kan opretholde en nettoproduktion. Hvis sigtdybden er ringe, kan det skyldes, at fytoplanktonkoncentrationen er høj. Da mængden af fytoplankton ofte er korreleret med belastningen med næringsstoffer, kan sigtdybden give en indikation om miljøtilstanden (dvs. næringsstofferbelastningen) i et givent farvandsområde. Sigtdybden påvir-

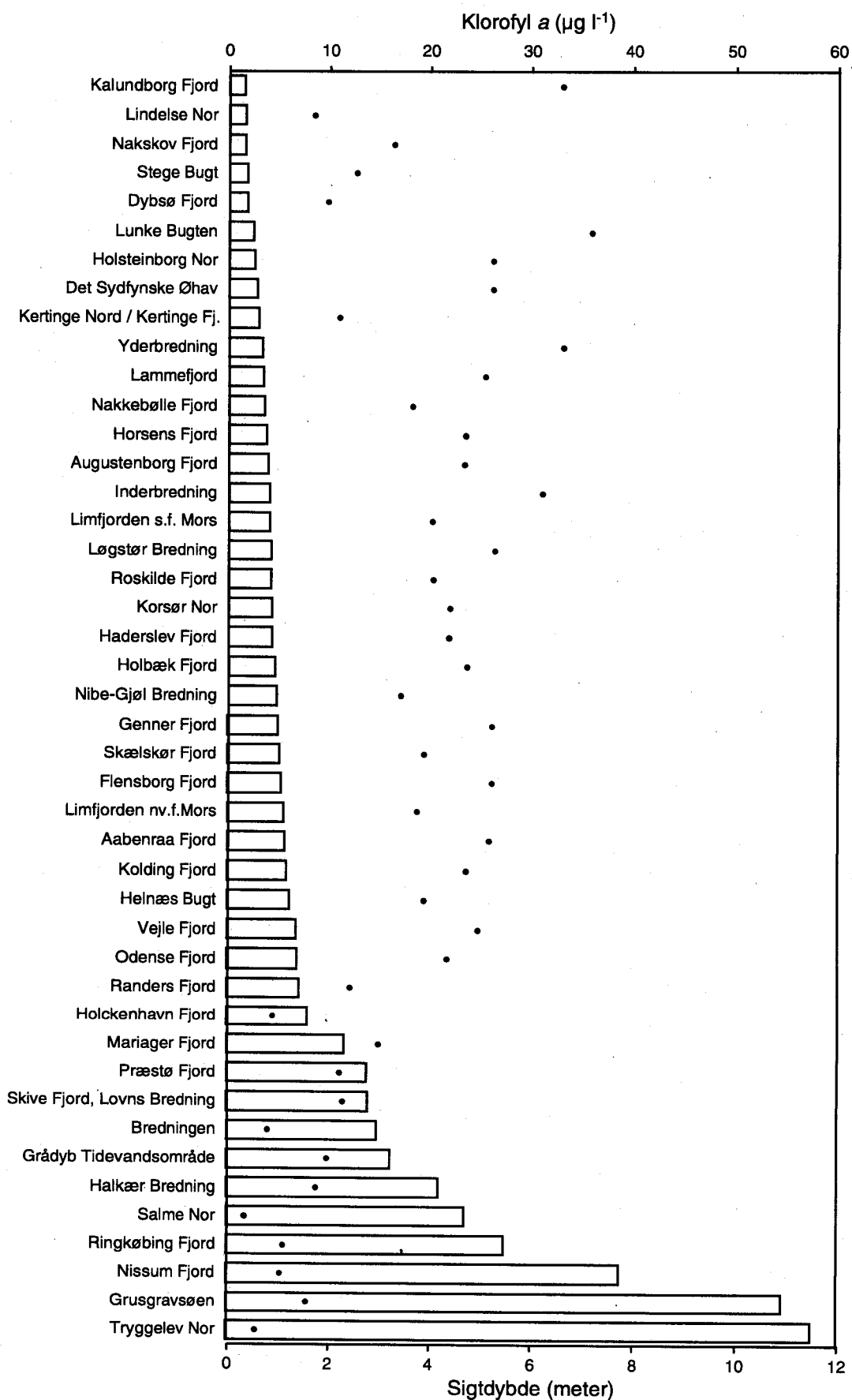
kes imidlertid også af andre faktorer, hvilket bevirker, at sammenhængen mellem sigtddybde og fytoplanktonkoncentration til tider er knap så enkel (figur 6.2). Resuspension af bundmateriale forårsaget af vind eller tidevand kan fx have stor betydning for vandets turbiditet og lyssets udslukning, særligt i vore lavvandede fjorde og kystvande. Sigtdybden er altså bestemt af den totale mængde af partikulært stof (plankton, detritus, mineralske partikler) og opløst organisk stof i vandet.

Figur 6.3 viser tidsvægtede sommermiddelværdier af sigtddybden i de danske farvande. På figur 6.4 ses sigtddybderne sorteret efter stigende klorofyl *a*-værdier og opdelt i hhv. fjorde, kystnære og åbne farvande. Sommermidlen er i de åbne farvande altid større end 6 meter, mens værdierne i fjordene generelt er mindre end 6 meter. I de kystnære farvande observeredes både de mindste og største sigtddybder.



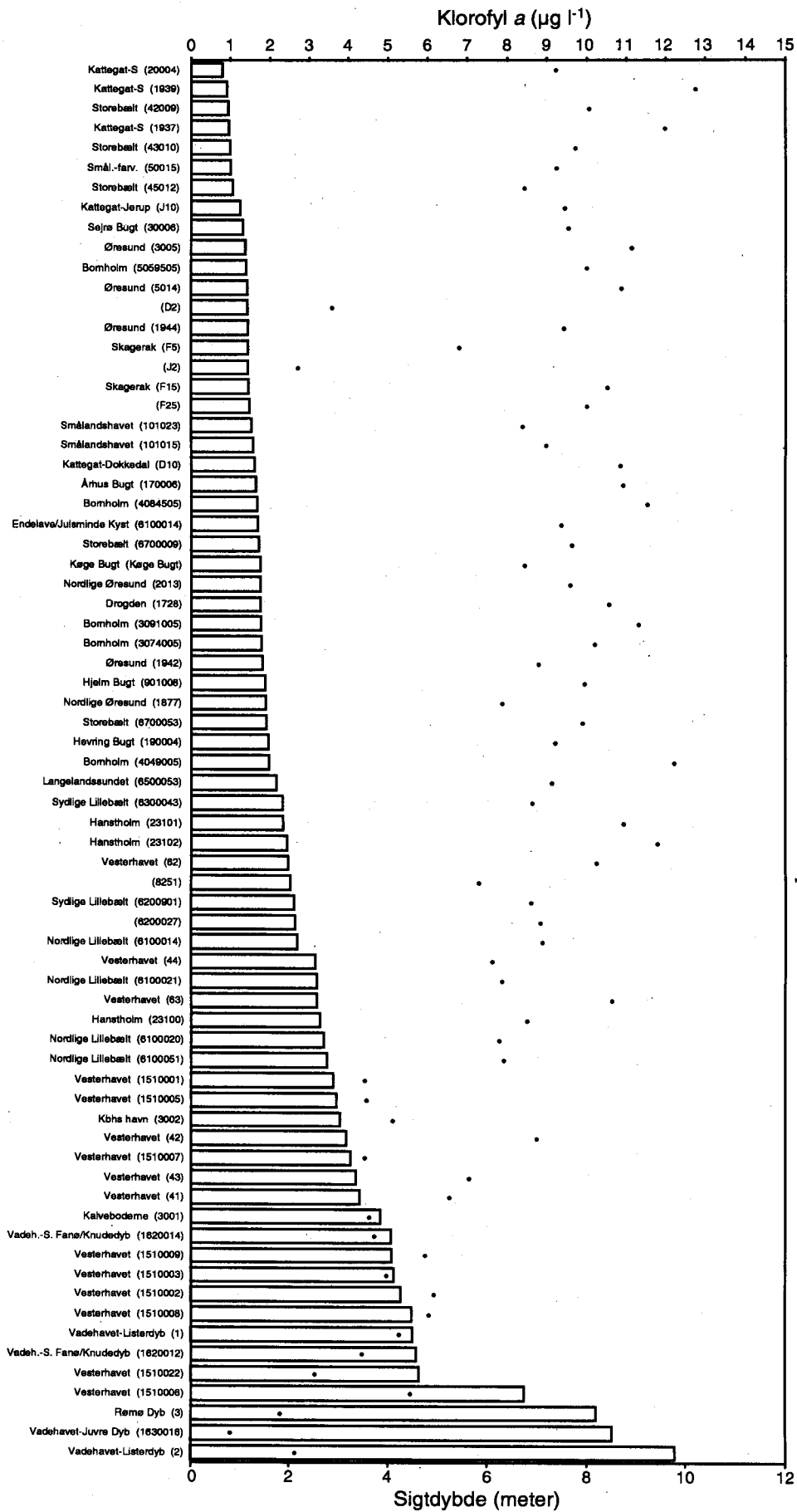
Figur 6.3 Geografisk oversigtskort over sigtddybder (meter) angivet som tidsvægtede middelværdier af målinger foretaget i perioden fra 1. maj til 30. september 1996. Fjordene er repræsenteret med fjord-middelværdier (se tekst).

A



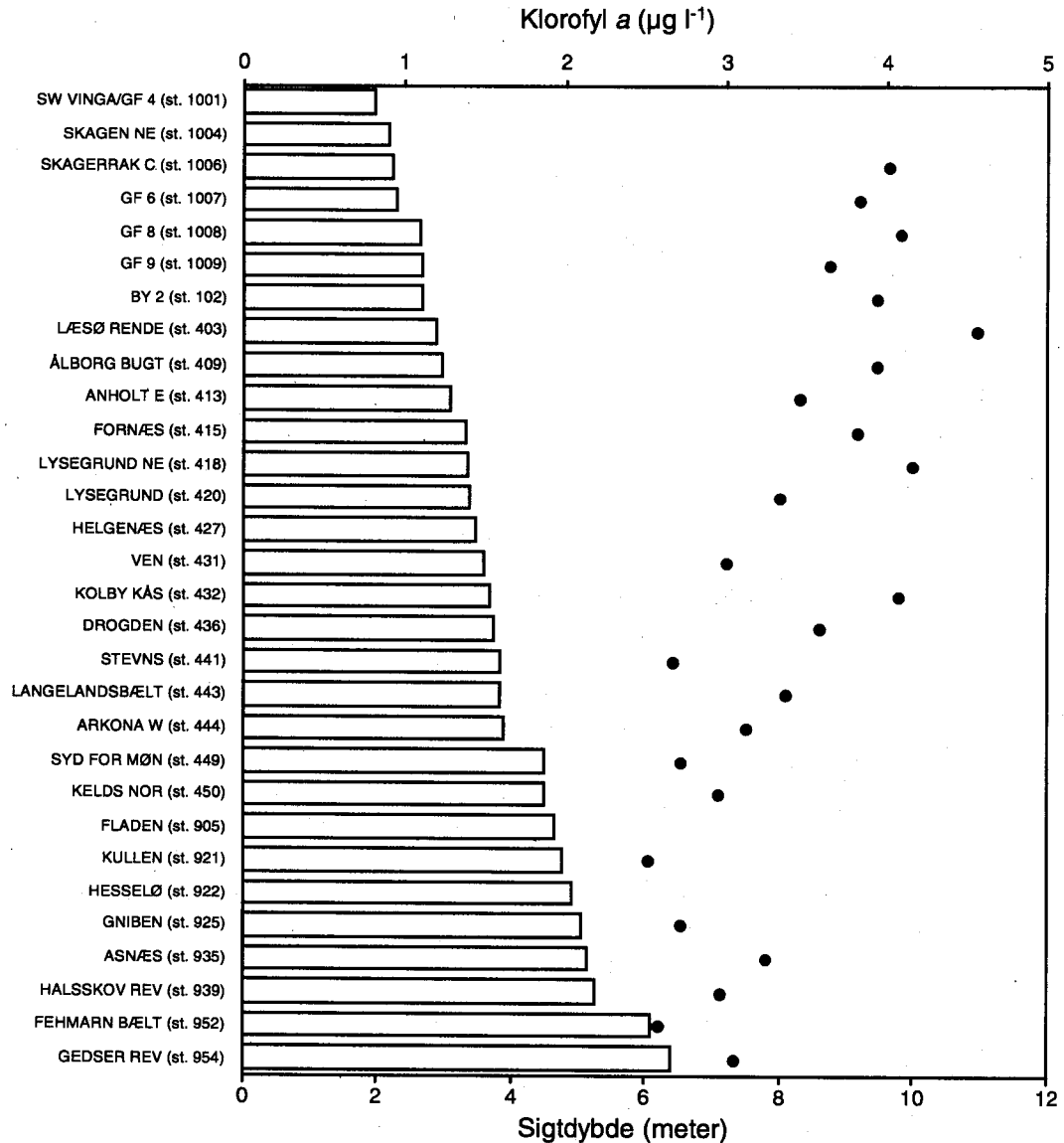
(figur fortsætter på næste side)

B



(figur fortsætter på næste side)

C



Figur 6.4 Samhørende sigtdybder (meter) og klorofyl *a* koncentrationer ($\mu\text{g l}^{-1}$) sorteret i forhold til hinanden efter stigende klorofyl *a* værdier for A: fjorde og nor angivet som forklaret i figur 6.3, B: kystnære farvande, dvs. farvande der hverken har et fjordnummer eller er en statslig station, og C: åbne farvande. Søjler angiver klorofyl *a* koncentrationer.

Sigtdybden var generelt større i 1996 end i de foregående år (1989-95). Udviklingen i sommermiddelværdierne var dog kun signifikant i Vejle Fjord, Horsens Fjord og enkelte stationer i Ringkøbing og Nissum Fjorde samt på nogle østvendte, sønderjyske stationer.

I flere fjorde (bl.a. Mariager Fjord, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord, Roskilde Fjord, Limfjorden) og i Vadehavet var især månedsmidlerne februar-marts mindre i 1996 end de tilsvarende måneders langtidsmidler. De lave værdier blev observeret samtidig med fytoplanktonopblomstringer under isen (se senere).

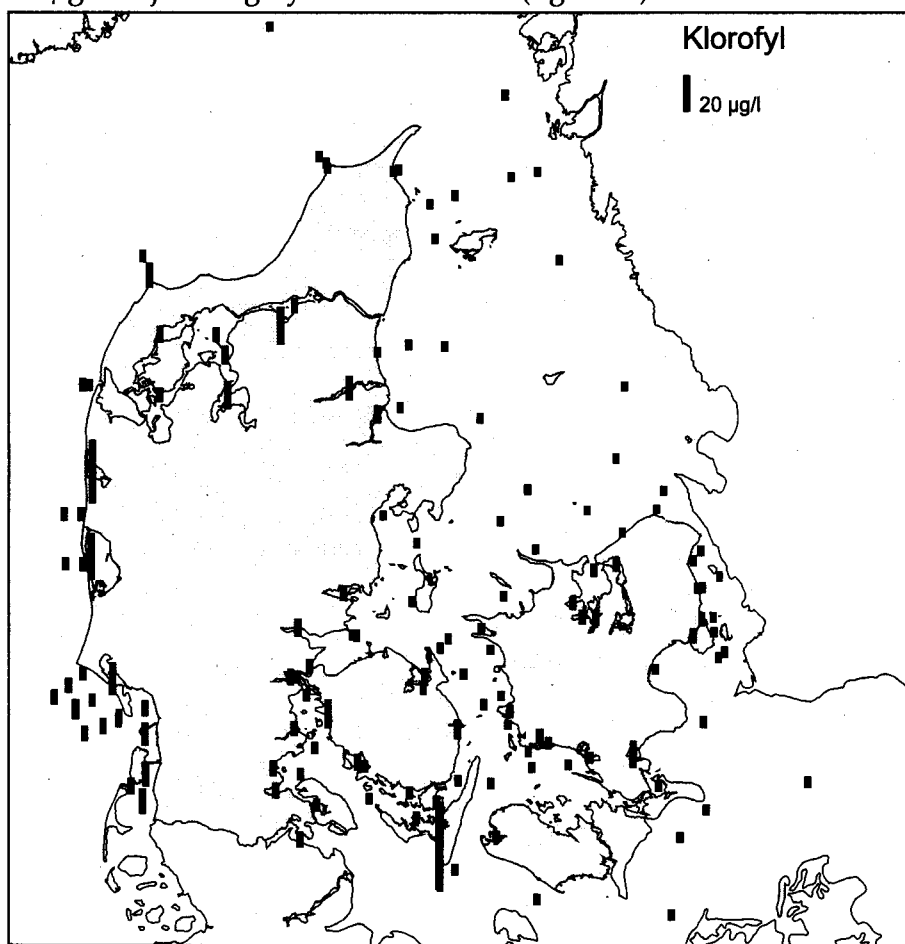
Klorofyl

Klorofyl *a* er fytoplanktonets vigtigste fotosyntesepigment, og koncentrationen anvendes som et mål for algebiomassen. Forholdet

mellem algernes kulstof og klorofyl *a* indhold varierer i forhold til årstid, lysmængde, artssammensætning og algernes næringssaltstatus. Det betyder, at det kan være forbundet med usikkerhed at sammenligne klorofyl *a* indholdet i forskellige farvande og på tværs af tid. Målinger fra samme lokalitet og årstid er dog relativt sammenlignelige.

Klorofylkoncentrationerne i 1996 var præget af den meget lave nedbørsmængde og afstrømning fra land, og de fleste steder blev der målt lave sommer- og efterårsværdier. Forårsopblomstringen var imidlertid meget stor i nogle områder, og forekom tidligere end normalt pga. isdække (februar-marts mod normalt marts-april). Isdækket fremskyndede forårsopblomstringen i kraft af dets stabiliserende indvirkning på de underliggende vandmasser. Opblomstringen blev ikke målt mange steder, men kunne efterfølgende indirekte registreres ud fra faldet i næringssaltkoncentrationerne. I flere amtsrapporter (bl.a. Ringkjøbing Amt) gøres opmærksom på, at den manglende beskrivelse af forårsopblomstringen kan have bidraget til at underestimere 1996 klorofyl *a* koncentrationen og årsproduktionen.

Figur 6.5 viser tidsvægtede sommermidler af klorofyl *a* koncentrationerne i overfladelaget i 1996. I hovedparten af de åbne farvande er klorofylkoncentrationen $< 2 \mu\text{g l}^{-1}$, mens koncentrationen normalt er $> 2 \mu\text{g l}^{-1}$ i fjorde og kystnære områder (figur 6.3). De største koncen-



Figur 6.5 Geografisk oversigtskort over klorofyl *a* koncentrationer angivet som tidsvægtede middelværdier af målinger foretaget i perioden fra 1. maj til 30. september 1996. Fjordene er repræsenteret med fjord-middelværdier (se tekst).

trationer findes også i 1996 i de mest lukkede og lavvandede fjorde og nor samt i Vadehavet (op til $>50 \mu\text{g l}^{-1}$).

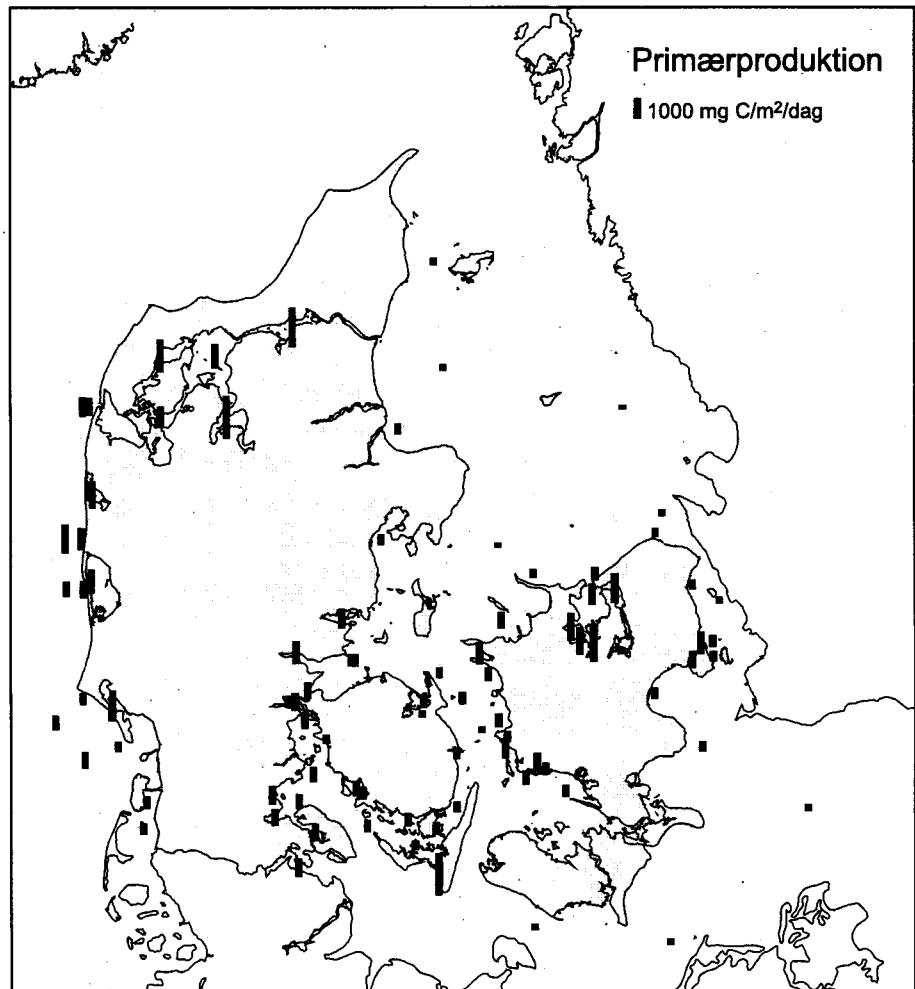
Udviklingen i klorofyl (sommermidler) viste næsten alle steder en tendens til faldende koncentrationer i 1996, og på flere stationer blev der konstateret de hidtil laveste målinger i overvågningsperioden. Der var kun få amter, der kunne melde om signifikante ændringer. Kun i Horsens Fjord, Vejle Fjord og Århus Bugt samt på enkelte andre spredt fordelte stationer fandtes et signifikant koncentrationsfald i sommermidlen. I Mariager Fjord fandtes desuden et signifikant fald, når hele perioden 1979-86 blev inddraget i analysen. Det er derfor ikke muligt at pege på en landsdækkende udvikling.

Primærproduktion

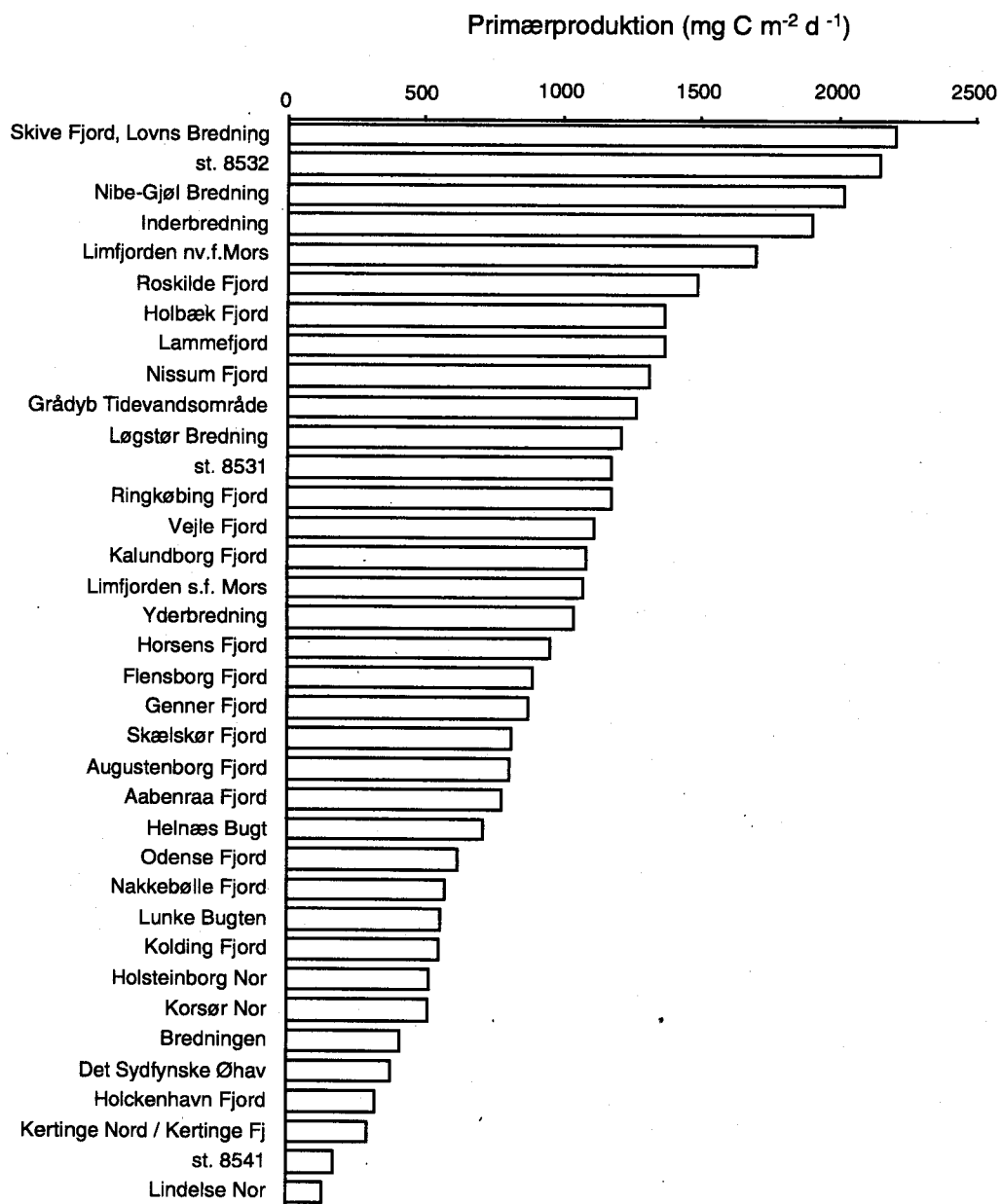
Primærproduktionen er et mål for fytoplanktonets vækst og afhænger foruden af algebiomasse og artssammensætning af næringssalte og lys. Størrelsen af primærproduktionen bestemmes af den faktor, der er mindst i forhold til algernes krav for at kunne lave fotosyntese (= den begrænsende faktor). Oftest er kvælstof den begrænsende faktor i vore åbne farvande, dvs. at den største effekt på primærproduktionens størrelse generelt opnås ved en reduktion i kvælstofudledningen. Produktionen pr. m^2 angiver produktionen i vandsøjlen over en kvadratmeter havbund, og afhænger derfor bl.a. af vanddybden.

Figur 6.6 viser tidsvægtede sommermidler af primærproduktionen angivet som arealproduktion pr. dag. De største værdier er målt i fjordene, mens mere moderate værdier findes i de kystnære farvande. De laveste rater er målt i de åbne farvande til trods for, at disse ofte er dybest. Variationen i arealproduktionen er størst i fjordene sammenlignet med de kystnære og åbne farvande (figur 6.7). Gennemsnittet \pm standardafvigelsen for primærproduktionen i de tre forskellige farvandstyper er 988 ± 547 , 668 ± 210 og $266 \pm 78 \text{ mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ for hhv. fjorde, kystnære og åbne farvande.

Der er rapporteret en signifikant reduktion i primærproduktionen i Lillebælt, Århus Bugt, Åbenrå Fjord, Flensborg Fjord og Genner Bugt, hvor der alle steder er konstateret et fald i perioden siden slutningen af 1980'erne, men primærproduktionen viste faldende tendens i en række andre områder. I den lavvandede del af det Sydfynske Øhav målttes således den laveste primærproduktion siden 1976.

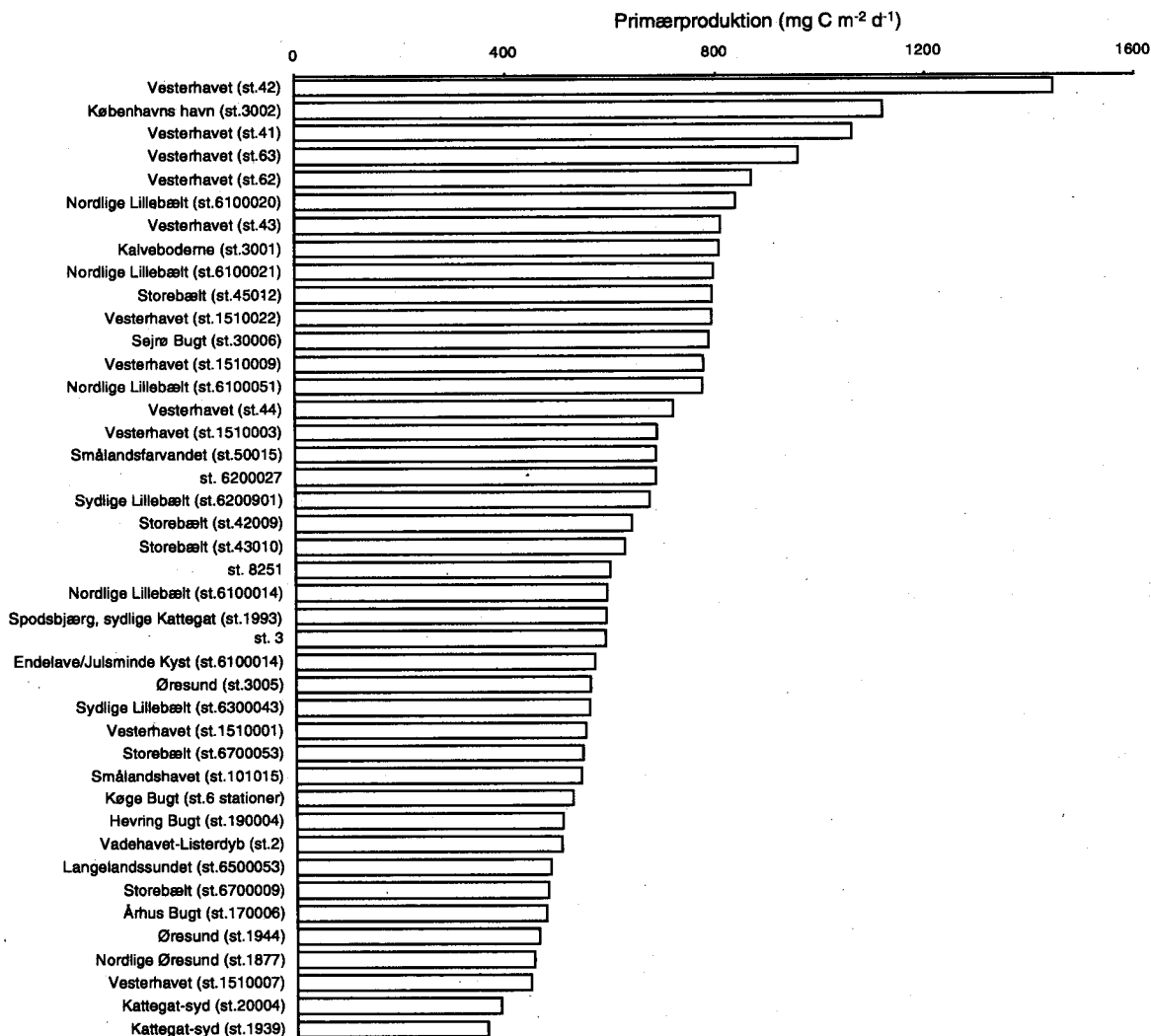


Figur 6.6 Geografisk oversigtskort over primærproduktionen (mg C pr. m⁻² d⁻¹) angivet som tidsvægtede middelværdier af målinger foretaget i perioden fra 1. maj til 30. september 1996. Fjordene er repræsenteret med fjord-middelværdier (se tekst).

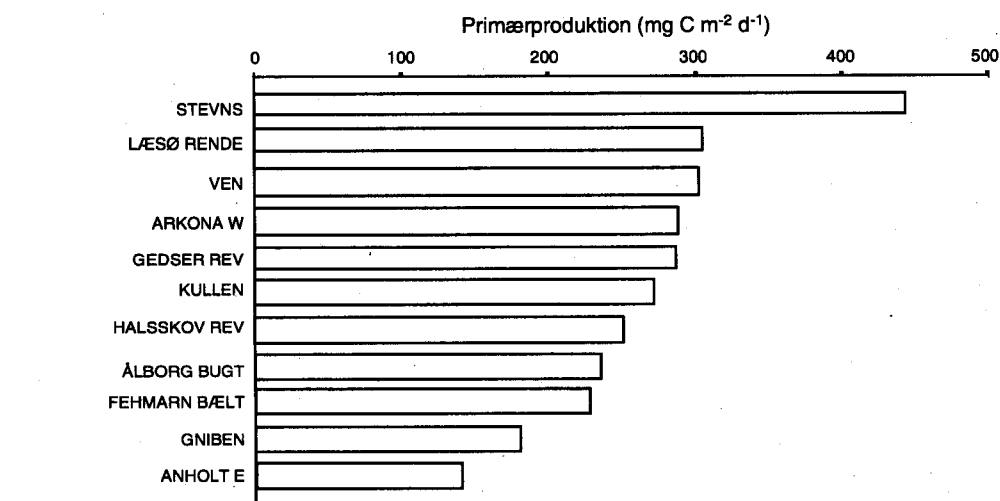
A

(figur fortsætter på næste side)

B



C



Figur 6.7 Fytoplankton-primærproduktionen (mg C m⁻² d⁻¹) sorteret i forhold til hinanden efter faldende værdier for A: fjorde og nor angivet som forklaret i figur 6.4, B: kystnære farvande, og C: åbne farvande.

Fjordanalyse

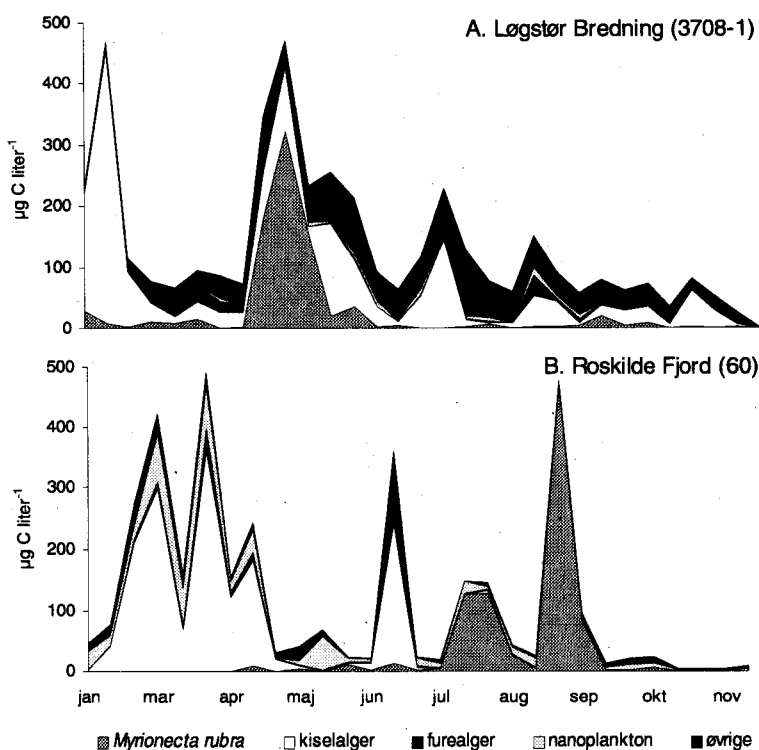
Til dette års rapport blev der foretaget en analyse af fytoplankton fjorddata (sigtdybde, klorofyl *a* og primærproduktion) som funktion af fjordenes hydrografi ud fra ønsket om at definere nogle "type-fjorde". Der blev udvalgt to hydrografiske parametre til formålet, en vandudskiftningsparameter og en lagdelingsparameter. Vandud-

skiftning blev defineret som størrelsen på variationen af salinitetsmiddelværdien, og lagdelingen på salinitetsforskellen mellem overflade og 5 meters dybde. Analyseresultaterne muliggjorde imidlertid ikke umiddelbart en gruppering af fjordene i forhold til hverken vandudskiftnings- eller lagdelingsparameteren. Konklusionen blev, at de anvendte hydrografiske parametre ikke alene kan adskille fjordene, og at andre forhold (fx udbredelsen af bentiske filtratorer) skal inddrages i en sådan analyse. Fjordene adskiller sig hermed fra de åbne farvande, hvor hydrografiens rolle for primærproducenternes koncentration og sammensætning er væsentlig.

6.2 Artssammensætning og masseforekomster

I danske farvande registreres hvert år opblomstringer af alger. Hvilke arter, der dominerer og evt. giver anledning til masseforekomster, er afhængig af faktorer som næringssalte, solindstråling og hydrografi. Disse forhold samt størrelsen af græsningen fra zooplankton og bundfauna bestemmer fytoplanktonets vækstmuligheder og udbredelse. Fluktuationer i bl.a. disse faktorer fører til meget varierede artssammensætninger. To fjorde med samme klorofyl *a* koncentration kan altså have vidt forskellige fytoplanktonsamfund. Figur 6.8 viser Løgstør Bredning og Roskilde Fjord, der i 1996 begge havde en klorofyl *a* sommermiddelkoncentration på $4,1 \mu\text{g C l}^{-1}$. Årssuccession varierer desuden i samme område fra år til år.

Fytoplanktonets arts- og størrelsessammensætning har stor betydning for strukturen af de pelagiske fødekæder. Større fytoplankton arter kan græsses direkte af vandlopper og andre planktonnærere/filtratorer. Små algearter kan derimod indgå i en mangedelt fødekæde, hvor encellede græssere udgør et nøgleled. I en mangedelt



Figur 6.8 Årstidsvariation i artssammensætningen af fytoplankton i to fjorde med samme klorofyl *a*-koncentration ($4,1 \mu\text{g C l}^{-1}$) i 1996.

fødekæde vil en mindre del af primærproduktionen blive tilgængelig på højere trofiske niveauer (fx fiskeyngel), idet forholdsvis mere energi forbruges til respiration i de mange led i fødekæden.

Kædedannende alger, fx visse blågrønalger, er store og uhåndterlige for zooplanktonet og udgør derfor et dårligt fødegrundlag.

Flere fytoplanktonarter kan producere toksiske stoffer, der virker forskelligt. Nogle stoffer formodes at være toksiske overfor andre alger, og fungerer som en slags "kampstoffer" i konkurrencen med disse, mens andre stoffer er til gene for dyrelivet eller bevirker, at de undgår at blive ædt (se afsnit 6.3).

Artssammensætning i 1996

Tidligt på året (februar-marts), registreredes en kiselalgeopblomstring af *Detonula confervacea* fra Hevring Bugt og ned igennem Lillebælt og Storebælt, i Horsens og Vejle fjorde samt Karrebæksminde Bugt. I andre områder dominerede især kiselalgerne *Chaetoceros* spp., *Thalassiosira* spp. og *Odontella aurita*. Forårsopblomstringen af kiselalger begyndte i de fleste fjorde og kystnære områder under isen, og er derfor ofte ikke registreret (bl.a. Sønderjyllands Amt 1996).

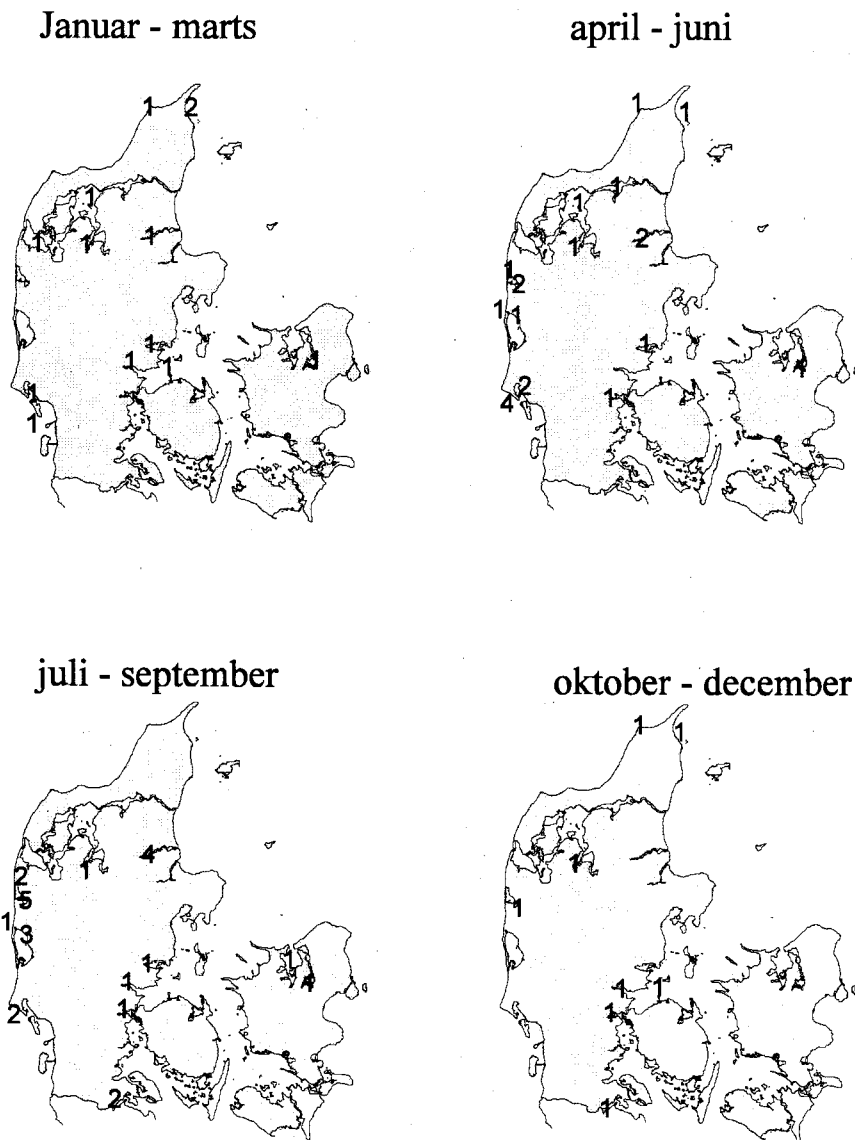
I april optrådte den typiske Østersø-alge *Peridiniella catenata* i Karrebæksminde Bugt, Køge Bugt og i Øresund og Storebælt.

Frem til juli var der generelt lave fytoplankton biomasser med dominans af nanoflagellater og i nogle af fjordene også af den autotrofe ciliat *Myrionecta rubra* (tidligere *Mesodinium rubrum*). I juli forekom mindre opblomstringer, overvejende af kiselalger som *Skeletonema costatum*, *Rhizosolenia fragilissima*, *Proboscia alata* og *Chaetoceros* spp., men typisk ikke i mængder som set i tidligere år (se afsnittet om masseforekomster).

I august observeredes større mængder *Prorocentrum minimum* (se udbredelse figur 6.10). *P. minimum* dominerede planktonet mange steder frem til oktober. En efterårsopblomstring af furealger tilhørende *Ceratium*-slægten sås i Hevring Bugt, Århus Bugt, sydlige Kattegat og Storebælt, mens en noget atypisk opblomstring af *Skeletonema costatum* sås i Lillebælt og Horsens og Vejle fjorde.

Ringkøbing Fjord havde meget lavere biomasse af blågrønalger i 1996 end de foregående 11 år. Normalt er fytoplanktonet domineret af blågrønalger, men i 1996 var biomassen jævnt fordelt blandt flere grupper. Det kan skyldes den lavere afstrømning fra land, som har bevirket, at der har været færre tilgængelige næringsstoffer. Ændrede sluseforhold og den lave afstrømning har givet en højere salinitet i fjorden. Herved favoriseres mere højsaline arter frem for blågrønalger. Desuden har de ændrede sluseforhold muliggjort en nyindvandring af sandmuslinger (Ringkøbing Amt 1996). Muslingernes græsningstryk vil skubbe artssammensætningen i retning af mindre arter.

I forbindelse med fytoplankton-tema-rapporten (Agger et al. 1994) blev en masseforekomst defineret som forekomster af en eller flere nærtbeslægtede arter med biomasser $> 200 \mu\text{g C l}^{-1}$ og/eller $8 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$.



Figur 6.9 Tallene angiver antallet af arter, der hver især optrådte i masseforekomster ($>200 \mu\text{g C l}^{-1}$) på intensivstationerne i 1996.

1996

I 1996 har antallet af masseforekomster været lavere og mere sporadisk forekommende end tidligere år (se figur 6.9). Desuden er 1996 karakteriseret ved mindre opblomstringer af arter, der ikke tidligere er set i masseforekomster (se tabel 6.1). Ved Hovvig og Årgab i Vesterhavet observeredes en opblomstring af kiselalgen *Guinardia flaccida* i august, og der var en usædvanlig opblomstring af furealgen *Heterocapsa triquetra* i Kolding Fjord på en usædvanlig årstid (oktober). I det nordlige Lillebælt var der en forårsopblomstring af kiselalgen *Detonula confervacea* og i oktober af *Skeletonema costatum*. *S. costatum* har i tidligere år optrådt i masseforekomster, men disse har normalt fundet sted i juni.

Tabel 6.1 Masseforekomster af fytoplankton observeret i danske farvande i 1996. Undersøgte lokaliteter fremgår af figur 6.1.

Masseforekomster 1996	Område	Tidspunkt måneder	Masse $\mu\text{g C l}^{-1}$
Cyanophyceae - blågrønalger			
<i>Coelomoron/Woronichinia/Gomphosphaeria</i>	Nissum Fjord, Ringkøbing Fjord	juni, juli	288-690
Chroococcale blågrønalger	Nissum Fjord, Ringkøbing Fjord	jun., aug., sep.	215-400
Dinophyceae - furealger			
<i>Ceratium furca</i> , <i>C. fusus</i>	Dokkedal	oktober	262
<i>Heterocapsa triquetra</i>	Kolding Fjord	oktober	579
<i>Katodinium rotundum</i>	Kolding Fjord	april	252
<i>Prorocentrum minimum</i>	Nissum, Ringkøbing, Horsens, Vejle, Flensborg fjorde og Isefjord	jul - okt.	205-1112
Ubestemte thekate furealger	Mariager Fjord	august	466
Diatomophyceae - kiselalger			
<i>Chaetoceros socialis</i>	Mariager Fjord	juli	370
<i>Chaetoceros</i> spp.	Roskilde Bredning	marts	274
<i>Detonula confervaceae</i>	Mariager, Horsens og Vejle fjorde, Lillebælt N	marts	281-890
<i>Guinardia flaccida</i>	Høje Knolde, Hovvig (Vesterhavet)	august	207-1865
<i>Leptocylindrus danicus</i>	Høje Knolde	maj	421
<i>Leptocylindrus minimus</i>	Hovvig	juni	248
<i>Odontella aurita</i>	Hjerting, Sønder Ho Ø	marts	292-560
<i>Rhizosolenia delicatula</i>	Hjerting, Høje Knolde	maj, juni	234-396
<i>Rhizosolenia imbricata</i>	Høje Knolde	juli - sep.	280-399
<i>Rhizosolenia setigera</i>	Dokkedal	marts	261
<i>Skeletonema costatum</i>	Hjerting, Skive Fjord, Nibe Brening, Mariager Fjord, Lillebælt N, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Roskilde Bredning	apr. - okt.	211-1970
<i>Thalassiosira nordenskioldii</i>	Nissum Bredning, Løgstør Bredning og Skive Fjord	februar	278-799
<i>Thalassiosira</i> spp.	Ringkøbing Fjord	april	673
Centriske kiselalger	Høje Knolde, Skagerrak/Hirtshals, Dokkedal, Nissum Fjord og Mariager Fjord	feb.-maj, aug.-okt.	270-2231
Autotrofe ciliater			
<i>Myrionecta rubra</i>	Løgstør Bredning, Skive Fjord, Mariager Fjord, Roskilde Bredning	apr, maj, aug, okt	260-465
Diverse			
Chlorococcale grønalger	Nissum Fjord	maj - aug	315-1475
MONADER	Roskilde Bredning	august	256

6.3 Toksiske alger

I forbindelse med overvågningsprogrammet bliver toksiske og potentielt toksiske alger registreret. Det er arter, som tidligere har vist en toksisk effekt enten i hjemlige eller udenlandske farvande, eller nærtbeslægtede arter, som mistænkes for at kunne have en toksisk effekt.

Alger findes i forskellige stammer, som ikke alle producerer toksiner. Der forekommer derfor uskadelige opblomstringer af arter med tidligere dokumenteret toksisk virkning. For andre arter gælder, at de under visse betingelser er i stand til at producere toksiner. For eksempel har furealgen *Alexandrium* øget indhold af giftstoffer ved fosfatbegrænsning.

Forskellige stoffer

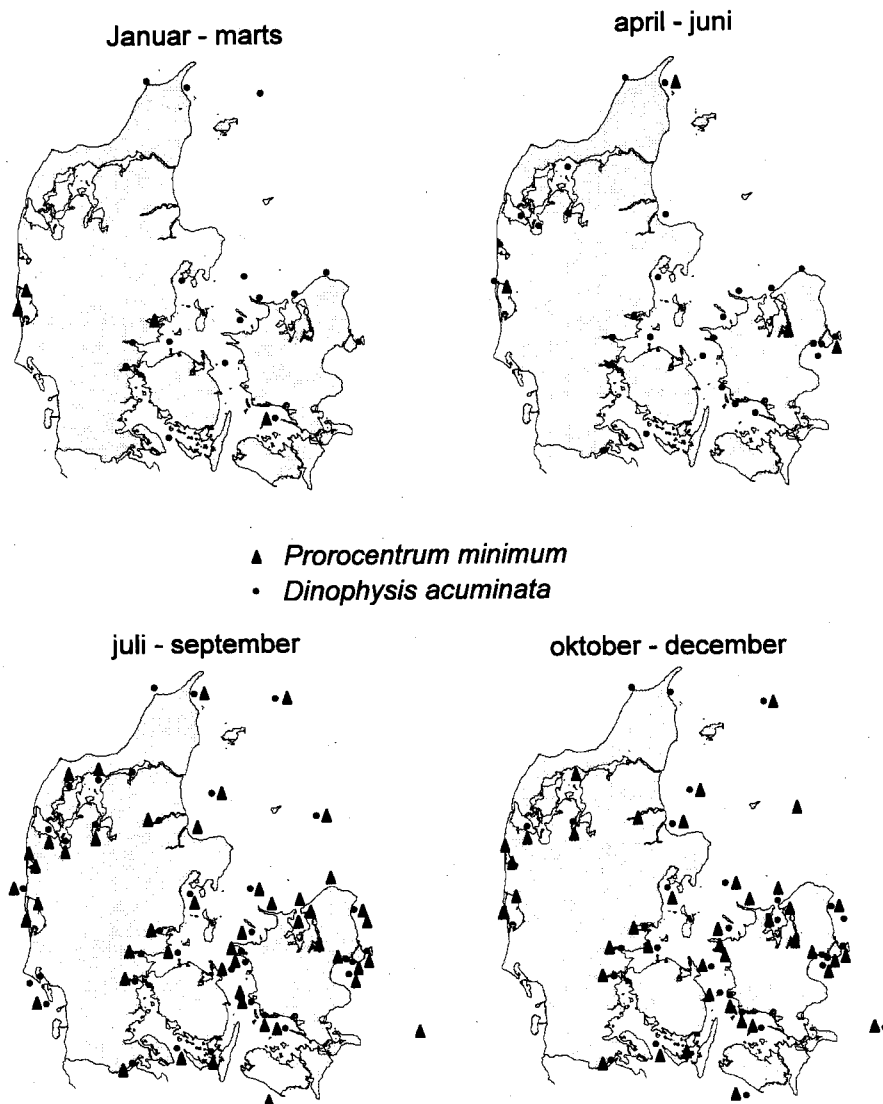
Toksiske alger opdeles i forskellige hovedgrupper. Alger der kan producere PSP (paralysefremkaldende toksiner), DSP (diarréfremkaldende toksiner) eller ASP (hukommelsestabs-fremkaldende toksiner) er skadelige for mennesker, hvis de indtages selv i små mængder. Problemet opstår, når algerne forekommer i områder med muslingefiskeri, idet giftstofferne opkoncentreres i dyrene. Der er derfor fastsat vejledende grænseværdier for en række arter.

Andre alger har en toksisk effekt på fisk og bunddyrssamfundene, når de optræder i masseforekomster. Disse alger har vidt forskellig virkning. Nogle producerer hæmolytisk virkende stoffer, mens fx *Noctiluca scintillans* ophober ammonium, der virker som en gift på dyr.

I rapporten om de marine områder fra 1994, blev der fokuseret på fytoplankton, og en gennemgang af de enkelte arters giftvirkning findes heri (Agger et. al 1994).

1996

I 1996 har det især været *Dinophysis*- og *Alexandrium*-arter, som blev fundet i koncentrationer, der overskred de fastsatte vejledende grænseværdier på 500 celler ml⁻¹ (eller 1000 celler ml⁻¹ - afhængig af art). Dette gav anledning til skærpet overvågning og periodevis lukning af muslingefiskeriet i Vesterhavet, i Limfjorden og ved den jyske østkyst. Kun i to tilfælde blev der registeret toksiner. Det ene var ved den jyske østkyst, nord for Horsens Fjord, hvor der blev fundet DSP-toksiner (Vejle Amt 1996). Endvidere var der et DSP-fund ved Endelave i juni måned.



Figur 6.10 Årstidsvariation i udbredelse af to potentielt toksiske alger i 1996.

Toksiske og potentielt toksiske alger, der optræder i koncentrationer over grænseværdierne er som regel begrænset til kortere perioder i mindre områder. En del af disse arter er imidlertid almindelig forekommende i planktonet i små mængder og er ofte vidt udbredte i de danske farvande (se figur 6.10). Vækstsæsoner, hvor en sådan art har favorable betingelser, vil derfor kunne give opblomstringer i store dele af de danske farvande. Dette er tidligere set bl.a. for *Prorocentrum minimum* og *Dinophysis acuminata*, der i 1994 optrådte i masseforekomster/over grænseværdien mange steder (Dahl et al. 1995).

I tabel 6.2 ses, hvor toksiske og potentielt toksiske alger blev registreret i 1996.

Tabel 6.2 Potentielt toksiske fytoplanktonarter observeret i danske farvande i 1996. Undersøgte lokaliteter fremgår af figur 6.1.

Potentielt toksiske alger	Område
Cyanophyceae - blågrønalger	
<i>Anabaena flos-aquae</i>	Vejle Fjord, Kolding Fjord
<i>Anabaena spp.</i>	Ringkøbing Fjord, Dokkedal, Århus Bugt, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Øresund, Køge Bugt
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Århus Bugt, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Smålandsfarvandet, Roskilde Bredning, Øresund, Køge Bugt
<i>Microcystis aeruginosa</i>	Nissum Fjord
<i>Microcystis wesenbergii</i>	Nissum Fjord
<i>Nodularia spumigena</i>	Dokkedal, Århus Bugt, Horsens, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Øresund, Køge Bugt
<i>Oscillatoria spp.</i>	Køge Bugt
<i>Spirulina subsalsa</i>	Horsens Fjord, Kolding Fjord
Prymnesiophyceae - stilkalger	
<i>Chrysochromulina spp.</i>	Årgab, Hovvig, Ringkøbing og Nissum fjorde, Limfjorden, Hirtshals, Dokkedal, Hevring Bugt, Århus Bugt, Flensborg Fjord, Lillebælt, Storebælt
<i>Phaeocystis pouchetii</i>	Sønder Ho Ø, Hjerting, Høje Knolde, Nissum Bredning, Løgstør Bredning, Hirtshals, Dokkedal, Århus Bugt
<i>Phaeocystis spp.</i>	Årgab, Hovvig, Hevring Bugt, Lillebælt N
Dictyochophyceae - silicoflagellater	
<i>Dictyocha speculum</i>	Hirtshals, Dokkedal, Hevring Bugt, Horsens, Vejle og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Øresund
Dinophyceae - furealger	
<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	Årgab, Limfjorden, Mariager Fjord, Århus Bugt, Kolding Fjord, Lillebælt, Storebælt
<i>Alexandrium tamarense</i>	Nissum Bredning, Venø Bugt, Løgstør Bredning, Skive Fjord, Storebælt
<i>Alexandrium spp.</i>	Kolding Fjord
<i>Dinophysis acuminata</i>	Høje Knolde, Årgab, Nissum Fjord, Hirtshals, Limfjorden, Dokkedal, Mariager Fjord, Hevring Bugt, Århus Bugt, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Øresund, Køge Bugt
<i>Dinophysis acuta</i>	Dokkedal, Hevring Bugt, Århus Bugt, Vejle Bugt, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Korsør S, Øresund, Køge Bugt
<i>Dinophysis norvegica</i>	Årgab, Hovvig, Nissum Bredning, Løgstør Bredning, Skive Fjord, Hirtshals, Dokkedal, Hevring Bugt, Århus Bugt, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kalundborg Fjord, Smålandsfarvandet, Isefjord, Kattegat, Øresund, Køge Bugt
<i>Dinophysis rotundata</i>	Hevring Bugt, Horsens, Vejle og Kolding fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Jammerland Bugt, Isefjord, Øresund, Køge Bugt
<i>Dinophysis triestinum</i>	Nissum Bredning, Venø Bugt, Løgstør Bredning, Skive Fjord, Nibe Bredning
<i>Gymnodinium sanguineum</i>	Hirtshals, Skive Fjord
<i>Gyrodinium aureolum</i>	Nissum Bredning, Venø Bugt, Løgstør Bredning, Horsens Fjord
<i>Noctiluca scintillans</i>	Årgab, Hovvig, Nissum Bredning
<i>Prorocentrum balticum</i>	Sønder Ho Ø Årgab, Hovvig, Flensborg Fjord

(tabel fortsætter næste side)

Tabel 6.2 (fortsat) Potentielt toksiske fytoplanktonarter observeret i danske farvande i 1996. Undersøgte lokaliteter fremgår af figur 6.1.

Potentielt toksiske alger	Område
<i>Prorocentrum lima</i>	Nissum Bredning, Nibe Bredning
<i>Prorocentrum micans</i>	Årgab, Hovvig, Limfjorden, Mariager, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Kattegat S, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Øresund, Køge Bugt
<i>Prorocentrum minimum</i>	Årgab, Hovvig, Ringkøbing, Nissum fjord, Limfjorden, Hirtshals, Dokkedal, Mariager Fjord, Hevring Bugt, Århus Bugt, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Fr.værk Bred., Kattegat, Øresund, Køge Bugt
Diatomophyceae - kiselalger	
<i>Pseudonitzschia delicatissima</i> - gruppen	Sønder Ho Ø, Årgab, Hovvig, Nissum Fjord, Nissum Bredning, Venø Bugt, Nibe Bredning, Hirtshals, Dokkedal, Hevring Bugt, Århus Bugt, Horsens, Vejle og Kolding fjorde, Lillebælt N, Kattegat S, Isefjord
<i>Pseudonitzschia seriata</i> - gruppen	Vesterhavet, Ringkøbing, Nissum Fjord, Limfjorden, Hirtshals, Dokkedal, Mariager Fjord, Hevring Bugt, Århus Bugt, Horsens, Vejle, Kolding og Flensborg fjorde, Lillebælt, Storebælt, Smålandsfarvandet, Isefjord, Fr.værk Bred., Øresund, Køge Bugt

6.4 Konklusion

Den meget lille ferskvandsafstrømning og næringssalttilførsel i 1996 medførte generelt lave klorofyl *a* koncentrationer og primærproduktionsrater, samt store sigtddybder. Den ringe afstrømning observeredes også i frekvensen af masseopblomstringer, som var lav i 1996. Der blev observeret lokale masseforekomster af arter der ikke sædvanligvis registreres. Udbredelsen af toksiske alger var ikke væsentlig forskellig fra de foregående år, men nåede ikke helt samme niveau.

7 Iltforhold

Iltsvindsgrænser

Iltsvind defineres som forekomst af iltkoncentrationer under 4 mg/l, og kraftigt iltsvind forekommer, når koncentrationen når under 2 mg/l. Grænserne er kunstige, da iltens tilgængelighed for faunaen ikke kun afhænger af koncentrationen men af mætningsprocenten, der også afhænger af saliniteten og især af temperaturen. Desuden er der stor forskel på forskellige fisks og bunddyrs tolerance over for lavt iltindhold. Ved normalt forekommende temperaturer og saliniteten ved bunden i danske farvande anvendes dog som tommelfingerregel, at ved iltindhold under 4 mg/l begynder nogle fisk at søge væk, og ved iltindhold under 2 mg/l vil de fleste fisk søge væk. Forbliver iltindholdet under 2 mg/l i længere tid, vil bunddyrene begynde at dø. Generelt antages krebsdyr at være mest følsomme og muslinger mindst følsomme overfor lavt iltindhold. Ved total iltmangel kan der frigives svovlbrinte fra sedimentet til vandet. Svovlbrinte virker som en nervegift og vil hurtigt dræbe de fleste bunddyr, og kun muslinger, der som f.eks. molbøsters kan lukke deres skaller helt tæt, kan overleve i længere tid.

7.1 Iltsvind i 1996

Iltforbrug

Bundvandets iltindhold er resultatet af to processer, nemlig iltforbrugets størrelse i forhold til tilførslen. Iltforbruget er betinget af næringsstofftilførslen, der er afhængig af nedbør og ferskvandsafstrømning. Den ekstremt lave afstrømning i det hydrologiske år 1995/96 har betydet en meget lav belastning med især kvælstof. Dette har i farvande med nærings saltbegrænsning af primærproduktionen medført en lavere produktion af organisk stof og et mindre iltforbrug til omsætning af dette. Desuden er iltforbruget afhængigt af temperaturen, og den relativt lave temperatur i perioden januar til juli kan have mindsket forbrugshastigheden.

Ilttilførsel

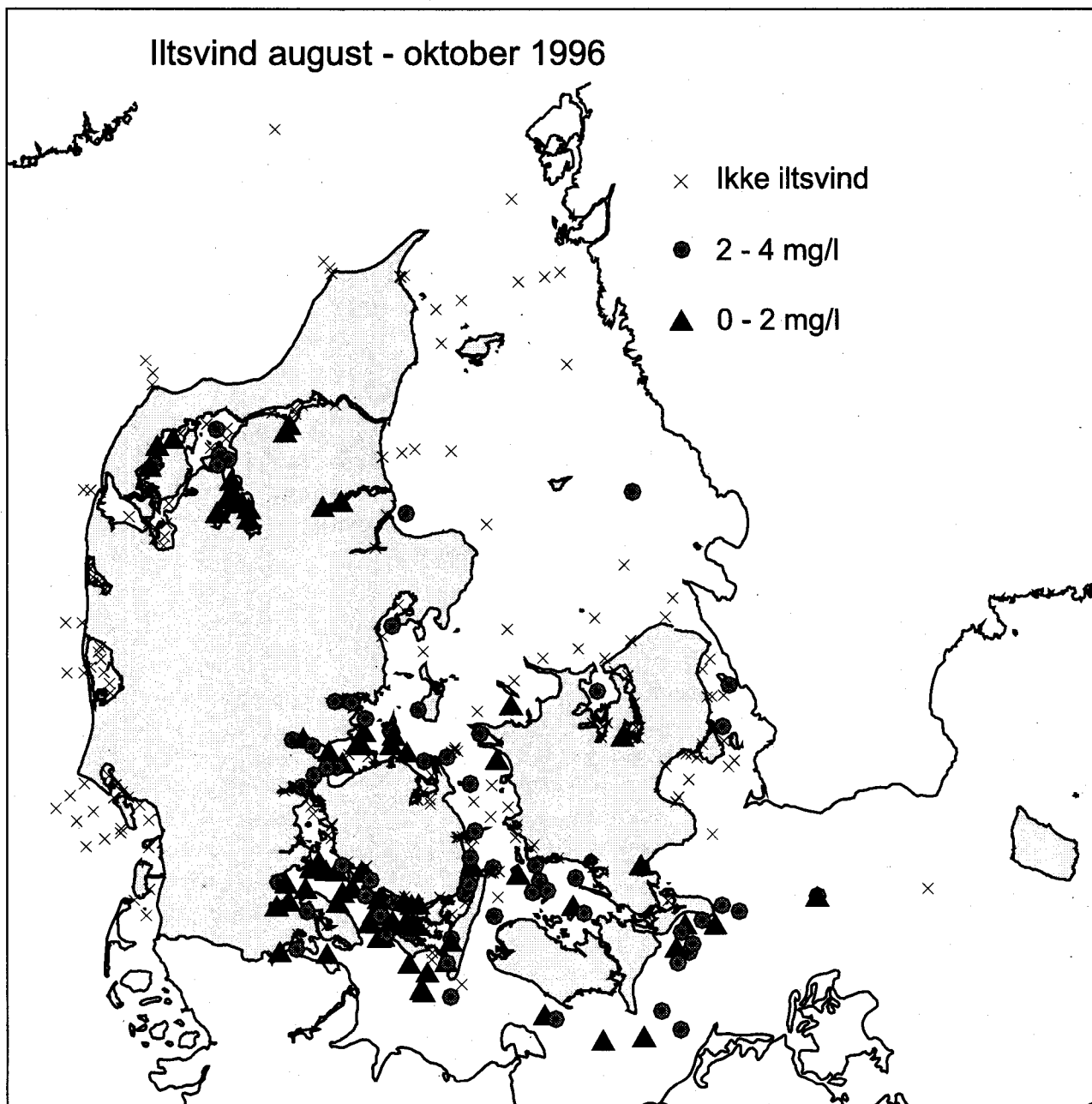
Ilttilførslen reduceres af lagdeling af vandsøjlen og stagnering af bundvandet. Ilttilførslen er derfor især betinget af vinden således, at kraftigere vind giver større ilttilførsel gennem blanding af vandsøjlen og udskiftning af bundvandet. Udskiftning af bundvand forekommer især ved vestenvind. Frem til august var vindhastigheden kun relativt lav i april, og i juni og juli var der perioder med relativt megen blæst, så ilttilførslen har sandsynligvis været ret normal i foråret og det meste af sommeren. I august blev det varmt, og fra midten af august var det relativt stille vejr, indtil efterårsstormene satte ind så sent som i slutningen af oktober og begyndelsen af november.

Generelt kan det siges, at de meteorologiske forhold, især om sommeren og efteråret, sætter rammerne for risikoen for alvorligt iltsvind, mens størrelsen af nærings saltbelastningen betinger iltsvindets styrke og udbredelse.

Naturgivent iltsvind

I figur 7.1 er vist de stationer, hvor der i månederne juli-oktober 1996 er målt iltsvind eller kraftigt iltsvind mindst én gang. I Dybet i Mariager Fjord og i to dybe huller i Lejre Vig og Kattinge Vig i Roskilde

Fjord er der naturgivent iltsvind med stort set permanent iltfrit vand ved bunden. Disse områder vil ikke blive omtalt i det følgende.

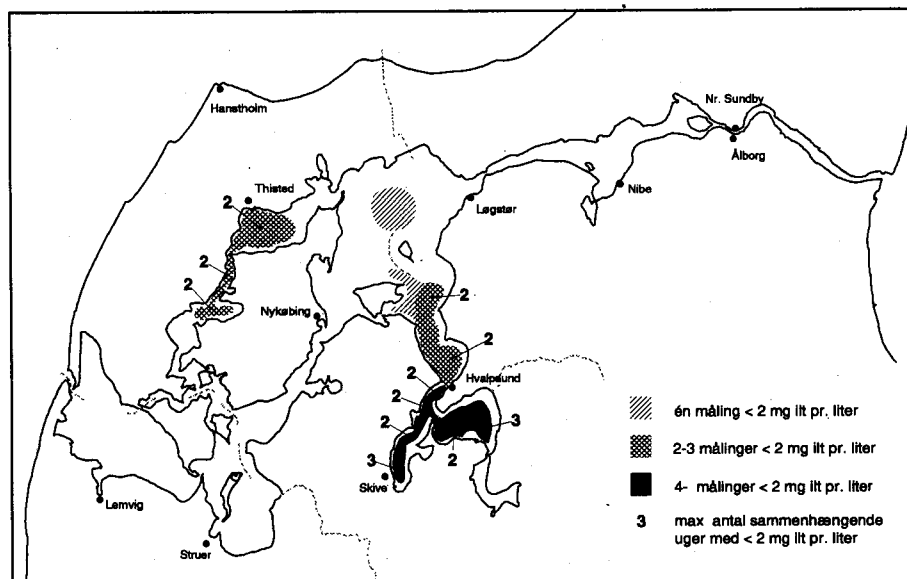


Figur 7.1 Stationer i danske farvande, hvor der i 1996 er målt iltsvind (< 4 mg/l) eller kraftigt iltsvind (< 2 mg/l) mindst én gang i løbet af månederne juli-oktober.

Isdække

Det kraftige isdække i fjordene i januar-marts 1996 forhindrede geniltning af vandet og resuspension af sedimentet, og det er sandsynligt, at sedimentets iltreserve i mange fjorde ved forårets begyndelse var lavere end normalt. I Skive Fjord var der kraftigt iltsvind i januar-februar med ned til $0,3$ mg/l på grund af isdækket og langvarig lagdeling. Også i Ringkøbing Fjord og Isefjordens Inderbredning observeredes kraftigt iltsvind under isen i februar med henholdsvis $1,0$ mg/l og $0,1$ mg/l, mens der i Roskilde Fjord trods lagdeling kun observeredes iltsvind i marts med $3,6$ mg/l. I Mariager Fjord fandtes iltsvind i marts og igen i april i den vestlige del.

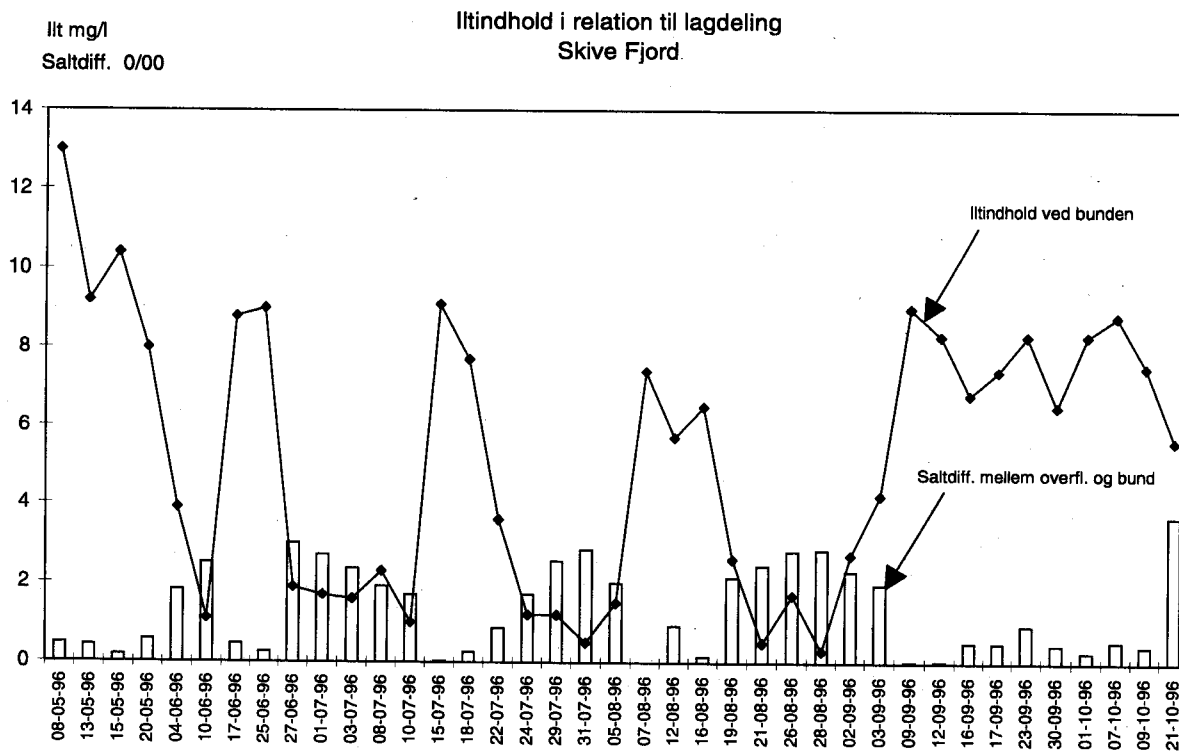
Efter fytoplanktonets forårsopblomstring faldt iltindholdet generelt. I Ringkøbing Fjord opstod kraftigt iltsvind i maj og igen i juni, begge gange i forbindelse med lagdeling, og der blev ikke senere på året set iltsvind i Ringkøbing Fjord. I Hevring Bugt observeredes iltfri sedimentoverflade i juni, og i Roskilde Fjord forekom sommerens eneste iltsvind med 3,6 mg/l også i juni. I den sydlige del af Køge Bugt var der iltsvind på en enkelt dyb station med 3,9 mg/l i slutningen af maj.



Figur 7.2 Områder i Limfjorden med kraftigt iltsvind (< 2 mg/l) i 1996. Tallene angiver det maksimale antal sammenhængende uger med kraftigt iltsvind. (Figur fra Limfjordssamarbejdet).

Limfjorden

I Limfjorden forekom der i perioder iltsvind fra starten af juni til slutningen af oktober, og de laveste koncentrationer målt i slutningen af juli og slutningen af august. Cirka 17% af Limfjordens areal blev berørt af iltsvind, og cirka 13% af arealet ramtes af kraftigt iltsvind, heraf var nogle områder undertiden helt iltfrie (figur 7.2). Iltsvindet i 1996 var på niveau med de relativt tørre år 1989 og 1992. Varigheden af kraftigt iltsvind var typisk 2-3 uger, hvorpå blæst nedbrød lagdelingen, der er en forudsætning for iltsvindet (figur 7.3). De relativt korte iltsvindperioder betød, at effekterne på bundfaunaen var begrænsede. I dele af Lovns Bredning fandtes døde børsteorme, og muslinger var kravlet ud af sedimentet. I Skive Fjord blev der frigivet fosfat, ammonium og silikat fra sedimentet.

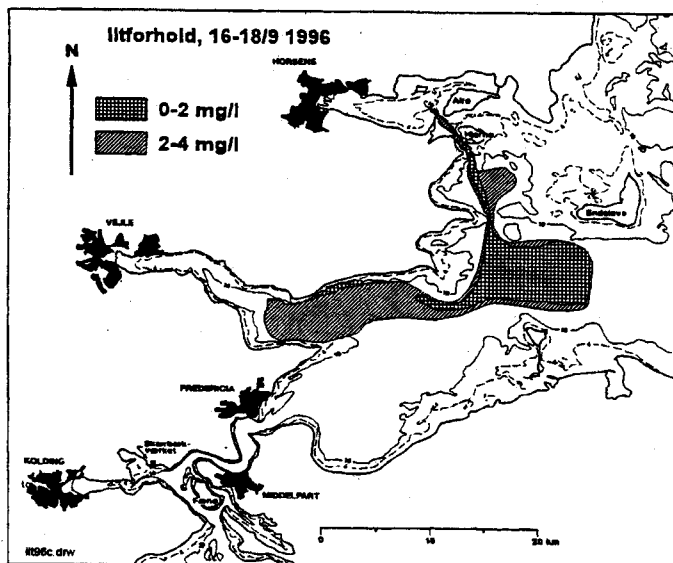
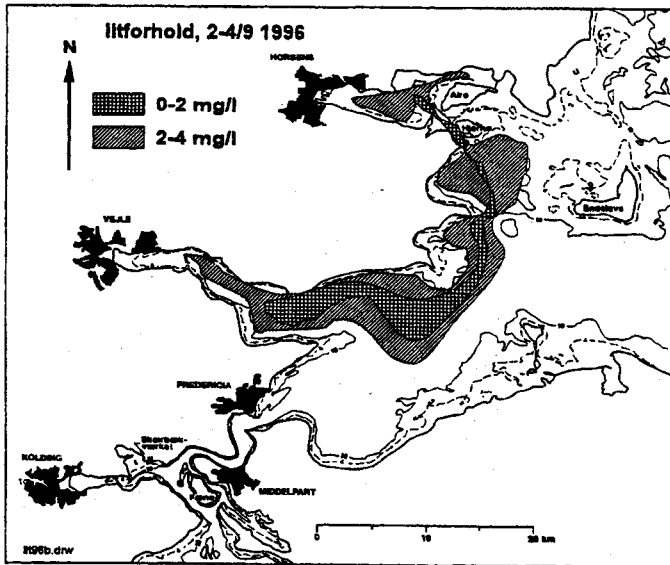
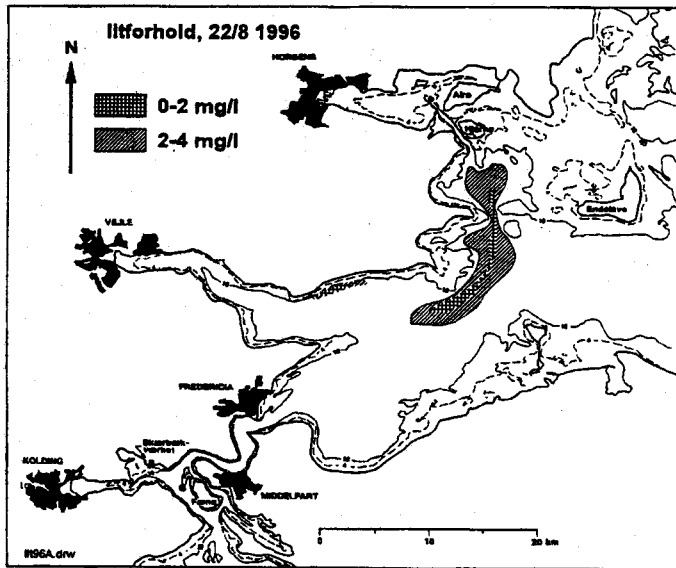


Figur 7.3 Sammenhæng mellem lagdeling af vandsøjlen og iltkoncentration ved bunden i Skive Fjord i perioden maj-oktober 1996. (Figur fra Limfjordssamarbejdet).

Østjyske kystvande

I Mariager Fjord fandtes iltsvind i juli og igen i august i den vestlige del. I Randers Fjord var iltforholdene bedre end normalt, og der optrådte ikke iltsvind. I Århus Bugt var iltforholdene gode frem til midten af august, hvorpå der opstod iltsvind med ca. 3,2 mg/l, som holdt sig frem til midten af september. I den sydvestlige del af bugten fandtes iltsvind i oktober. I forbindelse med iltsvind observeredes døde muslinger af arten *Abra alba*, og der var døde fisk i bundgarn.

I Vejle Amt opstod de første tilfælde af iltsvind i slutningen af august. Iltsvindet havde sin største udbredelse i begyndelsen af september, og midt i september målttes de laveste koncentrationer med ned til 0,5 mg/l. Udbredelsens tidsforløb fremgår af figur 7.4. Iltsvindet fortsatte gennem hele september. Der blev observeret liglagen i Horsens Fjord, og visse steder var der en markant ændring af bundfaunasammensætningen, men der blev ikke meldt om fiske-død i garn eller unormalt store fangster af fisk forårsaget af upwelling af iltfattigt bundvand.



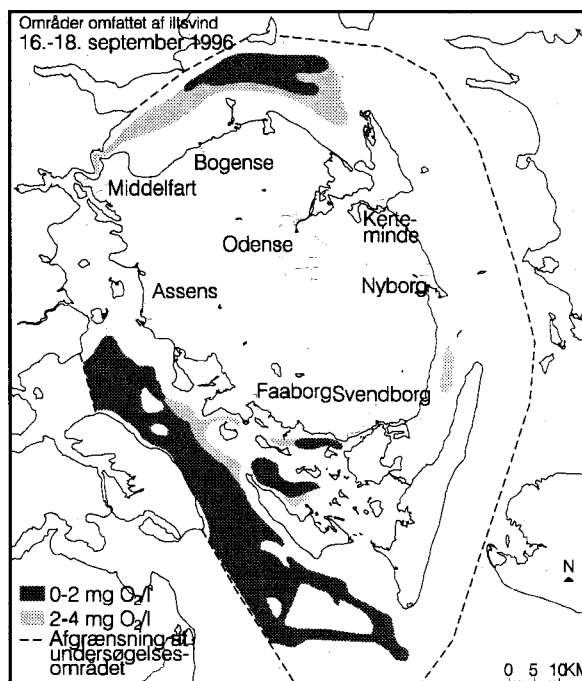
Figur 7.4 Udbredelsen af iltvind i Vejle Amts farvande 22. august, 2.-4. september og 16.-18. september 1996. Afgrænsningen af iltvindsområderne mod øst er usikker. (Figur fra Vejle Amt).

Lillebælt

I Lillebælt var iltforholdene generelt bedre end de foregående år med et unormalt højt iltindhold frem til august/september. I det nordlige Lillebælt var der iltsvind fra slutningen af august til midt i oktober. I begyndelsen af september fandtes ca. 2,0 mg/l, og bundfaunaen var kravlet op på sedimentoverfladen, men iltforholdene blev igen bedre, og der skete ikke skader på faunaen. I det sydlige Lillebælt var iltindholdet fra slutningen af august under 2 mg/l, og fra slutningen af september under 1 mg/l frem til slutningen af oktober. I de sønderjyske fjorde var iltforholdene gode forår og forsommer. I løbet af august forværredes iltforholdene. Da springlaget lå dybt, var iltforholdene bedre i områder med relativt lav vanddybde og værre i områder med stor vanddybde sammenlignet med de foregående år. I løbet af september opstod kraftigt iltsvind i de dybe områder. Iltsvindet kulminerede i første halvdel af oktober med under 4 mg/l og under 2 mg/l på dybder henholdsvis større end 17 m og 20 m i Flensborg Yderfjord, og i 23 m og 25 m i Åbenrå Fjord. Perioden med lave iltindhold i bundvandet strakte sig over ca. 3 måneder fra midt i august til midt i november.

Farvandene omkring Fyn

Iltforholdene var generelt gode i farvandene rundt om Fyn i 1996 med usædvanligt højt iltindhold frem til august/september. I flere områder indtrådte iltsvindet senere og var korterevarende end sædvanligt. I september registreredes usædvanlig lavt iltindhold i Farvandet nord for Fyn og i Ringsgaardbassinet i Det Sydfynske Øhav. Nord for Fyn krøb infaunaen, ligesom i det nordlige Lillebælt, op på sedimentoverfladen, men på grund af hurtig bedring af iltforholdene skete der ikke skader på bundfaunaen. Figur 7.5 viser udbredelsen af iltsvind i de fynske farvande midt i september, hvor udbredelsen var størst.



Figur 7.5 Udbredelsen af iltsvind i de Fynske farvande 16.-18. september 1996. Skraveringerne angiver henholdsvis arealer med 2-4 mg/l og 0-2 mg/l. (Figur fra Fyns Amt).

- Storebælt* I Storebælt optrådte iltsvind i Sejerø Bugt, Jammerland Bugt og de ydre dele af Kalundborg Fjord i august og september. I august var iltsvindet kraftigt i Sejerø Bugt og Jammerland Bugt. I det åbne Storebælt kom iltindholdet kun sporadisk lige under iltsvindsgrænsen på 4 mg/l. I Smålandsfarvandet observeredes iltsvind i september med en varighed på ca. 16 dage, og i Karrebæksminde Bugt på ca. 7 dage.
- Isefjord* I Isefjord observeredes iltsvind i Yderbredningen i en kortere periode midt i august. I Roskilde Fjord fandtes ikke iltsvind i sensommeren og efteråret.
- Øresund* I Øresund blev der kun observeret iltsvind ved to målinger på henholdsvis 4,0 mg/l i august ud for København og 2,2 mg/l i september syd for Ven. I den sydlige Køge Bugt var der kraftigt iltsvind på en enkelt dyb station med 0,9 mg/l under et kraftigt springlag i slutningen af oktober.
- Vesterhavet og Kattegat* Der er i 1996 ikke observeret iltsvind i Skagerrak og Nordsøen inklusiv Vadehavet. I Kattegat observeredes kun iltsvind ved en enkelt måling øst for Anholt på 3,7 mg/l, og en enkelt måling i Hevring Bugt på 3,3 mg/l.
- Femer Bælt og Arkona Havet* I Femer Bælt opstod iltsvind i august med 2,5-3,5 mg/l. Kraftigt iltsvind observeredes ved Gedser Rev i september og i Femer Bælt i oktober med 1,0-1,2 mg/l. I Hjelm Bugt i Arkona Havet syd for Møn var der iltsvind i et større område i august. Det udviklede sig til kraftigt iltsvind i de dybeste dele i september, men var i oktober aftaget i styrke og udbredelse. Der var således iltsvind i Femer Bælt og Hjelm Bugt i mere end 2 måneder. I de dybe dele af Arkona Havet var der iltsvind i august og september og ved en enkelt måling kraftigt iltsvind med værdier ned til 1,9 mg/l.

7.2 Udvikling

- Forløb 1996* Generelt var iltforholdene i 1996 bedre end i de foregående år med senere start, kortere varighed og mindre udbredelse end tidligere. Først med det varme rolige vejr i august optrådte mere udbredte iltsvind, der fik deres største udbredelse i begyndelsen af september. Trods ugunstige forhold i de dybere lagdelte farvande med relativt svag vind fra øst i august-september med ringe udskiftning af bundvand og sene efterårsstorme i slutningen af oktober, aftog iltsvindet i de fleste områder i slutningen af september. Værst gik det ud over de sydlige farvande: Hjelm Bugt, Femer Bælt og det sydlige Lillebælt med tilgrænsende fjorde med kraftig lagdeling og stagnerende bundvand. Her var efterårets iltforhold i 1996 ikke bedre end tidligere.
- Lavvandede områder* I de fleste farvande har det ikke været muligt statistisk at påvise en udvikling i udbredelse og hyppighed af iltsvind, eller i de minimale iltkoncentrationer. I Mariager og Randers fjorde, der ikke er næringsstofbegrænsede, er iltforholdene hovedsageligt styret af vejret. Det samme gælder tilnærmelsesvis i Skive Fjord. I de lavvandede Ringkøbing, Nissum og Hjarbæk fjorde optræder iltsvind oftest kun i forbindelse med lagdeling af vandsøjlen betinget af slusedriften.

I dybere lagdelte farvande er der i de fynske farvande påvist et fald i de minimale iltindhold i juli-oktober i perioden 1976-96. I perioden 1988-96 kunne der ikke påvises nogen udvikling. Også i månederne april-juni fandtes et faldende minimalt iltindhold i det sydlige Lillebælt og Ringsgaardbassinet i Det Sydfynske Øhav i perioden 1976-96, mens det ikke var tilfældet i det nordlige Lillebælt, eller i Storebælt, hvor perioden kun dækker 1988-96. I det sydlige Kattegat nord for Sjællands Odde og i Isefjordens Yderbredning er der fundet et stigende minimalt iltindhold i april-juni i perioden 1989-96. Derimod ses et fald i det minimale iltindhold i juli-oktober i Jammerland Bugt og Kalundborg Fjord i samme periode. Tendensen er generel for de foretagne statistiske analyser for mange øvrige områder med ikke-signifikante stigninger i de minimale iltindhold i månederne april-juni og tendens til fald i månederne juli-oktober. Analyserne er ikke optimale til påvisning af reelle ændringer i iltforholdene, da de ikke tager hensyn til varierende belastning og meteorologiske/hydrografiske forhold, og målehyppigheden er typisk intensiveret i løbet af måleperioden.

7.3 Sammenfatning

Forløb 1996

Generelt var iltforholdene i 1996 bedre end i de foregående år med senere start, kortere varighed og mindre udbredelse af iltsvind end tidligere. Vinterens isdække og østenvinde reducerede ilttilførslen til vand og sediment, og der optrådte iltsvind under isen i nogle fjorde. I foråret og indtil august var de meteorologiske og hydrografiske forhold gunstige for iltforholdene. Først med det varme rolige vejr i august optrådte i kystvandene mere udbredte iltsvind, der fik sin største udbredelse i september. Fra midt i august til slutningen af oktober var de meteorologiske og hydrografiske forhold ugunstige i de dybere lagdelte farvande med relativt svage vinde fra øst i august-september med ringe udskiftning af bundvandet og forsinkede efterårsstorme i slutningen af oktober. Alligevel var der kun sporadiske iltsvind i Kattegat, det åbne Storebælt og Øresund. Værst gik det ud over de sydlige farvande: Hjelm Bugt, Femer Bælt og det sydlige Lillebælt med tilgrænsende fjorde med kraftig lagdeling og stagnerende bundvand. Her var efterårets iltforhold i 1996 ikke bedre end tidligere.

Årsager

De generelt gode iltforhold i 1996 skyldes først og fremmest den lave belastning med næringssalte, især kvælstofnæringssalte, på grund af en ekstremt lav ferskvandsafstrømning, idet de meteorologiske og hydrografiske forhold i foråret og frem til august var ret normale.

Udvikling

Trods gode iltforhold i 1996 er der ikke statistisk påvist en generel udvikling i iltforholdene. Der er tendens til stigende minimale iltkoncentrationer i april-juni, men faldende i juli-oktober. De anvendte analyser tager ikke hensyn til år til år variationen i belastning og meteorologiske/hydrografiske forhold.

8 Bundfauna

Bundfaunaens sammensætning og mængde er en ofte anvendt monitoringsparameter til belysning af miljøtilstanden i marine områder. Bundfaunaens lange generationstid og stationære levevis betyder, at den kan belyse tilstanden i et givet område gennem længere tid forud for prøvetagningen. Bundfaunaen er således, i lighed med bundvegetationen, en parameter, der kan levere et integreret mål for miljøtilstanden over tid.

Den retrospektive karakter af bundfauna som monitoringsparameter er væsentlig at have for øje, når ændringer i bundfaunaens sammensætning og mængde relateres til pelagiske forhold såsom fytoplanktonets forårsopblomstring og iltforhold. Der synes at være en tidsforsinkelse på 1-2 år mellem en øget fytoplanktonmængde og bundfaunaens respons i form af øget individtæthed og biomasse (Josefson et al. 1993, Buchanan 1993). Prøvetagningstidspunktet er afgørende for den observerede størrelse af denne tidsforsinkelse. Bundfaunaprøverne indsamles normalt om foråret, som anbefalet, hvilket betyder, at effekten af samme års forårsopblomstring af fytoplankton normalt ikke kan registreres samme år, ligesom samme års iltvind normalt ikke kan forventes at have nogen indflydelse, eftersom disse oftest indtræder senere på året.

En summarisk status for eventuelle langsigtede udviklingstendenser i bundfaunaen i de enkelte farvandsområder vil blive præsenteret fulgt af en vurdering af specielle hændelser i 1996 og eventuelle afvigelser i forhold til den hidtidige udvikling i områdets fauna. De foreliggende data fra de enkelte farvandsområder er af meget varierende omfang. Desuden er den naturlige variation af betydeligt omfang specielt i lavvandede områder. Disse forhold bevirker, at det i enkelte områder er meget vanskeligt at vurdere en eventuel udviklingstendens, samt at adskille naturlig variation fra variationer som følge af antropogene påvirkninger. En omfattende analyse af bundfaunadata fra de åbne farvande vil blive foretaget i forbindelse med temareporteringen i 1998.

8.1 De kystnære områder

Vadehavet

Et godt datamateriale findes fra transekter ved Rømø og i Ho Bugt i form af tidsserier med prøvetagning forår og efterår siden 1980. I begge områder er der observeret en stigning i biomasse i løbet af 1980erne. En lignende stigning i biomassen er registreret i det Hollandske Vadehav (Beukema 1991a) og er blevet relateret til en øget eutrofiering af området. Siden slutningen af 1980erne er denne udvikling tilsyneladende vendt til en tilbagegang i biomassen, som i de seneste år tilsyneladende er efterfulgt af en stigning på transekterne ved Rømø. Nedgangen i biomassen siden slutningen af 1980erne kan ikke skyldes en mindsket belastning, idet en sådan ikke har fundet sted. De observerede variationer i biomassen kan skyldes variationer i vintertemperaturen, idet der er påvist en sammenhæng mellem vintertemperaturer og reproduktionen det efterfølgende forår (Beu-

kema 1991b), men kan også være et resultat af andre fysiske forhold, som forårsager, at bundfældningen af larver på vadepladen bliver meget variabel fra lokalitet til lokalitet.

Løstliggende grønalgemåtter er observeret i området i 1996, men har tilsyneladende ikke påvirket bundfaunaen på de besøgte lokaliteter.

Limfjorden

Lange tidsserier med prøvetagning forår og vinter findes fra 19 stationer i Limfjorden siden 1978, og et godt historisk materiale eksisterer i form af undersøgelser foretaget af Den Danske Biologiske Station i første halvdel af dette århundrede.

Det historiske materiale dokumenterer store udsving i artsantal og individtæthed gennem tiden (Varming 1987, Hylleberg 1995), hvilket understreger, at faktorer, som ikke kan relateres til eutrofiering, skal tages i betragtning, når man foretager en vurdering af miljøtilstanden. Det er bemærkelsesværdigt, at disse udsving i individtæthed er af længere varighed. Der var således i Nissum Bredning flere år i træk med en høj tæthed af hampefrømuslingen *Corbula gibba* (flere tusinde pr. m²), hvorefter der i en flerårig periode var lave tætheder (få hundrede pr. m²) af samme art (Hylleberg 1995).

Disse perioder med skiftevis høj og lav tæthed kan tilsyneladende genfindes igennem de sidste årtier. I Nissum Bredning er der således en lav tæthed af *Corbula gibba* i en periode fra efteråret 1978 til sommeren 1986, fulgt af en periode med høj tæthed indtil sommeren 1992. Disse udsving synes ikke at kunne relateres til forskelle i belastningen, ligesom iltniveauet på intet tidspunkt har været begrænsende for denne musling, som er kendt for at kunne klare dårlige iltforhold i flere måneder.

Mange stationer udviser store variationer i artsantal, individtæthed og biomasse, men en generel tendens findes i form af et stigende artsantal i perioden 1986 til 1996, når alle 19 stationer betragtes samlet. En lignende stigning ses i biomassen, der dog faldt kraftig efter det store iltsvind i 1994. Årsagerne til den stigende artsdiversitet er uklar. Sammenhængen mellem biomasse og næringstilførsel er positiv, så længe iltniveauet er tilstrækkeligt for bunddyrenes overlevelse.

Faunaen i områderne Lovns Bredning, Skive Fjord og Thisted Bredning må generelt betegnes som reduceret i forhold til en naturlig tilstand, om end tætheden udviser stor variation fra år til år på grund af de hyppige iltsvind i disse områder.

Iltsvind i sommeren 1996 førte til observationer af døde amerikanske boremuslinger *Petricolaria pholadiformis* og børsteormen *Neanthes succinea*. Masseforekomster af den eutrofieringstolerante børsteorm *Capitella sp.* blev i 1996 for første gang observeret i Løgstør Bredning.

De kystnære dele af Skagerrak

Tidsserier af bundfaunadata findes fra 2 transekter ved henholdsvis Blokhuse og Skiveren, hvor der er taget prøver siden 1986. Iltsvind er aldrig rapporteret fra dette område, men faunaen på de enkelte stationer varierer meget i tid med hensyn til individtæthed og biomasse.

Multivariate analyser af bundfaunadata fra perioden 1986-1996 er foretaget, og disse analyser antyder, at de 2 transekter har en høj grad af lighed. De målte abiotiske faktorer forklarer tilsyneladende kun en relativt lille del af variationen i faunaen. Dette udelukker dog ikke, at faunaen er styret af fysisk-kemiske forhold, blot er disse ikke blevet målt. En nærliggende forklaring er, at de hydrografiske forhold omkring tidspunktet, hvor de pelagiske larver slår sig ned, er af afgørende betydning for individtætheden i de enkelte år. Der er ingen tegn på fødebegrænsning, idet meget høje biomasser kan optræde.

Ringkøbing og Nissum Fjorde

Tidsserier af bundfaunadata findes fra Ringkøbing Fjord siden 1987 og fra Nissum Fjord siden 1989. Historiske data findes fra Ringkøbing Fjord i et vist omfang fra brakvandsperioden i starten af dette århundrede (Spärck 1936), og disse bliver interessante, efter at slusepraksis er blevet ændret flere gange, således at mere saltvand kommer ind i fjorden. Faunaen er præget af eutrofieringstolerante brakvandsarter. Endvidere har indvandring af en amerikansk børsteorm, *Marenzelleria viridis*, fundet sted.

En signifikant stigning i individtæthed og biomasse er observeret i Ringkøbing Fjord i perioden 1989-1996. Stigningen i biomasse er primært forårsaget af en stigning i biomassen af børsteorm. Årsagen til den stigende individtæthed og biomasse er formentlig den øgede salinitet, som forbedrer levevilkårene for saltvandsarterne.

En markant indvandring af sandmuslingen *Mya arenaria* har fundet sted i Ringkøbing Fjord i 1996 som følge af en stigning i saliniteten fra 8 til 15 i sommeren 1995. *Mya arenaria* var også vidt udbredt i starten af 1920'erne, hvor middelsaliniteten stadig var højere end 8,5 (Spärck 1936).

I Nissum Fjord er der siden 1989 observeret en stigende biomasse, mens individtætheden synes at variere meget fra år til år. På trods af belastningens størrelse udsættes bundfaunaen ikke for vedvarende iltsvind i denne fjord, som er lavvandet og vindeksponeret. De observerede variationer i individtæthed er efter al sandsynlighed forårsaget af de store variationer i salinitet. Årsagen til den stigende biomasse er ukendt.

Der er ikke registreret markante hændelser i Nissum Fjord i 1996 set i relation til eutrofieringsforholdene.

De kystnære dele af Kattegat

Der findes tidsserier fra 1984 fra transekter ved Jerup og Dokkedal og fra 1989 fra Hevring Bugt og farvandet langs Nordsjællands kyst.

Iltsvind er tilsyneladende ikke forekommet på transekterne i det nordlige Kattegat, og længerevarende iltsvind optræder sjældent på de øvrige lokaliteter i de kystnære dele af Kattegat.

Variationerne i artsantal, individtæthed og biomasse i de kystnære dele af Kattegat kan generelt ikke relateres hverken positivt eller negativt til eutrofieringsforhold, men må tilskrives naturlige variationer i de fysiske og biologiske forhold.

En undtagelse er sømusen, *Echinocardium cordatum*, som fandtes i Hevring Bugt i 1995, men forsvandt i 1996, sandsynligvis på grund af iltsvind i sensommeren 1995.

Randers Fjord

Der er ikke foretaget årlige indsamlinger af bundfaunaen i Randers Fjord, men der findes data fra årene 1974, 1983, 1990 og i 1996.

Faunaens tilstand i Randers Fjord er forringet i forhold til tilstanden i starten af dette århundrede, idet arter, som er karakteristiske i ubelastede områder, er gået tilbage, mens arter, som er knyttet til belastede områder, er gået frem. Antallet af arter er steget fra 1974 frem til 1990. Fra 1990 til 1996 skete der en væsentlig reduktion i antallet af arter og bundfaunaens udbredelse i fjorden. En mulig årsag til denne reduktion er den strenge vinter 1995/1996.

Århus Bugt og Kalø Vig

Årlige bundfaunadata findes fra 1981 i dette område. Tidsserierne udviser ingen klar tidslig udvikling i individtæthed og biomasse. Høje individtætheder er observeret i enkelte år og kan i flere tilfælde forklares som rekolonisering efter kraftige iltsvind. Under det hidtil kraftigste iltsvind i 1981 forsvandt faunaen stort set totalt på dybder større end 12 m. Reetableringen af faunaen fandt sted efter 4 års forløb (Fallesen 1992), men faunaen var da præget af en anden arts-sammensætning, hvilket tilskrives de jævnligt tilbagevendende episoder med dårlige iltforhold i 1980'erne.

Muslingen *Abra alba* havde tilsyneladende et større larvenedslag i hele Århus Bugt i 1996. En hævning af springlaget og deraf følgende indtrængning af iltfattigt bundvand i forbindelse med kraftig vestenvind forårsagede formentlig, at *Abra alba* forsvandt i den sydlige del af bugten. Denne hændelse forårsagede endvidere, at fisk i bundgarn døde. Denne situation observeres næsten hvert år og må tilskrives de hydrografiske forhold i området. I et område syd for den lokale spildevandsudledning var individantal og biomasse fortsat meget lavere end i den øvrige del af bugten, hvilket tilskrives tilbagevendende iltsvind i dette område.

Østjyske fjorde

Bundfaunaen i Horsens, Vejle og Kolding fjorde har været overvåget på en række stationer siden 1985. Effekterne af et kraftigt iltsvind i 1989 kan registreres på faunaen i Horsens og Vejle fjorde, hvorimod iltforholdene i Kolding Fjord ikke har været så dårlige, at de har kunnet påvirke faunaen. Horsens og Vejle fjorde var præget af lave arts-, individ- og biomassetal i 1989. Herefter synes en reetablering at have fundet sted, og i den ydre del af Vejle Fjord tyder artssammensætningen på forbedrede forhold indtil 1996, idet arter, som er følsomme over for iltsvind, såsom slangestjernen *Ophiura albida* og børsteormene *Terebellides stroemi* og *Nephtys ciliata*, forekommer.

Det generelle billede var lave individantal i foråret 1996, hvilket formentlig er et resultat af den kolde vinter. Et iltsvind i begyndelsen af september førte til en reduktion i individantallet i Vejle midt- og yderfjord. Muslingen *Abra alba* og slangestjernen *Ophiura albida* forsvandt i forbindelse med dette iltsvind. Det bør nævnes, at intensiv skrab efter muslinger i 1996 kan have været en medvirkende årsag til reduktionerne i faunaen i Vejle Fjord.

Sønderjyske fjorde

Faunaen i de sønderjyske fjorde har været overvåget regelmæssigt siden 1989. Faunaen er generelt arts- og individfattig og kan karakteriseres som typisk for brakvandsområder med høj organisk belastning. Store udsving i individtæthed og biomasse er observeret i flere fjorde og kan henføres til iltsvind, som forekommer hyppigt i mange af disse fjorde.

En markant reduktion i arts- og individantal fandt sted i Åbenrå Fjord fra 1995 til 1996. Denne reduktion var formentlig forårsaget af et omfattende iltsvind i efteråret 1995.

Lillebælt

Et godt datamateriale findes fra Lillebælt i form af tidsserier siden 1985 (enkelte stationer fra 1977) samt i form af et historisk materiale fra starten af dette århundrede. Et genbesøg på disse historiske stationer udført i 1990 viste, at faunaen i mange områder er forarmet i forhold til situationen i starten af dette århundrede.

Specielt den sydlige del af Lillebælt er ramt af årligt tilbagevendende iltsvind i de dybere dele med dafaunering til følge. På en enkelt station forsvandt faunaen fuldstændigt i 1996. I det nordlige Lillebælt er pighudene reduceret væsentligt i antal, og sømusen *Echinocardium cordatum* er ikke registreret i perioden fra starten af 1970'erne til 1990, hvor enkelte individer er fundet.

Farvandet omkring Fyn

Fra farvandet omkring Fyn foreligger et godt datamateriale i form af kontinuerede tidsserier fra en lang årrække, i nogle tilfælde helt tilbage fra 1977. Generelt udviser disse tidsserier ingen tendens, men i visse områder er der relativt store udsving i individtæthed og biomasse, som formentlig skyldes lokale iltsvind.

Der findes et historisk materiale fra starten af dette århundrede. Genbesøg på historiske stationer i Storebælt og nord for Fyn viser, at der er sket en betydelig forskydning i faunaens sammensætning siden dengang. Pighudene *Ophiura albida* og *Echinocardium cordatum*, som regnes for at være iltsvindsfølsomme, er generelt gået tilbage, mens arter, som tolererer længere tids iltsvind (fx hampefrømuslingen, *Corbula gibba*, og molboøsters, *Arctica islandica*), er gået frem.

I 1996 synes faunaen i Langelandsund at være præget af det kraftige iltsvind i efteråret 1995, idet der blev observeret lave arts- og individantal i foråret 1996.

Øresund

En enkelt tidsserie af bundfaunadata findes fra 1979 i dette område, mens en række stationer er overvåget siden 1989. Faunaen viser stor variation med hensyn til individtæthed og biomasse fra år til år, hvilket kan forklares ved, at forekomsten af iltsvind er meget variabel, samt at mange arter i dette område lever på grænsen af deres tolerance over for lave og svingende salinitetsforhold. Faunaen er i flere områder præget af eutrofieringstolerante arter samt sparsomme forekomster af krebsdyr, som generelt er følsomme over for dårlige iltforhold.

Ingen markante hændelser synes at have fundet sted i bundfaunaens sammensætning og mængde fra 1995 til 1996.

Køge Bugt

Faunaen i Køge Bugt er blevet fulgt på flere stationer siden 1988. Den er præget af arter, som tilhører det såkaldte *Macoma*-samfund. Ingen større generelle ændringer synes at have fundet sted i perioden 1988-1996 bortset fra et markant fald i krebsdyrenes individantal, ligesom det er observeret i Øresund. Dårlige iltforhold er observeret i den sydlige del af bugten.

Den forbedring i faunaens tilstand, som er blevet registreret i den sydlige del i starten af 1990'erne, er vendt efter det store iltsvind, som fandt sted i efteråret 1995. Der er således observeret meget lave biomasse- og individtal i 1996. Desuden var forekomsten af krebsdyr, som generelt er følsomme overfor dårlige iltforhold, meget sparsom i hele Køge Bugt i 1996.

Isefjord og Roskilde Fjord

Faunaen i Isefjord og Roskilde Fjord har været fulgt henholdsvis fra 1988 og 1986. Nogen generel tendens i faunaens udvikling er ikke tilstede. Faunaen i Roskilde Fjord er væsentlig mindre artsrig end i Isefjord, hvilket givetvis er en del af forklaringen på den store variation i det samlede individantal i denne fjord. Årsagen til, at faunaen i Roskilde Fjord er mindre artsrig, er formentlig de generelt lavere saltholdigheder samt forekomsten af iltsvind, der også i denne fjord er observeret i forbindelse med isdække.

Faunaen på en station i den inderste del af Roskilde Fjord synes i 1996 at være på samme niveau som før det store iltsvind i 1994, som stort set fjernede faunaen her. Således er individtætheden og biomassen øget væsentlig i forhold til i 1995.

Farvandene omkring Lolland, Falster og Møn

Faunaen i farvandene omkring Lolland, Falster og Møn er overvåget på en række stationer fra 1987 og frem. Faunaen er præget af store svingninger i individantal og biomasse, som ikke umiddelbart kan relateres til enkelte parametre. Mange arter lever i dette område på grænsen af deres salinitetstolerance, hvilket forårsager store variationer over tid.

Ingen markante ændringer i faunaens sammensætning er observeret i 1996 bortset fra, at den fremgang i individtætheden af krebsdyr, som var observeret i første halvdel af 1990'erne, synes at være vendt til en tilbagegang. Således var der flere stationer, hvor der ikke blev fundet krebsdyr i 1996.

8.2 De åbne farvande

Nordsøen

Tidligere undersøgelser af faunaen i Nordsøen har dokumenteret stigende biomasse på Dogger Banke (Kröncke 1992) og i Tyske Bugt (Rachor 1990, Kröncke & Rachor 1992). Et skift i artssammensætningen synes at have fundet sted, idet længerelevende arter er gået tilbage, mens arter, som betegnes som opportunister, er gået frem. Den mest sandsynlige forklaring på de beskrevne ændringer i bundfaunaens biomasse og sammensætning er en kombination af føderighed og iltsvindshændelser. Bundfaunaen var således påvirket af iltsvindshændelser i perioden 1981-1983. I Tyske Bugt er der dokumenteret en stigning i nitratkoncentrationen med en faktor 4-5 (Radach & Bohle-Carbonell 1990) siden starten af 1960'erne, og denne

stigning er ledsaget af en stigning i fytoplanktonbiomassen (Berg & Radach 1985). Generelt synes der at være en positiv sammenhæng mellem nitratkoncentration og makrofaunaens biomasse i områder, hvor der ikke forekommer iltsvind (Jensen, in press).

Der kan ikke rapporteres om markante hændelser i Nordsøen i 1996, da det på grund af vejrforholdene ikke var muligt at indsamle prøver.

Skagerrak og det nordlige Kattegat

Den generelle udvikling i Skagerrak og det nordlige Kattegat har været en øget biomasse og i mindre grad en øget individtæthed på en række stationer overvåget fra svensk side i perioden 1972 til slutningen af 1980'erne (Josefson 1990). Siden da synes biomasse at være mere eller mindre konstant, mens individtætheden synes at være svagt nedadgående (HELCOM 1996). En stor del af den øgede biomasse i 1980'erne har bestået i en øget individtæthed af slangstjernen *Amphiura filiformis*. Undersøgelser synes at vise, at den øgede biomasse er ledsaget af en øget vækst og produktion af denne art (Josefson & Jensen 1992). Ligesom i Nordsøen tolkes den forøgede biomasse som et resultat af en øget eutrofiering i området.

En analyse af data fra stationer i Skagerrak og det nordlige Kattegat i 1970'erne og 1980'erne viser en meget god korrelation mellem afstrømningen fra land og biomassen af bundfaunaen med en forsinkelse på 1 eller 2 år (Josefson et al. 1993). En lignende sammenhæng mellem afstrømning og individtæthed findes på et flertal af stationerne.

Ingen markante hændelser er registreret i bundfaunaens sammensætning og mængde i 1996 i forhold til årene forud.

Det sydlige Kattegat

Længere tidsserier i det sydlige Kattegat findes kun fra én enkelt station. På denne station synes biomasse at have været i tilbagegang fra 1983 til og med 1989, hvorefter den har været i fremgang. Historiske data forefindes i form af C.G.J. Petersens undersøgelser i starten af dette århundrede. Et genbesøg på disse stationer i 1984 og 1989 i det sydlige Kattegat viste generel tilbagegang i biomasse på disse stationer i 1989 i forhold til 1984 (Petersen 1913, Pearson et al. 1985, Josefson & Jensen 1992), og den største reduktion fandt sted på stationer, som ligger i et område, hvor der i efteråret 1988 blev målt iltkoncentrationer under 1,4 mg/l.

Data fra stationer i det sydlige Kattegat, som har været overvåget siden 1989, synes at vise, at faunaen i stor udstrækning er reetableret siden det store iltsvind i 1988. Det er bemærkelsesværdigt, at den biomasseforøgelse, som tilsyneladende har fundet sted, primært skyldes de arter, som opnår stor individstørrelse. Dette kan skyldes, at populationen først nu er kommet til at bestå af individer af alle størrelser, fordi der ikke har været omfattende iltsvind i det sydlige Kattegat siden 1988.

Østersøen

En station i Arkonahavet har været overvåget siden 1979. Data herfra viser, at arts-, individ- og biomassetal er i tilbagegang siden 1980. I 1989 fandtes overhovedet ingen makrofauna på stationen, og i 1993 fandtes en meget sparsom fauna, efter man i efteråret 1992 målte den hidtil laveste iltkoncentration i området. Siden da synes forholdene

at være forbedret, idet flere arter og højere biomasse er registreret i 1995 og 1996.

8.3 Konklusion

Sammenfattende er der generelt ikke nogen tegn på en forbedring i bundfaunaens tilstand siden vedtagelse af Vandmiljøplanen. Dette var da heller ikke forventet, idet en reduktion i belastningen med kvælstof fra land ikke har kunnet registreres. Variationen i belastningen fra år til år er i høj grad bestemt af afstrømningens størrelse i vintermånederne. Den lave afstrømning i vinteren 1995/1996 gav sig i nogle områder udslag i en forbedring i bundfaunaens tilstand, idet forekomsten af iltvind var forholdsvis begrænset. Denne observation giver anledning til at tro, at en efterlevelse af de opstillede mål i Vandmiljøplanen, med en 50% reduktion i kvælstofbelastningen vil give resultater i form af en forbedring af faunaen indenfor en relativt kort tid. En reduktion i kvælstofbelastningen fra punktkilderne er generelt opfyldt som forudsat og har i visse områder medvirket til lokale forbedringer i bundfaunaens tilstand.

9 Bundvegetation

9.1 Introduktion

Dette kapitel indeholder en generel status for vegetationen i 1996 for fjord- og kystområder og på stenrev. I beskrivelsen af vegetationen har vi lagt vægt på ålegræsset og de eutrofieringsbetingede makroalger. Vi har undersøgt, om vegetationen på landsplan har udvist generelle ændringer, der kan relateres til de særlige forhold før og under vækstsæsonen 1996.

Kapitlet indeholder desuden et afsnit om makroalgernes artsdiversitet. Vi tager tråden op fra sidste år, hvor vi så på forskelle i makroalgernes artsantal mellem forskellige fjorde og enkeltstationer. Her vil vi vurdere de tidlige ændringer i makroalgernes artsdiversitet i tre østjyske fjorde gennem perioden 1989-1996.

9.2 Status for vegetationen i fjord- og kystområder

Særlige forhold i 1996

Som beskrevet i kap. 4 var der en ekstremt lav nedbørsmængde i første halvår af 1996. Afstrømningen og belastningen fra land var som følge heraf tilsvarende lave. Det resulterede generelt i lave næringssaltkoncentrationerne (kap. 5), en lille fytoplanktonproduktion, lav klorofylkoncentration og dermed en stor sigtddybde (kap. 6).

Vi kan forvente, at den lave belastning vil have en direkte effekt på vegetationen og en indirekte effekt via forbedrede lysforhold.

En isvinter, som den vi så i vinteren 1995/1996, må ligeledes forventes at påvirke vegetationen dels direkte gennem isskrninger og lave temperaturer (kap. 3) og dels indirekte gennem dårlige lysforhold og iltsvindshændelser.

I det følgende vil vegetationsforandringerne i 1996 i de forskellige regioner af Danmark blive behandlet i relation til de eksterne forandringer.

Nordjylland

I Nordjyllands del af Skagerrak og Kattegat er der ingen vegetationsovervågning under Vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Limfjorden

I 1996 var ålegræssets dækningsgrad reduceret på en række lokaliteter i Limfjorden, især sydvest for Mors. Fra at være et af de mest ålegræsrigeste områder i Limfjorden, er området sydvest for Mors nu blot et moderat bevokset område. Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse var ligeledes markant reduceret på en række transekter i Limfjorden; i gennemsnit var dybdegrænsen på de 36 transekter reduceret med knap 0,5 meter. Det er den mest markante reduktion gennem perioden 1989-96. Ålegræssets maksimale dybdegrænse (dvs. dybdegrænsen af de yderste skud) var derimod ikke væsentligt forandret i 1996 sammenlignet med 1995. Bestemmelser af ålegræssets biomasse på 29 stationer i Limfjorden viste imidlertid en ca. 25% stigning fra 1995 til 1996. En mulig forklaring på misforholdet mel-

lem udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse og biomasse kan være, at reduktionerne i ålegræssets dækning og dybdeudbredelse foregik under vinterens langvarige isdække, og at de tilbageværende bestande kunne drage fordel af de gode lysforhold gennem vækstsæsonen til at opnå en stor biomasse.

Forekomsten af flerårige fastsiddende alger i Limfjorden var også reduceret i 1996 sammenlignet med 1995. Reduktionen var dog ikke så omfattende som for ålegræsset. Algernes dækning og dybdeudbredelse var let reduceret i Løgstør Bredning, markant reduceret i Limfjorden midt/syd og stedvis reduceret i Limfjorden syd og sydvest for Mors samt i Nissum Bredning. Sargassotang (*Sargassum muticum*) var fortsat vidt udbredt i Limfjorden, men biomassen af de indsamlede prøver var omtrent 15% lavere end i 1995. Der var generelt få eutrofieringsbetingede alger i Limfjorden i 1996 men dog flere end i 1995.

For både ålegræs og makroalger i Limfjorden har der været en generel forbedring i vegetationsforholdene fra 1989 til 1992/1993, men fra 1993 til 1996 har der været en generel tilbagegang.

Nissum Fjord

Bundvegetationen i Nissum Fjord var som i tidligere år domineret af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*) og de to arter af havgræs (*Ruppia maritima* og *R. cirrhosa*) med en middeldækningsgrad på transekterne på omkring 10%. På trods af en markant øget sigtddybde i 1996 skete der ingen fremgang i vegetationen.

Ringkøbing Fjord

Bundvegetationen i Ringkøbing Fjord er ligesom i Nissum Fjord domineret af børstebladet vandaks og de to arter af havgræs. I 1996 faldt dækningsgraden af børstebladet vandaks og dermed det samlede vegetationsdække markant i fjorden i forhold til 1995. Denne ændring skyldtes forhøjet saltholdighed i 1996 som følge af ændret slusepraksis. Havgræsarterne, som er tilpasset højere saltholdighed end børstebladet vandaks, har med den ændrede slusepraksis fået bedre vækstbetingelser, men opnåede ikke i 1996 at forøge deres udbredelse i fjorden. Det var tydeligt, at de 2 havgræsarter var langt mindre epifytbefængte end børstebladet vandaks, hvilket formodentlig afspejler, at havgræsset havde bedre vækstbetingelser end børstebladet vandaks. Sigtdybden var i 1996 markant bedre end i de forudgående år, hvilket imidlertid ikke resulterede i en øget dybdeudbredelse af vegetationen. Mængden af trådalger, både løstliggende og fastsiddende var begrænset i 1996.

Vadehavet

I Vadehavet omkring Ribe er der spredte forekomster af ålegræs, dværgbændeltang (*Zostera noltii*) og smalbladet bændeltang (*Zostera angustifolia*) samt store mængder fritflydende grønalger. De sparsomme vegetationsundersøgelser i området tyder på, at ålegræssets dækningsgrad aftog i 1996 sammenlignet med 1995. Ligeledes var der tendens til, at forekomsten af eutrofieringsbetingede makroalger generelt var mindre i 1996 end i 1995.

Mariager Fjord

Vegetationen i den ydre del af Mariager Fjord blev undersøgt i 1996, men undersøgelserne indgår ikke i Vandmiljøplanens overvågningsprogram og er endnu ikke afrapporterede.

Randers Fjord

Vegetationen i Randers Fjord er meget sparsom. Ålegræsset, der tidligere dækkede store dele af yderfjorden, var ved undersøgelsen i 1993 næsten forsvundet, og i 1996 var bestanden yderligere reduceret. I 1996 lå søsalat (*Ulva lactuca*) i op til 20 cm tykke måtter over store områder på 1-2 meters vanddybde.

Hevring Bugt

Ålegræssets dækningsgrad i Hevring Bugt blev voldsomt reduceret fra 1990 til 1994 og dækningsgraden var i 1996 fortsat lav, selvom der blev konstateret tegn på genetablering, idet både den indre og den ydre udbredelsesgrænse i 1996 bestod af spredte, frøspirede skud. Makroalgevegetationen var generelt artsrig med vegetation i flere etager ud til ca. 6 meters dybde og adskilte sig ikke nævneværdigt fra tidligere år.

Århus Bugt og Kalø Vig

Århus Bugt og Kalø Vig blev ikke undersøgt i 1996.

Horsens-, Vejle- og Kolding Fjord

I Horsens Fjord var forekomsten af ålegræs uændret sammenlignet med tidligere år bortset fra en svag stigning i ålegræssets udbredelse midt i fjorden.

I de midterste og ydre dele af Vejle Fjord tiltog ålegræssets dybdeudbredelse i 1996 på flere transekter, så den maksimale dybdegrænse var 8,5 meter i 1996 mod 6 meter i 1995. Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse var imidlertid uændret 5,5 meter i den ydre del af Vejle Fjord. Dækningsgraden af ålegræs i Vejle Fjord som helhed har imidlertid været faldende siden 1994.

I Kolding Fjord var der i 1996 en generel stigning i ålegræssets dækningsgrad. På transektet i Gudsø Vig (Kolding Fjord), hvor ålegræsset forsvandt i 1992, var der i sommeren 1995 mange nyspirede ålegræsplanter ud til max dybden på 2,6 meter, og i 1996 havde ålegræsset spredt sig, så det dækkede 25-50% af fjordbunden ud til den maksimale dybde.

Der var generelt færre makroalgearter på lavt vand i 1996 i Horsens-, Vejle og Kolding Fjord sammenlignet med tidligere. Forekomsten af eutrofieringsbetingede grønalger var generelt reduceret på lavt vand, men til gengæld var der større forekomster af fedtemøg (*Ectocarpus sp.* og *Pilayella littoralis*) på dybere vand i midt- og yderfjordene.

Sønderjyske fjord- og kystområder

I de sønderjyske fjord- og kystområder skete der ingen entydig ændring i udbredelsen af ålegræs fra 1995 til 1996. I Diernæs Bugt, Gerner Fjord og den ydre del af Haderslev Fjord var der en svag fremgang i ålegræssets dækningsgrad, og i Augustenborg Fjord var ålegræsset fortsat under retablering efter den markante reduktion i 1994. I Åbenrå Fjord var ålegræssets dækningsgrad generelt reduceret i forhold til 1995, og det samme gjaldt transekterne i det sydlige Lillebælt.

På mange transekter var der færre makroalgearter i 1996 end tidligere. Sandsynligvis havde isskrninger reduceret forekomsten af blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*) på lavt vand i forhold til tidligere. Sukkertang (*Laminaria saccharina*) og fingertang (*Laminaria digitata*) forsvandt i 1994 og havde i 1996 ikke retableret sig i nævneværdigt omfang. På flere transekter var der udbredte forekomster af eutrofieringsbetingede alger.

I de sønderjyske fjord- og kystområder var der generelt meget store forekomster af eutrofieringsbetingede alger, især fedtemøg (*Ectocarpus siliculosus*) i 1996. Både dækning og dybdeudbredelse af trådalger var større end i 1995. Det medførte, at forekomsten af øvrige arter - selv på relativt lavt vand (2-4 meter) - var reduceret til primært at omfatte arter, der ikke stiller store krav til lys, og som normalt har deres største udbredelse på større dybder i de sønderjyske fjorde og det sydlige Lillebælt. På dybder større end 2 meter var der dermed en betydelig forringelse af artsrigdommen. Trådalgeforekomster blev registreret allerede i marts måned, medens dele af fjordene fortsat var isdækkede. Trådalgemåtterne havde tilsyneladende ikke nogen entydig effekt på udbredelsen af ålegræs, idet der ikke var nogen sammenhæng i ålegræssets dybdeudbredelse mellem lokaliteter med store trådalgeforekomster og lokaliteter med reduceret udbredelse af ålegræs.

Lillebælt

I Lillebælt var sigtddybden væsentligt forbedret i 1996, og ålegræssets maksimale dybdegrænse var tiltaget på flere transekter. Specielt på østsiden af Als i det sydlige Lillebælt blev der registreret en markant stigning i ålegræssets dybdeudbredelse; i 1995 var dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse 5,8 m og den maksimale dybdegrænse 6,1 m, mens de tilsvarende dybdegrænser i 1996 var steget til hhv. 6 og 11,5 meter. Denne markante forøgelse af dybdegrænsen var sket gennem spiring af ålegræsfrø. Udbredelsen af ålegræs på dybder mindre end 2 meter var imidlertid reduceret i 1996 i forhold til tidligere år.

Algevegetationen på lavt vand var ligeledes præget af markante reduktioner i 1996. På dybere vand var de store bestande af sukker-tang, fingertang, blodrød ribbeblad (*Delesseria sanguinea*) og bugtet ribbeblad (*Phycodrys rubens*), som forsvandt i 1994 ikke genetableret i 1996. I områder hvor der indtil 1994 forekom bugtet ribbeblad og sukkertang, dominerede kile-rødblod (*Phyllophora truncata*) og alm. klotang (*Ceramium nodulosum*) i 1996. Sommeren 1996 var endvidere præget af masseforekomster af eutrofieringsbetingede alger med alm. vatalge som den dominerende art.

Åbne områder omkring Fyn

Vegetationsforholdene i de åbne kystområder omkring Fyn var usædvanlige i 1996. Ålegræsvegetationen var reduceret på lavt vand. Men på dybt vand blev der registreret frøspiret ålegræs til større dybder end tidligere. Brunalgebevoksningen på stenene på lavt vand var væsentligt reduceret, og mange steder sås i stedet rørhinde (*Enteromorpha sp.*) eller ormetang (*Nemalion multifidum*). Der forekom store mængder trådalger om foråret, og mange steder var der massive trådalgemåtter gennem hele sommeren. Trådalgeforekomsterne var gennem hele perioden primært domineret af alm. vatalge. I tidligere år afløste vandhår alm. vatalge i sommerperioden. Dette var ikke tilfældet i 1996.

Det sydfynske Øhav

I det sydfynske Øhav forsvandt størstedelen af ålegræsvegetationen under et massivt iltsvind i sommeren 1994, men i 1996 havde ålegræsset genvundet sit tidligere udbredelsesområde, og frøspirede planter forekom på større dybde end tidligere. I det tidlige forår 1996 forekom store mængder trådalger, især alm. vatalge. Der var store skader på brunalgevegetationen på stenene på lavt vand.

Fynske fjorde

I flere af de fynske fjorde og nor var vegetationen i 1996 karakteriseret ved en forøget dybdeudbredelse af makrofytvegetationen, men også af store forekomster af trådalger i foråret.

I Odense Fjord fik ålegræs og havgræs stadig større udbredelse, mens de tidligere masseforekomster af trådalger i fjordens ydre del og af søsalat ved Seden Strand er aftaget betydeligt. Der forekommer dog stadig trådalger og epifytiske alger på ålegræs og havgræs i Odense Fjord.

Kertinge Nor var indtil 1992 domineret af trådalgemåtter, men i perioden 1992-96 er trådalgeforekomsterne aftaget, mens udbredelsen af blomsterplanter er tiltaget. Der forekommer dog stadig en del trådalger, som gennem skygning kan hæmme ålegræssets vækst.

Nexelø Bugt

Nexelø Bugt (i Sejerø Bugten) manglede ålegræs i 1996 på vanddybder lavere end 1 m, men der var tendens til stigning i ålegræssets maksimale dybdegrænse sammenlignet med perioden 1990-93. Nexelø Bugt er relativt artsrig med hensyn til makroalger, selvom der dog er sket en markant reduktion i artsantallet fra 1978 til 1990'erne.

Kalundborg Fjord

I Kalundborg Fjord er der ikke konstateret ændringer i ålegræssets forekomst og udbredelse gennem perioden 1990-96. Kalundborg Fjord er vind-eksponeret, der er gode substratbetingelser for fastsiddende alger og gode lysforhold, og især fjordens ydre dele er karakteriserede ved artsrige og varierede algesamfund. Fra 1992-93 sås et kraftigt fald i algernes dybdegrænse og artsantal. 1996 adskiller sig ikke specielt fra situationen i 1993, men var dog karakteriseret ved en begrænset udbredelse af enårige alger.

Isefjorden

Ålegræsbestandene i Isefjorden virker ustabile med betydelige variationer i dækningsgraden fra år til år. Fra 1990-95 var ålegræsset generelt i fremgang, men fra 1995 til 96 faldt ålegræssets maksimale dybdegrænse i Vellerup Vig fra 6 til 5,1 m. Makroalgevegetationen i Isefjorden er frodig men artsfattig; enårige trådalger dækker store dele af bunden fra 1 m til 5-6 meters dybde. Der er ikke sket markante ændringer i vegetationen gennem 1990'erne, men i 1996 var der ingen drivende alger i Yderbredning.

Roskilde Fjord

I Roskilde Fjord udviste ålegræssets dybdeudbredelse i 1996 en tilbagegang på de fleste transekter på trods af forbedret sigtddybde. De enårige alger har gennem de seneste år vist en markant ændring i artssammensætning, så søsalat stort set er forsvundet fra den ydre del af Roskilde Bredning og reduceret væsentligt i forekomst i de indre dele af fjorden omkring Roskilde. Reduktionen i forekomsten af søsalat er i første omgang erstattet af trådformede énårige alger. En analyse af forskellige makroalgers kvælstofbehov viser, at søsalat er den af de undersøgte enårige alger, som har det største behov for en konstant kvælstoftilførsel for at opretholde maksimal vækst (Pedersen og Borum 1996). Det er derfor sandsynligt, at ændringen i algesammensætningen hænger sammen med, at kvælstofbelastningen fra punktkilder til Roskilde Fjord gennem perioden fra 1991 til 1996 er reduceret med ca. 80%.

Hesselø/Gilleleje

Vegetationen ved både Hesselø og Gilleleje er generelt artsrig og frodig med stor dybdeudbredelse og uden store forekomster af forure-

ningsbetingede makroalger. Mængden af makroalger var tiltaget fra 1995 til 1996.

Øresund

I Nivå Bugt var dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse og maksimale udbredelse forbedret i 1996. Mens dybdegrænsen i 1992-95 var 5,9-6,2 m, var den i 1996 6,2-7,1 m, og enkelte steder blev der fundet frøplanter på over 8 meters dybde. Også ved Tårnbæk og Søvang sås en stigning i ålegræssets maksimale udbredelse. Andre steder i Øresund (Skodsborg, Charlottenlund, Kastrup, Dragør og Søvang) sås en reduktion i dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse. På lavt vand blev der flere steder i Øresund konstateret reduktioner i tætheden og udbredelsen af ålegræsbestandene. Ved alle transekter i Øresund var der store forekomster af fedtemøg i 1996. Ved Kastrup, Dragør og Prøvestenen var forekomsterne af fedtemøg forøgede sammenlignet med 1995.

Køge Bugt

I Køge Bugt blev ålegræssets dækningsgrad generelt reduceret i løbet af sommeren 1996 sammenlignet med 1995, og på et enkelt transekt manglede ålegræsset helt på lavt vand. Ålegræssets dybdegrænse var imidlertid uforandret sammenlignet med 1995. I Køge Bugt er der generelt få makroalgarter, specielt er der mangel på flerårige arter, og vegetationen i Køge Bugt er betydeligt mere artsfattig end vegetationen i Øresund. Køge Bugt er domineret af massive forekomster af fedtemøg. I 1996 var opblomstringen af fedtemøg "forsinket" i forhold til 1995, men nåede i løbet af sommeren samme biomasse som i 1995.

Kystområder i Storstrøms amt

I Storstrøms amts kystområder blev der ikke observeret markante ændringer i 1996 sammenlignet med 1995. I de åbne kystvande (Langelandsbælt, Fehmern Bælt, Hjelm Bugt, Møns Klint, Stevns Klint), samt i smålandsfarvandet (Fejø) og Karrebæksminde Bugt er der god dybdeudbredelse af ålegræs og flerårige makroalger og relativt få trådalger. I fjordområderne (Nakskov Fjord, Bredningen, Karrebæk Fjord, Dybsø Fjord, Stege Bugt, Præstø Fjord) er tilstanden præget af eutrofieringsbetingede trådalger og søsalat.

Bornholm

Omkring Bornholm adskilte bundvegetationen i 1996 sig fra tidligere år ved en usædvanlig massiv forekomst af fedtemøg, som gennemsnitligt dækkede 40% af substratet. Biomassen af enårige alger var dog væsentligt mindre end i de tidligere år, hvilket må skyldes, at alm. vatalge er meget fintrådet. Gennem perioden 1989-96 har der været tendens til stigning i biomassen af gaffeltang (*Furcellaria lumbicalis*).

Generelle tendenser i 1996

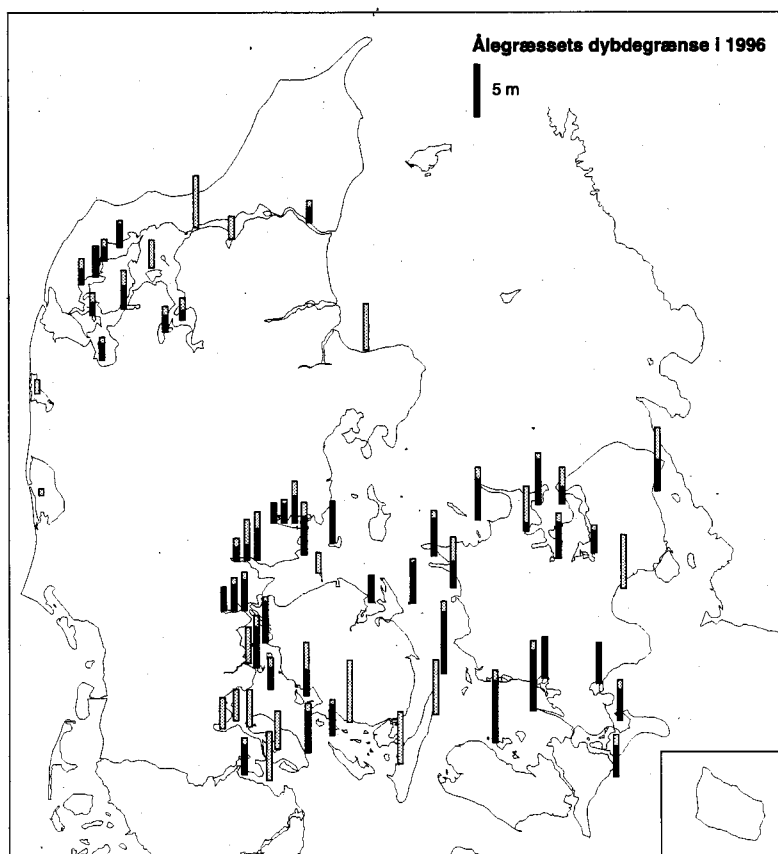
- ålegræssets maksimale dybdegrænse var forbedret i flere åbne kystområder.

På en række lokaliteter primært i de åbne kystområder (midterste og ydre dele af Vejle Fjord, åbne kystområder omkring Fyn, Det Sydfynske Øhav, Lillebælt, Nivå Bugt, Øresund) var ålegræssets maksimale dybdegrænse væsentligt forbedret i 1996 sammenlignet med 1995. Dybdegrænsen blev primært forøget gennem spiring af ålegræsfrø. Det samme gjaldt i enkelte lukkede områder (Nakkebølle Fjord, Gudsø Vig i Kolding Fjord). Vi er endnu ikke klar over, hvad der udløser en sådan massiv spiring af ålegræsfrø, men de forbedrede lysforhold kan være én af årsagerne. En øget dybdegrænse grundet en massiv frøspiring kan være kortvarig, da frøplanterne ofte har en lav overlevelsesrate. Markante forøgelser af dybdegrænsen som følge af spi-

ring af ålegræsfrø er eksempelvis tidligere registreret i Kalø Vig (Nielsen og Olesen 1994).

I flere fjorde blev der imidlertid konstateret en reduceret dybdeudbredelse af ålegræs på trods af en god sigtdybde (Limfjorden, Isefjorden, Roskilde Fjord). Andre steder var ålegræssets dækningsgrad reduceret (Limfjorden, Randers Fjord, Sønderjyske fjord- og kystområder). Reduktionerne fandt især sted i relativt lukkede områder. Det kan hænge sammen med, at isvinteren 1995/1996 har forårsaget længere perioder med is- og snedække i de beskyttede områder, som har skygget for vegetationen. Samtidig kan dårlig vandudskiftning gennem den isdækkede periode have resulteret i iltvind, som kan have skadet vegetationen.

Ålegræssets dybdegrænse i 1996 fremgår af figur 9.1. Figuren omfatter samtlige indrapporterede data for ålegræssets hovedudbredelse og maksimale udbredelse. Dybdegrænsen er generelt mindst i forholdsvis lukkede og næringsstofbelastede fjorde, mens de største dybdegrænser findes i mere åbne områder med stor vandudskiftning. Indenfor fjordene er ålegræsset ofte manglende eller sparsomt forekommende med ringe dybdeudbredelse i de indre, mest næringsstofbelastede fjordafsnit, mens dybdegrænsen typisk forøges mod fjordmundingerne.



Figur 9.1 Dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse (markeret med sort) og ålegræssets maksimale udbredelse (markeret med lysegråt) i 1996. Værdierne er gennemsnit af rapporterede data for de enkelte fjord- og kystområder. I mange tilfælde savner vi oplysninger om dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse.

- Vegetationen på lavt vand var generelt reduceret

- Udbredelsen af eutrofieringsbetingede alger viste ingen gennemgående ændringer.

- Alm. vatalge dominerede blandt de eutrofieringsbetingede alger

Et gennemgående træk i 1996 var store reduktioner i både ålegræsbestandene og den flerårige algevegetation på lavt vand. Disse reduktioner skyldes sandsynligvis isskrudninger gennem vinteren 1995/1996.

Man skulle forvente, at den lave næringssaltbelastning i første halvår af 1996 ville resultere i begrænsede mængder eutrofieringsbetingede makroalger. På landsplan var der imidlertid ikke en gennemgående tendens til reducerede forekomster. I Horsens Fjord, Vejle Fjord, Kolding Fjord, Vadehavet, Isefjorden og Roskilde Fjord var forekomsterne reducerede. Men i Randers Fjord, de sønderjyske fjord- og kystområder, Lillebælt, de åbne områder omkring Fyn og flere steder i Øresund blev der registreret udbredte forekomster af eutrofieringsbetingede alger. Den lange isvinter kan i nogle områder have resulteret i iltsvind og dermed i en øget frigivelse af næringssalte fra sedimentet, som kan have stimuleret trådalgeproduktionen i det tidlige forår. Ligesom tidligere var det generelle billede, at trådalgeforekomsterne var størst inderst i fjordene og aftog udefter.

Det mest gennemgående træk mht. eutrofieringsbetingede alger i 1996 var dominans af alm. vatalge. I flere områder var det også tydeligt, at trådalgerne forekom til større dybder i 1996 end tidligere. Alm. vatalge (*Ectocarpus siliculosus*) og vinterduntang (*Pilayella littoralis*) er karakteriserede ved lave temperatur optima sammenlignet med andre eutrofieringsbetingede makroalger som søsalat (*Ulva lactuca*), vandhår (*Cladophora flexuosa*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) (Borum et al. 1994). I overensstemmelse hermed har vinterduntang og alm. vatalge typisk størst forekomst om foråret, mens krølhårstang og vandhår har størst forekomst om sommeren (Borum et al. 1994; Rasmussen et al. 1994). Den lange isvinter har resulteret i lave vandtemperaturer langt ind i vækstsæsonen, og det er formentlig baggrunden for alm. vatalges succes i 1996. I Århus Bugt var der i 1985 ligeledes massive forekomster af alm. vatalge efter langvarig isdækning (Laursen, 1985).

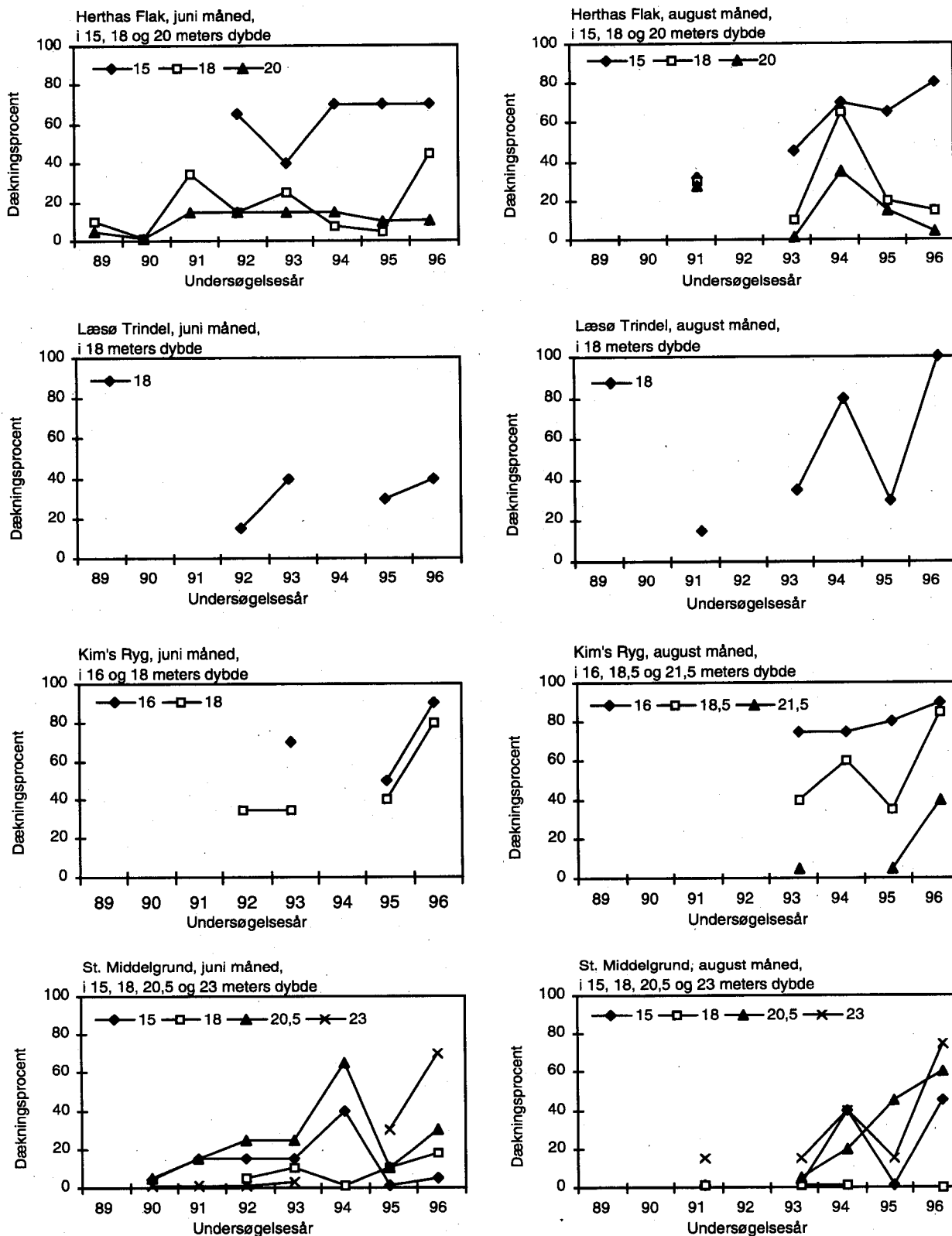
9.3 Status for makroalgevegetationen på stenrev i Kattegat

I de åbne indre farvande dækker den fastsiddende oprette algevegetation typisk 95-100% af det egnede substrat ned til 12-13 meters dybde. Herefter aftager dækningsgraden af de oprette alger gradvist mod større dybder. Den blad- og trådformede vegetation er artsrig ned til ca. 15 meters dybde, men aftager derefter markant med dybden for til sidst at være domineret af få arter som bugtet ribbeblad (*Phycodrys rubens*) og mindre trådalger som fx pudderkvastalge (*Spermothamnion repens*). De skorpeformede alger findes derimod fortsat med stor dækning ned til dybder der ligger ud over undersøgelsesprogrammet.

Vegetations forhold i nordlige og centrale Kattegat

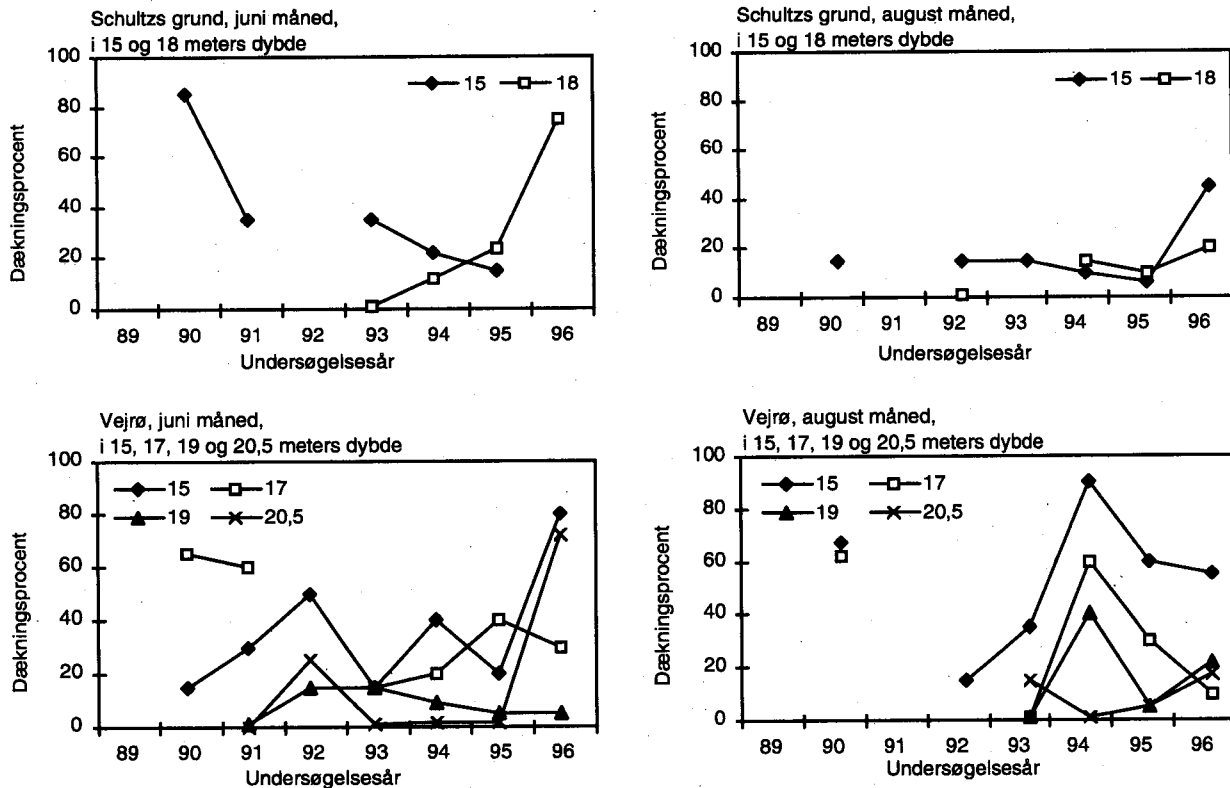
I det nordlige og centrale Kattegat var vegetationens dækningsgrad på dybt vand større i 1996 end tidligere registreret fra da undersøgelserne for alvor startede i 1990. Figur 9.2 viser den generelle dækningsgrad af de oprette alger på 4 forskellige lokaliteter både i juni og i august på dybdeintervaller fra 15 meters dybde og nedefter. På

langt de fleste af de undersøgte dybder var algernes samlede dækningsgrad i 1996 den største i undersøgelsesperioden.



Figur 9.2 Substratspecifikke dækningsgrader pr. undersøgelsesdybde på 2 stenrev i det nordlige Kattegat: Herthas Flak og Læsø Trindel og 2 stenrev i det centrale Kattegat: Kim's Ryg og Store Middelgrund.

- Brunalger** De 4 store brunalger sukkertang (*Laminaria saccharia*), fingertang (*Laminaria digitata*), alm. kællingehår (*Desmarestia aculeata*) og blød kællingehår (*Desmarestia viridis*) havde generelt en udbredelse til 18 meters dybde eller mere i det nordlige og centrale Kattegat i 1996. På de fleste stationer blev algerne registreret på større dybder end i tidligere år.
- Begrænsende faktorer** Forskellen fra år til år i den oprette vegetations dækningsgrad på en given dybde kan tildels afspejle ændringer i lysets nedtrængning gennem vandsøjlen. Resultater fra de senere års overvågning på stenrevne i de åbne farvande viser imidlertid, at intens græsning i visse tilfælde også kan være begrænsende for vegetationens udbredelse.
- Søpindsvin græsning** På 18 meters dybde ved Store Middelgrund og på 21,5 meters dybde ved Kim's Ryg har algevegetationens dækningsgrad været meget lav gennem overvågningsperioden, men på Kim's Ryg tiltog dækningsgraden markant i 1996 (figur 9.2). Begge stationer har rigeligt egnet substrat, men algernes dækningsgrad har muligvis været begrænset af græsningstryk fra en stor bestand af søpindsvin. På Kim's Ryg består søpindsvinebestanden af meget store eksemplarer af *Echinus esculentus*, hvis antal imidlertid var reduceret i 1996. Den markant øgede algedækning på Kim's Ryg i 1996 formodes at skyldes reduceret græsning i kombination med forbedrede lysforhold ved bunden. På Store Middelgrund skyldes græsningen søpindsvinet *Strongylocentrotus droebachiensis*, der træffes i stort antal på den del af revet, hvor dykkerundersøgelsen finder sted.
- Vegetationsforhold i det sydlige Kattegat og Samsø Bælt** I det sydlige Kattegat på Schultz Grund og i Samsø Bælt ved Vejrhø, var der ingen entydig udvikling i algernes substratspecifikke dækningsgrad på de undersøgte dybder (figur 9.3). Begge lokaliteter har en stor bestand af søpindsvin, der er begrænset til dybder under springlaget. Vegetationen på 13 meters dybde var reduceret til 20% dækning i juni måned og yderligere til 1% i august. Både Schultz Grund og lokaliteten ud for Vejrhø har markante bestande af hestemuslinger på dybere vand end 14 meter. Hestemuslinger har hidtil været betragtet som et substrat ligeværdigt med stabile sten. Igangværende undersøgelser tyder imidlertid på, at algernes dækningsgrad er større på hestemusling end på sten, i det mindste når vegetationen er udsat for kraftig græsning af søpindsvin.
- Hestemuslinger som substrat**
- Brunalger** Blød kællingehår (*Desmarestia viridis*) blev truffet på større vanddybde ud for Vejrhø og på Schultz Grund i 1996 end tidligere observeret. Alm. kællingehår (*Desmarestia aculeata*) blev truffet på 21 meters dybde både i 1995 og i 1996 men ikke tidligere, hvorimod dybdeudbredelsen af de to *Laminaria* arter sukkertang og fingertang ikke adskilte sig fra forrige undersøgelsesår.



Figur 9.3 Substratspecifikke dækningsgrader pr. undersøgelses dybder på et stenrev i det sydlige Kattegat, Schultzs Grund og et stenrev i Samsø Bælt ved Vejrer.

Trådalgalforekomster

Væsentlige forekomster af alm. vatalge *Ectocarpus siliculosus* blev kun registreret i juni måned ud for kysten ved Vejrer. Dækningsgraden var her 50% på 7 meters dybde og 15% på 5 meters dybde. På Schultzs Grund blev der maksimalt registreret en dækningsgrad på 15% af alm. vatalge i 5 meters dybde i juni. På alle øvrige rev var dækningsgraden af alm. vatalge aldrig større end 5%. Store forekomster af alm. klotang (*Ceramium nodulosum*) blev derimod registreret på vanddybder ned til typisk 9 meter på alle stenrevs lokaliteter der inkluderer undersøgelsesstationer på lavt vand.

Artsdiversiteten varierer dels naturligt og dels som følge af menneskeskabte ændringer i fysiske- og kemiske forhold.

9.4 Tidslige variationer i makroalgernes artsdiversitet

Artsdiversiteten varierer i ethvert område. Artsantallet, de enkelte arters udbredelse og artssammensætningen ændres til stadighed, idet nye arter koloniserer området, mens andre forsvinder eller ændrer deres udbredelse. Større eller mindre tilfældige variationer i artsdiversiteten over tid er altså naturlige i alle biologiske samfund. Derudover vil naturlige eller menneskeskabte ændringer i de fysiske-kemiske forhold også ændre i samfundenes struktur.

Vi har tidligere beskrevet, hvordan antallet af makroalgarter i fjordene var afhængig af saltholdighed, næringsstofkoncentrationer og udbredelsen af egnet hårdt substrat (Sand-Jensen *et al.* 1997). Undersøgelsen var baseret på makroalgernes forekomst i et enkelt år og inddrog altså ikke de tidslige ændringer. Ændringer i samfund af

makroalger kan forventes at afhænge af klimatiske og hydrografiske forskelle mellem årene og gradvise forbedringer eller forringelser af det omgivende miljø.

Det er af flere grunde vanskeligt at fastslå tidlige ændringer og at relatere eventuelle ændringer til forandringer i fysiske og kemiske faktorer. Det er vanskeligt at afvise, at de variationer vi finder i forskellige mål for artsdiversitet er tilfældige variationer, der vil forekomme i et hvert biologisk samfund. Størrelsen af de tilfældige variationer kan man kun få en fornemmelse af, hvis man har mulighed for at følge variationerne over en lang årrække. Det er svært at relatere variationerne i artsantal til entydige ændringer i de fysiske og kemiske faktorer, fordi mange faktorer varierer og effekten af de forskellige påvirkninger er komplekse. En gradvis mindsning af næringsstof koncentrationerne vil formentlig gradvis øge artsdiversiteten af makroalger i vores fjorde (Sand-Jensen *et al.* 1997), mens en streng isvinter pludseligt kan ødelægge makroalgebestande, som derefter først reetableres et til flere år senere. Effekten på makroalg-samfundet vil altså have forskellig varighed, og udviklingen kan ske med en vis tidsforsinkelse. Strækker målingerne sig kun over få år, kan det derfor være svært at etablere årsagssammenhænge.

Undersøgelsens formål er at vurdere tidsmæssige ændringer i makroalgernes artsdiversitet

Formålet med undersøgelsen er at vurdere, om vi indenfor perioden fra 1989 til 1996 kan finde karakteristiske ændringer i makroalgernes artsdiversitet. Da undersøgelsen er ret omfattende er følgende tre fjorde udvalgt: Horsens Fjord, Vejle Fjord og Kolding Fjord. Det har været vigtigt for udvælgelsen, at den samme person har udført alle vegetationsundersøgelserne. Vi vil vurdere, om de fundne mønstre kan forklares ud fra ændringer i saltholdighed, Secchidybde og temperatur i perioden. Analyserne er foretaget særskilt for hele fjorde og for fjordafsnit (indre, mellemste og ydre fjordafsnit). Det overordnede formål er selvfølgelig at kunne vurdere langtidsændringer i makroalg-samfundene betinget af miljøændringer i forhold til tilfældige svingninger i registreringerne.

Denne analyse bygger foreløbig på visuelle mønstre i den tidlige udviklingen i makroalgernes artsdiversitet og skal derfor ses som en spæd start på emnet. Efterfølgende detaljerede undersøgelser af de tidlige ændringer er komplekse og vil inddrage mere avancerede statistiske analyser.

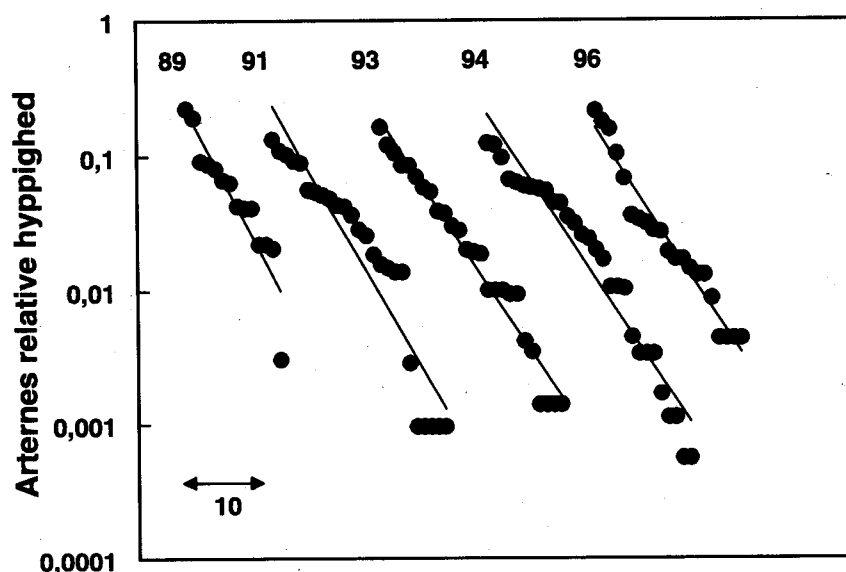
Makroalgernes artsdiversitet beskrives her ved artsantallet, algernes dominansforhold og algernes strukturelle diversitet

Data for makroalger og vandkemiske parametre i Horsens Fjord, Vejle Fjord og Kolding Fjord stammer fra Vejle Amts undersøgelser fra 1989 til 1996. Det er samme person, som har gennemført undersøgelserne i hele perioden. Vi har anvendt én undersøgelse pr. station pr. år (den sidste før 1. september), for at opnå sammenlignelige data. Makroalgerne er undersøgt på seks stationer i hver fjord. Artsdiversiteten kan beskrives ved hjælp af antallet af arter og forskellige diversitetsindeks. Vi har valgt at belyse den tidlige udvikling i makroalgernes artsdiversitet med tre parametre nemlig: antallet af arter, arternes indbyrdes dominansforhold og den strukturelle diversitet. Antallet af arter er en simpel parameter der er let at fortolke. Vi har tidligere påvist, at artsantallet af makroalger i fjordene og på enkelte stationer er en egnet parameter. Antallet af arter steg med øget Secchi-dybde og saltholdighed og faldt med øgede næringsstofkoncen-

trationer (Sand-Jensen *et al.* 1997). De absolutte ændringer i antallet af arter er ikke altid sammenlignelige mellem de forskellige fjorde og fjord afsnit, da niveauet for antallet af arter og størrelsen af variationerne er forskellige. For at kunne sammenligne de tidlige ændringer i forskellige områder, har vi standardiseret data for antal af makroalgearter ved at trække gennemsnittet (0) fra og dividere med standardafvigelsen (SD) ($(x-0)/SD$). Standardiseringen betyder, at skalaerne for ændringerne i antallet af arter i de forskellige områder bliver ens.

Makroalgernes dominansforhold

Arternes indbyrdes dominansforhold kan illustreres ved at plote den relative hyppighed af arterne i rækkefølge med den hyppigste art først og den sjældneste art til sidst (figur 9.4). Rækkefølgen af arter vil danne en linie, hvis hældning afhænger af arternes indbyrdes dominansforhold. Når miljøforholdene er gunstige forventer vi, at der findes mange arter af makroalger med nogenlunde ensartet dominans og at hældningen af linien derfor vil være lille. Hvis miljøforholdene er dårlige, som i uklart vand, vil få arter være tilstede, og de vil udvikle en høj dominans, mens den store gruppe af arter med ensartet dominans vil forsvinde. Hældningen bliver derfor stejlere. Arternes indbyrdes dominansforhold kan derfor simpelt beskrives med hældningskoefficienten af de fremkomne linier (figur 9.4) og denne vil variere mellem 0 og -1. Hældningen vil være nul, hvis arterne forekommer lige hyppigt. Med stigende ulighed i arternes forekomst vil hældningskoefficienten blive mere negativ og nærme sig -1.



Artsrækkefølgen

Figur 9.4 Den relative hyppighedsfordeling af makroalgearterne i Kolding Fjord i årene 1989, 1991, 1993, 1994 og 1996. Linierne markerer regressionslinierne mellem arternes relative hyppighed og artsrækkefølgen. Hældningskoefficienterne er mål for arternes indbyrdes dominansforhold. Størrelsesordenen viser udstrækningen af ti arter på x-aksen.

Makroalgernes funktionelle diversitet

Makroalgernes artsdiversitet kan også beskrives ved den funktionelle diversitet. Algernes funktionelle karakteristika (som for eksempel fotosyntese og næringsstofoptagelse), kan relateres til deres form, (for eksempel algernes bygning og overflade:volumen forholdet) (Littler et al. 1983). Derfor er forekomsten af forskellige formgrupper af alger sandsynligvis også relateret til fysiske og kemiske forhold i omgivelserne og til ændringer af disse over tid. Vi kan forvente, at et samfund, der består af en blanding af store og små alger med forskellige former og funktioner vil findes under gode vækstforhold, mens dårligere forhold vil favorisere en enkelt eller få formgrupper. Algerne kan inddeles i seks forskellige formgrupper: flade alger (fx *Ulva*), trådformede alger (fx *Chaetomorpha*), groft grenede alger (fx *Chordaria*), tykke læderagtige alger (fx *Laminaria*), kalkalger (fx *Coralina*) og skorpeformede alger (fx *Hildenbrandia*). Den funktionelle diversitet beregnes som et Shannon diversitetsindeks ud fra antal og hyppighed af formgrupperne (i stedet for antal og udbredelse af arterne, som i det oprindelige Shannon indeks for arternes diversitet). Det funktionelle indeks beregnes derfor som $3 \sum p_i \log p_i$, hvor p_i er den relative hyppighed af den i-te formgruppe og summeringen sker over alle tilstedeværende formgrupper (her 6 grupper).

Artsantallet i fjordene var højest i perioden 1991-94

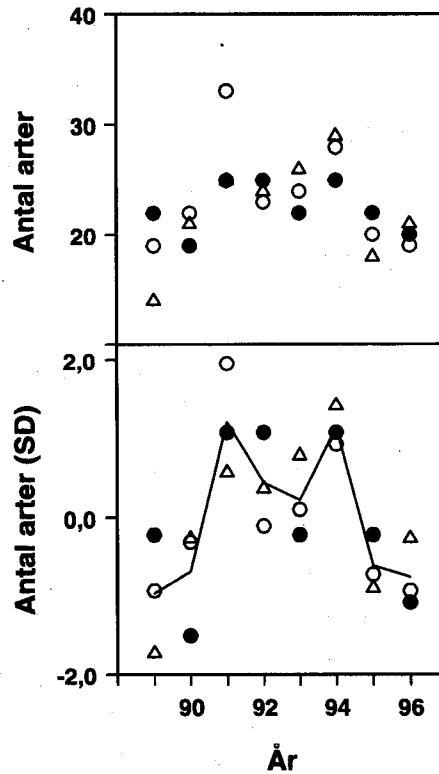
Antallet af arter i de tre fjorde varierede fra 14 (Kolding Fjord 1989) til 33 (Vejle Fjord 1991) arter i 1989-1996. Der var en tendens til, at artsantallet var højere (22-33 arter) i årene 1991 til 1994 end i årene før og efter denne periode (14-22 arter), men ellers var der ingen systematiske forskelle.

Variationen i artsantal var mere ensartet for Kolding- og Vejle Fjord end for Horsens Fjord.

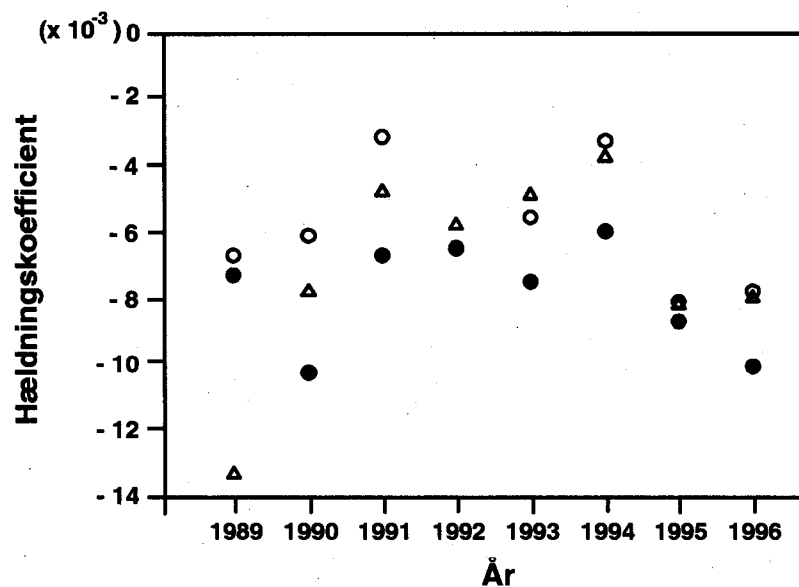
Når standardiserede data anvendtes, fandt vi, at variationen i antallet af arter fulgte det samme mønster i alle tre fjorde (figur 9.5). Dog var mønstrene mere ensartede for Kolding Fjord og Vejle Fjord (Spearman rank korrelation $r = 0.86$, $P < 0.05$) sammenlignet med Horsens Fjord, der ikke viste signifikante sammenhænge med de to andre fjorde.

Makroalgensamfundet i Kolding- og Vejle Fjord var mindre dominanspræget end i Horsens Fjord

Variationen i arternes indbyrdes dominansforhold, udtrykt som hældningskoefficienten i diagrammet for hyppighed mod artsrækkefølgen, viste et lignende mønster som antallet af arter (figur 9.6). Mellem 1991 og 1994, da artsantallet var højt, var hældningskoefficienterne små (-0.003 til -0.0075) sammenlignet med de øvrige år, da artsantallet var lavere og hældningskoefficienterne stejlere (-0.0062 til -0.0135). Makroalgernes hyppighedsfordeling i Horsens Fjord resulterede i stejlere hældningskoefficienter end i Vejle og Kolding Fjord i seks ud af de 8 år.



Figur 9.5 Det reelle (øverst) og det standardiserede (nederst) artsantal af makroalger i Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ) i årene 1989 til 1996. Linien går igennem gennemsnittet for de tre fjorde.

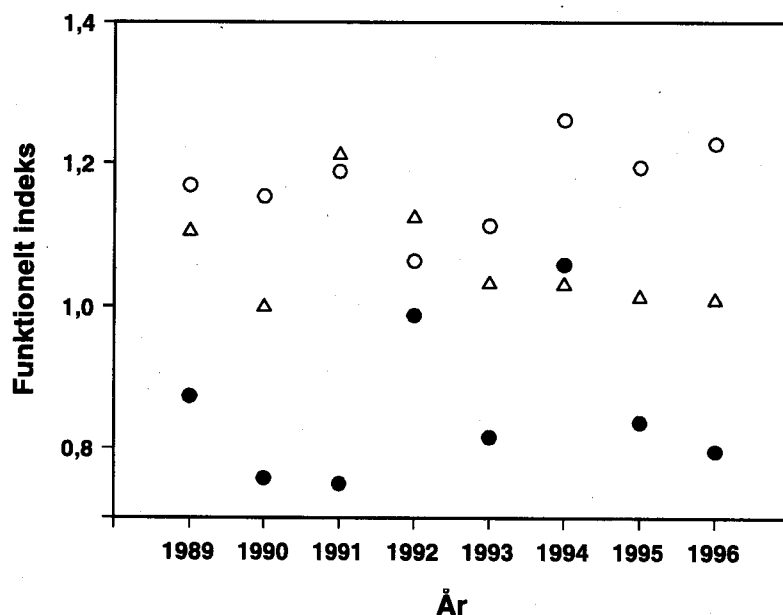


Figur 9.6 Arternes indbyrdes dominansforhold, udtrykt som hældningskoefficienten mellem arternes relative hyppighed og artsrækkefølgen i Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ) i årene 1989 til 1996.

Kolding og Vejle Fjord har større funktionel artsdiversitet end Horsens Fjord

Den funktionelle diversitet i de tre fjorde fulgte ikke et ensartet mønster. Kolding og især Vejle Fjord havde en mere divers sammensætning af funktionelle grupper (indeks værdi 1.00 til 1.26) end Horsens

Fjord, der i de fleste af årene havde lave værdier for funktionel diversitet (indeksværdi 0.75 til 1.06, figur 9.7).

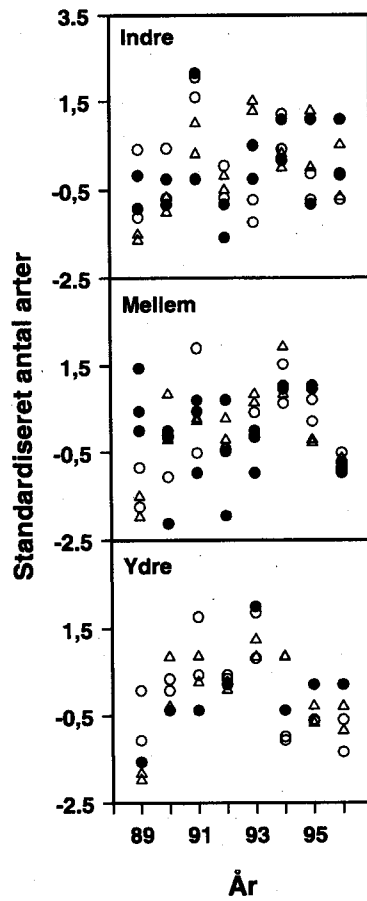


Figur 9.7 Diversiteten af formgrupper (funktionelt indeks) i Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ) i årene 1989 til 1996.

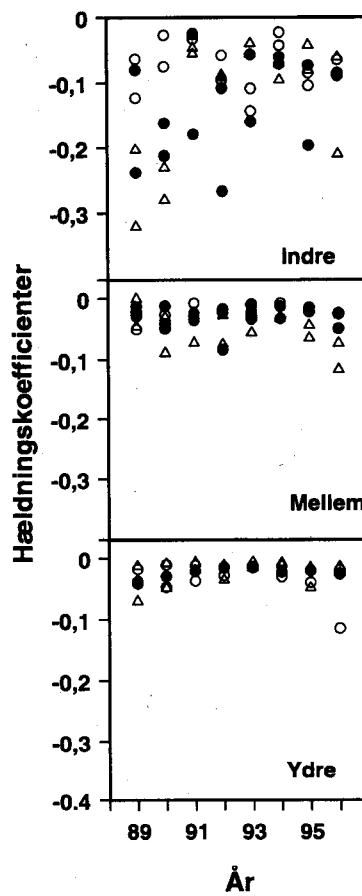
De ydre fjordafsnit var mere artsrige, mindre dominansprægede og udviste mindre tidslige variationer end de indre fjordafsnit

De tidsmæssige ændringer i antallet af arter i de yderste fjordafsnit fulgte mønstret for hele fjorde. Dog var forskellen mellem årene med et stort antal arter og årene med et lille antal arter ikke så markant (figur 9.8). I de midterste fjordafsnit var der et tydeligt fald i antallet af arter fra 1994 til 1996. Der var store variationer og derfor ikke tydelige mønstre over årene i makroalgernes artsantal i de indre fjordafsnit. Makroalgensamfundene inderst i fjordene var dominerede af få arter sammenlignet med samfundene i de mellemste og ydre fjordafsnit. Hældningerne for relationen mellem hyppighed og artsrækkefølge af arterne var stejlest i de indre fjordafsnit (figur 9.9). Der var tydeligt mindre værdier og mindre variationer i hældningskoefficienterne i de ydre og midterste fjordafsnit sammenlignet med de indre fjordafsnit, og variationerne i hældningskoefficienterne viste ikke nogle tydelige mønstre igennem perioden.

Ligesom for hele fjorde viste det funktionelle indeks ikke noget klart mønster i løbet af perioden. Men også i de enkelte fjordafsnit så det ud til, at den funktionelle diversitet generelt var mindre for stationerne i Horsens Fjord end for stationerne i Vejle og Kolding fjorde.



Figur 9.8 Det standardiserede artsantal af makroalger i de indre, mellemste og ydre fjordafsnit i perioden fra 1989 til 1996. Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ).

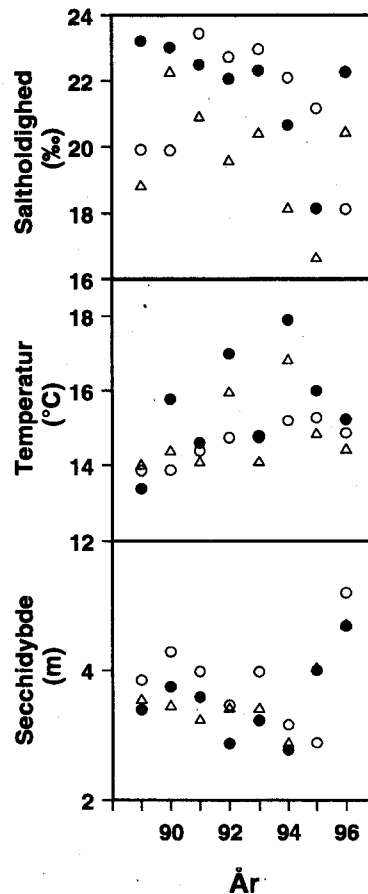


Figur 9.9 Arternes indbyrdes dominans, udtrykt som hældningskoefficienten mellem arternes relative hyppighed og artsrækkefølgen i de indre, mellemste og ydre fjordafsnit i perioden 1989 til 1996. Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ).

De tidslige ændringer i makroalgernes artsdiversitet viste ikke sammenhæng med miljøparametrene

Det standardiserede antal af arter var den parameter, der viste det mest markante mønster i perioden fra 1989 til 1996. Men på trods af, at antallet af arter var markant større i årene 1991 til 1994 i de tre fjorde og i de ydre fjordafsnit, har vi ikke tilstrækkeligt grundlag i denne analyse til at afgøre, om det kan skyldes tilfældige variationer. Årrækken er ikke lang nok til, at vi kan bestemme størrelsen af de tilfældige variationer, og perioden er derfor ikke tilstrækkelig lang til at vurdere, om der sker skift i makroalgernes artsdiversitet knyttet til systematiske ændringer i miljøparametrene.

Variationerne i de tre mål for artsdiversitet var ikke signifikant relateret til middelværdier i temperatur, saltholdighed og Secchi-dybde (figur 9.10). Selvom det er fristende at tilskrive det lave artsantal i 1995 og 1996 den faldende saltholdighed i perioden eller særligt høje sommertemperaturer i 1994, er det gisninger. Variationerne i makroalgernes artsdiversitet har måske kun ringe sammenhæng med sæsonmiddelværdier (som i figur 9.10). De kan måske i højere grad være påvirket af minimums- og maksimumsværdier og tidsfænomener af kortere eller længere varighed.



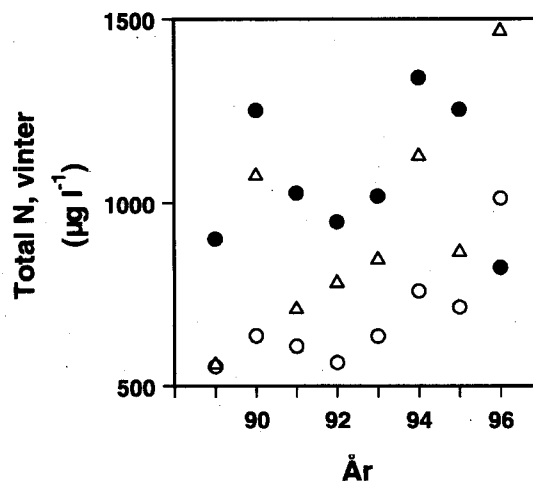
Figur 9.10 Sommergennemsnit af saltholdighed, temperatur og Secchi-dybde i Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ) i årene fra 1989 til 1996.

Artsantallet af makroalger over tiden vil sandsynligvis være påvirket af frekvenser af forskellige forstyrrelser, katastrofe år og gunstige perioder. Forstyrrelser kan være ødelæggende storme eller græsning, som fjerner algebestandene. Et katastrofe år kan være en varm sommer med maksimale temperaturer nær den øvre grænse for makroal-

gernes temperaturtolerance og perioder med særligt uklart vand, der kan slå bestandene tilbage. Gunstige perioder kan være tidspunkter med gode lysforhold og passende temperaturer for algevækst og måske særlige tilførsler af saltholdigt vand med mange algesporer. Længden af gunstige perioder mellem eventuelle katastrofe år vil have stor betydning for, hvor mange arter, der når at rekolonisere området og etablere bestande. Den generelle miljøtilstand i fjordene vil have betydning for hvor hurtigt bestandene reetableres. Jo ringere de generelle vilkår for vækst og kolonisation af algerne er, des længere tid er nødvendig mellem forstyrrelserne, for at et diversst samfund kan udvikles.

De forskellige mål for artsdiversitet supplerer hinanden

Resultaterne for de tre fjorde viser, at arternes diversitet ikke beskrives udtømmende ved en enkelt parameter som artsantallet. Selvom antallet af arter i de tre fjorde var meget ensartet, viste både den relative udbredelse af arterne og den funktionelle diversitet, at Horsens Fjord afveg fra Vejle og Kolding fjorde. I Horsens Fjord var makroalgesamfundene mere domineret af enkelte arter, og fjorden havde en mindre diversitet af forskellige formgrupper. Årsagen hertil er sandsynligvis, at Horsens Fjord generelt har højere kvælstofkoncentrationer end Kolding og Vejle fjorde (figur 9.11). Den forøgede kvælstofkoncentration favoriserer de flade- eller trådformede alger. De har ved høje kvælstofkoncentrationer en hurtig vækst og opnår derfor en høj dominans samtidig med, at andre arter vil mindske deres udbredelse.



Figur 9.11 Vintergennemsnit af total N koncentrationerne Horsens Fjord (●), Vejle Fjord (○) og Kolding Fjord (Δ) i årene fra 1989 til 1996.

Dominansforholdene, udtrykt som hældningen på diagrammet over relativ hyppighed og artsrækkefølgen, var mest stabile i yderfjorde. Selvom der var en tendens til, at også artsantallet og det funktionelle indeks var mere variabelt i de indre fjordafsnit, var tendensen ikke markant. De indre lavvandede fjordafsnit hvor vandet sjældnere fornyes, vil typisk være udsatte for mere variable og mere ekstreme værdier i saltholdighed, temperaturer og næringsstofkoncentrationer end de dybere ydre fjordafsnit med god vandudskiftning.

Vi ved, at der hele tiden udskiftes arter. Hældningskoefficienten er formentlig også mere stabil i de ydre fjordafsnit (idet hældningskoefficienten lå på et stabilt lavt niveau mellem 0 og -0,1), fordi der her

Sammenfatning

findes flere arter og mange arter med ensartede forekomster, som kan modstå ændringer i dominansforholdene ved udskiftninger i artspuljen. Udskiftningerne af en til få arter vil ikke have stor indflydelse på mønstret i dominansforholdet når en store gruppe af arter med nogenlunde ens hyppighed er tilstede. Udskiftningen af arter kan derimod betyde meget i et makroalgesamfund med få arter, hvor hver art påvirker de indbyrdes dominansforhold meget.

Undersøgelsen bekræftede, at det er vanskeligt at analysere ændringer over tid sammenlignet med at analysere forskelle mellem stationer. Analyser over tid kræver, at datamaterialet dækker lange tidsperioder, så man kan bestemme størrelse og frekvens af de tilfældige variationer. Således var der en tendens til, at Horsens Fjord, som den mest kvælstofbelastede, var mere domineret af enkeltarter og samtidig havde en mindre formdiversitet end Vejle og Kolding Fjord. Der vil også typisk være mere markante kontraster i artsdiversiteten mellem stationer end i artsdiversiteten på samme station over tid. Desuden er de faktorer, der regulerer de tidlige ændringer, måske nogle andre end de faktorer, der regulerer de rumlige forskelle. På trods af vanskelighederne viste undersøgelsen alligevel nogle markante tendenser.

Resultaterne viste, at det er hensigtsmæssigt at operere med mere end et mål for artsdiversitet. Selvom artsantallet var ens i de tre fjorde, kunne inddragelse af andre mål for diversitet, som her de indbyrdes dominansforhold og diversiteten af formgrupper, afsløre systematiske forskelle i artsdiversitet mellem fjordene. Der var markante ændringer i artsantallet mellem årene. Beskrivelsen af ændringerne i artsantallet over tid blev bedre ved at anvende standardiserede data. Standardiseringen gør det muligt at sammenligne mønstre i ændringerne, selvom de absolutte niveauer og amplituder er forskellige. De markante ændringer i artsantallet kunne ikke tilskrives midelværdier i saltholdighed, temperatur og Sigtdybde. Vores muligheder for at vurdere baggrunden for ændringer i artsdiversitet over tid som funktion af de fysiske og kemiske faktorer begrænses af, at vi endnu ikke kender niveauerne og frekvenserne af de tidlige reguleringer af artsdiversiteten i makroalgesamfundene. Resultaterne bekræftede til slut, at der er markante forskelle i artsdiversiteten og dominansforholdene hos makroalgerne i de ydre og indre fjordafsnit. De ringere og mere variable fysiske og kemiske forhold i de indre fjordafsnit betød, at artsdiversiteten her var lille og mere ustabil sammenlignet med de ydre fjordafsnit, der havde en mere artsrig og stabil flora.

9.5 Konklusion

På lavt vand forekom flere steder reduktioner i ålegræsbevoksningerne og den flerårige makroalgevegetation formentlig som følge af isvinteren 1995/1996. Herudover var der, specielt i de relativt lukkede fjordområder mere udbredte reduktioner i ålegræssets forekomst, som muligvis skyldes det langvarige isdække i vinteren og foråret 1996 med dårlige lysforhold og iltsvind til følge.

I flere åbne kystområder var ålegræssets maksimale dybdegrænse væsentligt forøget gennem spiring af ålegræsfrø. Vi er endnu ikke klar over, hvad der udløser en sådan massiv spiring af ålegræsfrø, men de forbedrede lysforhold kan være én af forklaringsmekanismerne. En øget dybdegrænse grundet en massiv frøspiring kan imidlertid være kortvarig, da frøplanterne ofte har en lav overlevelsesrate.

Den lave belastning gennem vinter og forår 1996 resulterede ikke på landsplan i mindre forekomster af eutrofieringsbetingede makroalger. Imidlertid var det et gennemgående træk, at de eutrofieringsbetingede makroalger var dominerede af alm. vatalge (*Ectocarpus siliculosus*), som favoriseres af lave temperaturer og derfor kan have fået en konkurrencemæssig fordel af de lave temperaturer i foråret og forsommeren 1996.

På stenrevne i det nordlige og centrale Kattegat var algevegetationens dækningsgrad på dybt vand generelt større i 1996 end gennem perioden 1990-95. I det sydlige Kattegat og i Samsø Bælt var der derimod ingen entydig ændring i algernes dækningsgrad. På flere stenrev var der tegn på, at græsning fra søpindsvin begrænser algernes dækningsgrad.

Analysen af den tidlige udvikling i makroalgerne artsdiversitet i tre østjyske fjorde viste, at det er hensigtsmæssigt at operere med flere mål for artsdiversitet. Selvom artsantallet var ens i de tre fjorde, kunne inddragelse af andre mål for diversitet, som her de indbyrdes dominansforhold og diversiteten af formgrupper afsløre systematiske forskelle i artsdiversitet mellem fjordene. Ændringerne i artsdiversitet over årene kunne ikke umiddelbart relateres til ændringer i miljøparametre. Vore muligheder for at vurdere baggrunden for ændringerne i artsdiversitet begrænses af, at vi endnu ikke kender størrelsen og frekvensen af de tilfældige variationer. Imidlertid bekræftede resultaterne, at de ringere og mere variable fysiske og kemiske forhold i de indre fjordafsnit betød, at artsdiversiteten her var mindre og samtidig mere ustabil end i de ydre fjordafsnit. Samtidig ser metoden ud til at kunne adskille fjorde med forskelligt eutrofieringsniveau.

10 Vurdering af miljøtilstand

I alle danske farvande er der i 1996 registreret en meget lav belastning med kvælstof, og i de østjyske fjorde, Isefjorden og Øresund er der tale om den laveste belastning, som er registreret i den periode, hvorfra der foreligger samlede opgørelser for belastningen. Den lave belastning med kvælstof er betinget af den lave afstrømning. Vinteren 1995/96 var således præget af meget lav nedbør over det nordlige Vesteuropa, og eftersom det primært er nedbøren, som bestemmer størrelsen af ferskvandsafstrømningen, førte det til en meget lav afstrømning. Korrigeres kvælstofbelastningen for afstrømningens størrelse er belastningen fra det åbne land mere eller mindre konstant siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. Det var således ikke muligt at se en reduktion i kvælstofbidraget fra landbruget, som målsat i Vandmiljøplanen 1987.

I næsten alle danske farvande er der i 1996 registreret lave kvælstofkoncentrationer i vintermånederne. Undtagelserne er farvandet omkring Bornholm samt Øresund og Århus Bugt, hvor kvælstofkoncentrationerne ikke synes at afvige fra de foregående år.

Belastningen med fosfor er ikke i samme grad relateret til ferskvandsafstrømningens størrelse. I stort set alle områder er der sket en signifikant reduktion i belastningen med fosfor igennem de seneste år, og tilførslen fra det åbne land er tæt på at være den største kilde til fosforbelastningen af de marine områder. Den lave fosforbelastning i 1996 skyldes en kombination af de seneste års reduktion i belastningen fra punktkilder og den lave afstrømning.

Fosforkoncentrationerne var ligeledes lave i 1996 og var generelt på niveau med eller lavere end de seneste år. Set over længere tid er der et markant fald i fosforkoncentrationerne.

I mange områder er der registreret markant lavere fytoplanktonbiomasse, klorofylkoncentration og primærproduktion i forhold til årene forud. I farvandet omkring Fyn og i Vejle Amts fjorde var primærproduktionen i 1996 på niveau med det der blev fundet i 1970'erne. I nogle områder som fx i Limfjorden og Mariager Fjord var primærproduktionen af samme størrelse eller større end de foregående år. Perioden, hvor fytoplanktonet kan være næringssaltbegrænset, synes generelt at være længere end tidligere år, ligesom frekvensen af masseopblomstringer af planktonalger er markant lavere.

I tråd med den lave fytoplanktonbiomasse blev der i stort set alle områder registreret en markant stigning i sigtdybden, og enkelte steder, såsom Århus Bugt og Hevring Bugt, er der tale om de højst målte sigtdybder.

Iltforholdene var i 1996 væsentligt bedre end tidligere, og i de områder, hvor der var iltsvind som i Limfjorden, var den arealmæssige udbredelse og varighed begrænset. Desuden forekom iltsvind generelt senere på sæsonen end i de foregående år.

Bundfaunaen synes i en række områder stadig at være påvirket af tilbagevendende iltsvind, hvilket kan ses på artssammensætningen og individstørrelsen af den dominerende fauna. Umiddelbart er dette forventeligt, idet de fleste arter er flerårige og behøver adskillige år, før individerne opnår den normale størrelse.

Udbredelsen af ålegræs og makroalger var flere steder reduceret på lavt vand i 1996, formentlig som følge af isvinteren 1995/96. Til gengæld havde ålegræsset i flere åbne kystområder en øget maksimal dybdegrænse i 1996 sammenlignet med tidligere.

Miljøtilstanden i 1996 skyldes en kombination af den lave belastning med næringssalte og gunstige meteorologiske forhold. Den lave belastning medførte lave næringssaltkoncentrationer, som igen betyder, at der har været mindre næring til primærproduktionen. Mængden af organisk stof, der er tilført havbunden, var derfor mindre end tidligere år. Dette, i kombination med at vejrforholdene forhindrede længere stagnationsperioder, gav færre og mindre udbredte iltsvind. De markant lave primærproduktioner og biomasser viser, at reduktioner i kvælstofbelastningen vil have en mærkbar effekt på miljøtilstanden.

Set i et større perspektiv er de danske farvandes miljøtilstand ikke forandret nævneværdigt siden vedtagelsen af Vandmiljøplanen. Forudsætningerne, for at der kan forekomme omfattende iltsvind i sommer- og efterårs månederne, er stadig tilstede i en række områder som følge af høje kvælstofkoncentrationer i afstrømningen fra det åbne land. Det er blot et spørgsmål om de meteorologiske forhold er tilstede, således at iltsvind udvikles.

Man må sammenfattende konkludere, at den generelle miljømålsætning om et upåvirket eller kun svagt påvirket plante- og dyreliv generelt ikke er opfyldt.

11 Overordnet konklusion

Belastningen med næringsalte fra punktkilder er kraftigt reduceret i takt med udbygningen af de kommunale renseanlæg. Med hensyn til fosfor er punktkildeandelen af belastningen faldende og den samlede belastning fra danske landområder er tæt på målsætningen om en 80% reduktion i fosforbelastningen primært på grund af de udbyggede rensningsanlæg.

Kvælstofbelastningen, som primært hidrører fra landbrugsområderne, er meget afhængig af ferskvandsafstrømningens størrelse. Tager man højde for variationen i ferskvandsafstrømningen, er belastningen med kvælstof stort set uændret, trods vandmiljøplanen nu har eksisteret i mere end 9 år.

De meteorologiske og de hydrografiske forhold var yderst gunstige for miljøet i 1996, og i mange områder var vinterkoncentrationerne de lavest målte siden Vandmiljøplanens ikrafttræden. Den meget lille nedbør i vinteren 1995/96 førte til en lille afstrømningsbetinget kvælstofbelastning i foråret 1996 i forhold til i 1980'erne. Den lave belastning med kvælstof førte til lave fytoplanktonbiomasser og en lav primærproduktion i stort set alle farvandsområder. Usædvanlig stor sigtddybde blev registreret, og iltsvind var ikke så udbredte i 1996 i forhold til de tidligere år.

Den diffuse landbaserede kvælstofbelastning, der primært skyldes udvaskning fra landbrugsarealer, er ikke reduceret, som fastlagt i Vandmiljøplanen. Derimod synes målet for punktkilderne stort set at være nået. De midlertidige forbedringer af miljøtilstanden, som er set i enkelte år, er udelukkende et resultat af en vejr-betinget lav kvælstofbelastning i disse år og til en vis grad også en reduceret punktkildebelastning. Året 1996 kan betragtes som "naturens eget store eksperiment", der viste, at hvis belastningen med kvælstof reduceres til det niveau, som er forudsagt i vandmiljøplanen, får man under normale meteorologiske forhold en markant forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande.

12 Referencer

- Agger, C.T., Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, K., Dahl, K., Rasmussen, B., Nørrevang Jensen, J., Krause-Jensen, D., Bondo Christensen, P. 1994: Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 117.
- Berg, J. & Radach, G. 1985. Trend in nutrient and phytoplankton concentrations at Helgoland Reede (German Bight) since 1962. ICES C.M.1985/L:2/Sess.R. : 1-16.
- Beukema, J.J. 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. *Mar.Biol.* 111: 293-301.
- Beukema, J.J. 1991. The abundance of shore crabs *Carcinus maenas* (L.) on the tidal flats in the Wadden Sea after cold and warm winters. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 153: 97-113.
- Borum, J., Pedersen, M.F., Kær, L. og Pedersen, P.M. 1994. Vækst- og næringsstoffdynamik hos marine planter. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* nr. 41.
- Buchanan, J.B. 1993. Evidence of benthic pelagic coupling at a station off the Northumberland coast. *J.Exp.Mar. Biol.Ecol.* 172: 1-10.
- Conley, D.J., Schelske, C.L. and Stoermer, E.F. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar.Ecol.Prog. Ser.* 101: 179-192.
- Dahl, K., Ærtebjerg, G., Nørrevang Jensen, J., Gissel Nielsen, T., Krause-Jensen, D., Bondo Christensen, P. (1995). Marine Områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1994. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 142.
- Fallesen, G. 1992. How Sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiencies affect the bottom fauna i Århus Bay, Denmark. I: G. Columbo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli, & R. Rossi(eds.) *Marine eutrophication and population dynamics*. 25th EMBS (pp. 29-33) Fredensborg: Olsen & Olsen.
- HELCOM, 1996. Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background document. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 64 B.
- Hylleberg, J. 1995. Extinction and immigration of benthic fauna. The value of historical data from Limfjorden, Denmark. I: N.F.R. Della Croce: *Symposium Mediterranean Sea 2000*, Istituto Scienze Ambientali Marine - Santa Margherita Ligure, Genova Italy.
- Jensen, J.N. (in press). Effects of eutrophication on marine soft-bottom macrofauna - A review. *J.Sea.Res.*

- 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. & Jensen, J.N. 1992. Effects of hypoxia on soft-sediment macrobenthos in southern Kattegat, Denmark. I: G. Colombo, I. Ferrari, V.U. Ceccherelli, & R. Rossi(eds.) *Marine eutrophication and population dynamics*. 25th EMBS Fredensborg: Olsen & Olsen.
- Josefson, A.B., Jensen, J.N. & Ærtebjerg, G. 1993. The benthos community structure anomaly in the late 1970s and early 1980s - a result of a major food pulse. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 172: 31-45.
- Krause-Jensen, D., Christensen, P.B. og Sandbeck, P. 1995. Retningslinier for marin overvågning - Bundvegetation. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 9. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Kremer, J.N & Nixon, S.W. 1978. *A Coastal Ecosystem Simulation and Analysis*. Ecological studies: vol. 24.
- Kröncke, I. 1992. Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: III. 1950-54 versus 1985-87. A final summary. *Helgolände Meeresunters.* 46 : 137-169.
- Kröncke, I. & Rachor, E. 1992. Macrofauna investigations along a transect from inner German bight towards the Dogger Bank. *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 91: 269-276.
- Laursen, J.S. 1985. Undersøgelse af den kvalitative og kvantitative sammensætning af benthos vegetationen ved Studstrupværket, Kalø Vig, 1985. Rapport til IS Midtkraft.
- Little, M.M. 1983. Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional - groups of marine macroalgae. *Journal of Phycology* 19: 229-237.
- Miljøstyrelsen. 1988. Retningslinier for marin overvågning. Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium.
- Miljøstyrelsen. 1989. Miljøprojekt nr. 115
- Miljøstyrelsen. 1993. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2.
- Miljøstyrelsen. 1997. Punktkilder 1996. Orientering fra Miljøstyrelsen.
- Nielsen, K. og Olesen, B. Ny viden om ålegræs - bedre miljøbedømmelse. *Vand og Jord* 3: 17-19.
- Nausch, G., Nehring, D. & Aertebjerg, G. 1997. Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. *Limnologia* (in press).
- Olesen, B. og Sand-Jensen, K. (1994). Demography of shallow eelgrass, *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106: 147-156.

Pearson, T.H., Josefson, A.B. & Rosenberg, R. 1985. Petersens benthic stations revisited I. Is the Kattegat becoming eutrophic? *J.Exp.Mar. Biol.Ecol.* 92: 157-206.

Pedersen, M.F. og Borum, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton, and species of macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 142: 261-272.

Petersen, C.G.J. 1913. Havets Bonitering II. Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. *Beretn Minist Landbr Fisk Dan Biol stn* 21: 1-42.

Rachor, E. 1990. Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. *Neth.J.Sea.Res.* 25: 209-214.

Radach, G. & Bohle-Carbonell, M. 1990 Strukturuntersuchungen der Meteorologischen, Hydrographischen, Nährstoff- und Phytoplankton Langzeitreihen in der Deutschen Bucht bei Helgoland. *Ber.Biol.Anst.Helgoland.* 7: 1-127.

Rasmussen (1995). Stratification in Kattegat. Ph.D. Thesis. National Environmental Research Institute, Department of Marine Ecology and Microbiology, Denmark, 145 pp.

Rasmussen (1997). The near-surface horizontal buoyancy flux in a highly stratified region, Kattegat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 405-414.

Rasmussen, M.B., Rask, N. og Christesen, M.T. Trådalger i det Sydfynske Øhav - udbredelse, produktion og miljømæssige konsekvenser. *Havforskning fra Miljøstyrelsen* nr. 22.

Sand-Jensen, K. , Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Nielsen, K. og Christensen, P.B. 1997. Artsdiversitet af makroalger. *Vand & Jord* 4: 138-141.

Spärck, R. 1936. Ringkøbings Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931, Høst & Søn, København.

Windolf, J. (red.) et al. 1997. Ferske vandområder - Vandløb og kilder. *Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU* nr. 214.

Varming, S. 1987. Langtidsvariationer i Limfjordens bundfauna. Nisum og Livø Bredninger 1918-52. *Speciale Aarhus Universitet.*

Bilag 1

Rapporter fra amterne

Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996

Amt	Rapport
Bornholms Amt	- Vandmiljøovervågning - Kystvande 1996
Frederiksborg Amt	- Kattegat 1996 - Den kystnære del af Kattegat
Fyns Amt	- Punktkilder 1996 - Grundvand 1996 - Atmosfærisk nedfald 1996 - Kystvande 1996 - Bilagsrapport 1996 - Kystvande 1996 - Søer 1996 - Vandmiljøovervågning. Tema: Ferskvand
Københavns Amt og Roskilde Amt	- Overvågning af Køge Bugt, 1996
Københavns Amt, Frederiksborg Amt og Københavns Kommune	- Overvågning af Øresund, 1996
Lillebæltsamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt og Vejle Amt	- Vandmiljøovervågning - Lillebælt 1996
Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, Viborg Amt og Nordjyllands Amt	- Vandmiljø i Limfjorden 1996
Nordjyllands Amt	- Vandmiljøovervågning - Hav og fjord 1996
Ribe Amt	- Marine områder - Vandmiljøovervågning
Ringkjøbing Amt	- Vandmiljøovervågning - Ringkøbing og Nissum Fjorde, Vesterhavet 1996
Roskilde Amt	- Overvågning af Roskilde Fjord, 1996
Storstrøms Amt	- Rapportering af vandmiljødata
Sønderjyllands Amt	- Vandmiljøovervågning 1996, Kystvande
Vejle Amt	- Overvågning af Kystvande 1996
Vestsjællands Amt	- Overvågning af Kystvande 1996 - Overvågning af Isefjord 1996 (fællesrapport for Frederiksborg, Roskilde og Vestsjællands amter)
Viborg Amt	- Vandmiljøplanens overvågningsprogram - Vesterhavet ved Hanstholm 1996
Århus Amt	- Randers Fjord 1996 - Hevring Bugt 1996 - Århus Bugt og Kalø Vig 1996

Bilag 2

Oversigt over ferskvands-, kvælstof-, fosfor- samt BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit i 1996

Tabel 2.1 Månedsvandtransport (millioner m³)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	255	259	260	222	202	159	135	128	140	205	450	423	2837
Skagerrak	23	25	17	17	24	12	9	10	11	18	51	28	245
Kattegat	328	325	316	283	304	215	178	176	184	241	488	416	3454
Nordlige Bælthav	25	35	51	35	25	17	14	16	16	21	56	65	377
Lillebælt	36	48	63	46	35	25	22	22	21	31	116	115	580
Storebælt	18	25	55	47	27	18	11	9	9	12	52	91	372
Øresund	11	15	18	14	14	10	8	5	6	6	13	16	135
Sydlig Bælthav	1	1	5	4	1	1	0	0	0	1	5	9	29
Østersøen	9	4	12	23	33	6	19	1	1	3	22	29	162
Danmark	704	736	799	691	664	463	395	367	389	538	1253	1192	8191

Tabel 2.2 Månedstilførsel af ferskvand i % af total tilførsel til marine kystafsnit

Afstrømning	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	9,0	9,1	9,2	7,8	7,1	5,6	4,7	4,5	4,9	7,2	15,8	14,9	100,0
Skagerrak	9,4	10,3	6,9	6,9	9,8	5,1	3,5	3,9	4,4	7,5	20,8	11,5	100,0
Kattegat	9,5	9,4	9,2	8,2	8,8	6,2	5,1	5,1	5,3	7,0	14,1	12,0	100,0
Nordlige Bælthav	6,6	9,4	13,6	9,4	6,6	4,4	3,8	4,1	4,2	5,5	15,0	17,3	100,0
Lillebælt	6,1	8,2	10,9	8,0	6,0	4,3	3,7	3,8	3,7	5,3	20,0	19,8	100,0
Storebælt	4,7	6,6	14,8	12,5	7,1	4,9	2,8	2,3	2,5	3,3	13,9	24,5	100,0
Øresund	8,0	11,1	13,7	10,1	10,3	7,7	5,7	3,9	4,2	4,4	9,4	11,5	100,0
Sydlig Bælthav	2,9	2,1	19,1	14,5	4,9	2,1	0,5	1,0	1,4	2,0	17,7	31,7	100,0
Østersøen	5,4	2,6	7,6	13,9	20,3	3,4	11,7	0,9	0,7	1,9	13,4	18,1	100,0
Danmark	8,6	9,0	9,8	8,4	8,1	5,7	4,8	4,5	4,7	6,6	15,3	14,6	100,0
Kvartalsfordeling	27,3			22,2			14,0			36,4			

Tabel 2.3 Månedstilførsel af kvælstof til marine kystafsnit i tons

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	967	1024	983	732	591	475	401	371	439	831	2928	2464	12207
Skagerrak	136	152	107	97	120	66	42	48	54	106	542	232	1701
Kattegat	1997	1895	1932	1554	1621	989	830	785	821	1281	2882	2379	18965
Nordlig Bælt.	147	242	322	193	115	91	86	88	80	101	635	979	3078
Lillebælt	247	315	394	271	187	136	129	133	125	185	907	1048	4077
Storebælt	157	236	442	319	156	113	91	80	86	105	459	960	3205
Øresund	264	270	294	277	276	251	243	238	237	239	278	299	3165
Sydlig Bælthav	8	6	50	42	9	4	2	3	3	4	52	111	294
Østersøen	90	52	132	195	376	50	115	21	18	34	221	321	1624
Total	4013	4192	4657	3678	3450	2174	1939	1766	1864	2887	8904	8793	48317

Tabel 2.4 Månedstilførsel af i % af total kvælstof til marine kystafsnit

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	7,9	8,4	8,1	6,0	4,8	3,9	3,3	3,0	3,6	6,8	24,0	20,2	100
Skagerrak	8,0	8,9	6,3	5,7	7,0	3,9	2,5	2,8	3,2	6,2	31,8	13,6	100
Kattegat	10,5	10,0	10,2	8,2	8,5	5,2	4,4	4,1	4,3	6,8	15,2	12,5	100
Nordlige Bælt.	4,8	7,8	10,5	6,3	3,7	3,0	2,8	2,8	2,6	3,3	20,6	31,8	100
Lillebælt	6,1	7,7	9,7	6,6	4,6	3,3	3,2	3,3	3,1	4,5	22,2	25,7	100
Storebælt	4,9	7,4	13,8	9,9	4,9	3,5	2,9	2,5	2,7	3,3	14,3	29,9	100
Øresund	8,3	8,5	9,3	8,8	8,7	7,9	7,7	7,5	7,5	7,6	8,8	9,4	100
Sydlig Bælthav	2,6	1,9	17,1	14,1	3,2	1,4	0,7	0,9	0,9	1,5	17,8	37,9	100
Østersøen	5,5	3,2	8,1	12,0	23,1	3,1	7,1	1,3	1,1	2,1	13,6	19,8	100
Total	8,3	8,7	9,6	7,6	7,1	4,5	4,0	3,7	3,9	6,0	18,4	18,2	100
Kvartalsfordeling	26,6			19,3			11,5			42,6			

Tabel 2.5 Månedstilførsel af fosfor til marine kystafsnit i tons

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	29	36	32	19	16	16	13	12	11	20	53	42	301
Skagerrak	9	5	5	4	6	4	3	3	3	6	11	10	69
Kattegat	55	59	58	48	51	44	37	40	35	45	73	57	600
Nordlige Bælt.	6	12	11	7	8	7	8	10	8	8	16	16	118
Lillebælt	12	17	17	12	11	11	11	11	11	13	31	22	180
Storebælt	14	17	22	17	14	12	12	13	12	12	21	30	197
Øresund	38	39	39	38	39	39	39	38	37	37	38	38	460
Sydlig Bælthav	1	1	2	1	1	1	0	2	1	1	2	2	16
Østersøen	3	4	5	6	10	5	11	4	4	4	6	7	68
Total	169	189	191	152	156	139	135	133	122	146	251	224	2008

Tabel 2.6 Månedstilførsel af fosfor i % af total tilførsel til marine kystafsnit

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	9,8	12,1	10,5	6,4	5,4	5,3	4,4	4,0	3,7	6,7	17,7	13,9	100
Skagerrak	13,7	7,7	6,8	5,5	8,1	5,6	4,7	4,3	4,8	8,4	16,3	14,0	100
Kattegat	9,2	9,8	9,7	7,9	8,4	7,3	6,2	6,6	5,8	7,5	12,1	9,4	100
Nordlige Bælt.	5,2	9,9	9,3	6,0	7,0	6,2	6,7	8,3	6,6	7,1	13,8	13,9	100
Lillebælt	6,9	9,4	9,3	6,6	6,3	6,1	6,0	6,4	6,2	7,4	17,3	12,3	100
Storebælt	6,9	8,7	11,1	8,9	7,1	6,3	6,3	6,6	6,2	6,1	10,6	15,2	100
Øresund	8,3	8,4	8,4	8,3	8,5	8,5	8,4	8,3	8,1	8,1	8,3	8,3	100
Sydlig Bælthav	5,9	4,8	15,3	9,3	7,4	4,3	3,0	11,3	6,7	5,2	11,9	14,8	100
Østersøen	5,0	5,6	7,8	8,5	14,7	7,0	15,8	6,5	5,3	5,7	8,2	9,7	100
Total	8,4	9,4	9,5	7,6	7,8	6,9	6,7	6,6	6,1	7,3	12,5	11,1	100
Kvartalsfordeling	27,3			22,3			19,4			30,9			

Tabel 2.7 Månedstilførsel af BOD₅ til marine kystafsnit i tons

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	398	575	440	354	336	285	216	192	188	316	645	598	4544
Skagerrak	333	261	180	139	191	114	82	83	87	158	288	209	2125
Kattegat	1196	1365	1426	1357	1454	1010	691	641	618	737	1129	1367	12991
Nordlige Bælt.	88	170	178	171	183	122	120	144	102	110	183	209	1782
Lillebælt	172	242	232	219	211	181	154	148	133	163	291	282	2429
Storebælt	657	876	1194	1401	1098	766	650	660	590	602	970	1295	10761
Øresund	452	562	610	638	732	579	524	454	428	372	498	541	6390
Sydlig Bælthav	7	5	21	20	21	13	4	12	7	6	21	27	162
Østersøen	76	134	212	210	101	64	47	41	48	53	81	91	1159
Total	3380	4191	4493	4509	4328	3134	2489	2375	2202	2517	4106	4620	42343

Tabel 2.8 Månedstilførsel af i % af total BOD₅ til marine kystafsnit

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	8,8	12,7	9,7	7,8	7,4	6,3	4,8	4,2	4,1	7	14,2	13,2	100
Skagerrak	15,6	12,3	8,5	6,6	9	5,4	3,9	3,9	4,1	7,4	13,5	9,9	100
Kattegat	9,2	10,5	11	10,4	11,2	7,8	5,3	4,9	4,8	5,7	8,7	10,5	100
Nordlige Bælt.	5	9,6	10	9,6	10,3	6,8	6,8	8,1	5,7	6,2	10,3	11,7	100
Lillebælt	7,1	10	9,5	9	8,7	7,5	6,3	6,1	5,5	6,7	12	11,6	100
Storebælt	6,1	8,1	11,1	13	10,2	7,1	6	6,1	5,5	5,6	9	12	100
Øresund	7,1	8,8	9,5	10	11,5	9,1	8,2	7,1	6,7	5,8	7,8	8,5	100
Sydlig Bælthav	4,2	3	12,8	12,1	13	8	2,3	7,6	4,2	3,6	12,8	16,4	100
Østersøen	6,6	11,5	18,3	18,1	8,7	5,6	4	3,6	4,2	4,6	7	7,8	100
Total	8	9,9	10,6	10,6	10,2	7,4	5,9	5,6	5,2	5,9	9,7	10,9	100
Kvartalsfordeling	28,5			28,2			16,7			26,5			

Tabel 2.9 % NO₂₃-N total N transport

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	81,3	76,5	80,4	82,7	81,6	80,7	78,7	78,0	77,6	78,6	85,9	82,9	81,8
Skagerrak	76,4	80,9	67,2	74,0	80,5	82,0	83,3	87,4	83,5	76,9	79,3	89,2	80,0
Kattegat	77,3	76,6	77,9	77,6	75,3	71,5	73,0	71,0	79,4	79,3	83,6	83,2	78,3
Nordlige Bælt.	78,3	75,6	78,5	77,2	64,4	66,2	67,0	63,7	66,8	68,0	87,8	97,9	84,0
Lillebælt	82,7	84,9	80,8	78,0	70,1	71,4	72,5	68,2	72,9	69,5	84,8	93,3	82,9
Storebælt	64,7	64,0	67,6	65,0	62,6	59,8	66,6	72,4	73,7	74,4	83,2	83,1	73,8
Øresund	90,7	90,0	82,2	83,5	89,3	88,3	89,1	89,1	90,2	91,2	89,8	89,3	88,5
Sydlig Bælthav	76,2	72,2	88,9	93,0	69,3	70,6	84,8	70,8	73,2	73,0	89,9	99,4	91,6
Østersøen	84,9	83,6	86,6	89,2	90,4	85,9	93,0	91,4	89,2	87,8	89,1	90,4	89,2
Total	79,1	77,7	75,5	74,9	69,8	75,9	75,0	76,1	80,6	82,6	91,1	87,6	81,2

Tabel 2.10 % PO₄_P af total P transport

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	23,8	26,9	27,6	31,2	36,8	37,7	41,2	45,6	49,8	34,6	27,1	30,3	31,3
Skagerrak	37,7	54,9	50,1	57,4	54,7	63,5	70,1	76,0	74,5	48,4	35,7	28,7	48,0
Kattegat	48,3	43,1	38,1	37,3	37,8	42,4	56,4	66,0	72,3	65,7	52,8	55,2	50,2
Nordlige Bælt.	68,5	58,1	56,8	54,7	50,4	59,6	60,8	62,1	63,6	56,6	51,1	47,7	56,2
Lillebælt	56,0	55,5	55,5	59,3	61,8	68,0	67,5	70,9	68,2	60,9	41,4	53,9	57,2
Storebælt	67,2	75,1	53,4	52,9	68,4	68,5	74,8	72,4	71,0	72,0	56,2	41,8	61,6
Øresund	89,1	88,3	87,7	87,5	88,0	88,8	90,2	90,2	89,6	90,3	88,5	88,4	87,4
Sydlig Bælthav	82,4	82,4	70,6	68,5	59,0	73,8	88,0	89,2	86,4	88,1	73,3	55,5	73,6
Østersøen	79,5	73,3	68,1	68,0	57,2	83,2	49,7	85,8	85,0	86,5	72,7	63,2	68,5
Total	54,7	53,8	51,2	53,9	54,1	59,6	63,1	69,0	72,1	64,8	50,5	52,5	56,8

Tabel 2.11 Vandføringsvægtet TN-koncentration (mg/l)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	3,8	4,0	3,8	3,3	2,9	3,0	3,0	2,9	3,1	4,0	6,5	5,8	4,3
Skagerrak	5,9	6,0	6,4	5,8	5,0	5,3	4,9	5,0	4,9	5,8	10,6	8,2	6,9
Kattegat	6,1	5,8	6,1	5,5	5,3	4,6	4,7	4,5	4,5	5,3	5,9	5,7	5,5
Nordlige Bælt.	5,9	6,9	6,3	5,4	4,6	5,4	6,0	5,6	5,1	4,9	11,2	15,0	8,2
Lillebælt	7,0	6,6	6,2	5,8	5,4	5,4	5,9	6,0	5,9	6,0	7,8	9,1	7,0
Storebælt	9,0	9,6	8,0	6,8	5,9	6,2	8,7	9,2	9,4	8,7	8,9	10,5	8,6
Øresund	24,3	18,0	15,9	20,2	19,8	24,2	31,5	45,2	41,9	40,3	21,9	19,2	23,4
Sydlig Bælthav	9,2	9,4	9,2	10,0	6,6	6,8	16,2	9,3	6,3	7,7	10,3	12,3	10,3
Østersøen	10,3	12,1	10,8	8,6	11,4	9,0	6,0	14,7	16,8	10,7	10,1	10,9	10,0
Total	5,7	5,7	5,8	5,3	5,2	4,7	4,9	4,8	4,8	5,4	7,1	7,4	5,9

Tabel 2.12 Vandføringsvægtet TP-koncentration (mg/l)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	0,115	0,141	0,122	0,086	0,081	0,101	0,099	0,095	0,080	0,098	0,118	0,099	0,106
Skagerrak	0,413	0,211	0,280	0,225	0,233	0,312	0,378	0,309	0,303	0,317	0,220	0,341	0,281
Kattegat	0,169	0,181	0,184	0,168	0,167	0,204	0,208	0,224	0,189	0,188	0,149	0,136	0,174
Nordlige Bælt.	0,249	0,332	0,215	0,200	0,334	0,436	0,552	0,628	0,494	0,402	0,289	0,252	0,314
Lillebælt	0,348	0,354	0,265	0,254	0,324	0,438	0,495	0,513	0,521	0,433	0,268	0,192	0,310
Storebælt	0,776	0,693	0,397	0,375	0,527	0,672	1,183	1,496	1,334	0,983	0,403	0,327	0,528
Øresund	3,531	2,572	2,092	2,777	2,811	3,768	5,031	7,246	6,576	6,257	3,012	2,453	3,399
Sydlig Bælthav	1,107	1,240	0,441	0,354	0,834	1,116	3,479	6,430	2,598	1,438	0,371	0,258	0,551
Østersøen	0,393	0,896	0,433	0,257	0,303	0,859	0,565	3,149	3,305	1,227	0,257	0,225	0,420
Total	0,240	0,257	0,239	0,220	0,235	0,300	0,342	0,363	0,315	0,272	0,201	0,188	0,245

Tabel 2.13 Vandføringsvægtet BOD₅-koncentration (mg/l)

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	1,6	2,2	1,7	1,6	1,7	1,8	1,6	1,5	1,3	1,5	1,4	1,4	1,6
Skagerrak	14,5	10,3	10,7	8,3	7,9	9,2	9,5	8,6	8	8,6	5,6	7,4	8,7
Kattegat	3,6	4,2	4,5	4,8	4,8	4,7	3,9	3,6	3,4	3,1	2,3	3,3	3,8
Nordlige Bælt.	3,5	4,8	3,5	4,8	7,4	7,3	8,4	9,2	6,5	5,3	3,2	3,2	4,7
Lillebælt	4,9	5,1	3,7	4,7	6	7,3	7,1	6,6	6,2	5,3	2,5	2,5	4,2
Storebælt	37,5	35,6	21,6	30,1	41,3	41,9	61,6	76	64,4	49,6	18,7	14,2	28,9
Øresund	41,6	37,4	33	46,6	52,5	55,8	68,1	86,3	75,5	62,7	39,3	34,7	47,3
Sydlig Bælthav	8,1	8	3,8	4,7	15	21,3	27,8	44,3	16,6	10,3	4,1	2,9	5,7
Østersøen	8,7	31,3	17,3	9,3	3,1	11,6	2,4	29,2	43,8	16,9	3,7	3,1	7,1
Total	4,8	5,7	5,6	6,5	6,5	6,8	6,3	6,5	5,7	4,7	3,3	3,9	5,2

Sammenfatning af Danmarks Miljøundersøgelses nationale rapporter vedrørende resultaterne af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram

Kvælstoftilførsel til vandmiljøet

I 1996 var den samlede tilførsel af kvælstof med vandløb og direkte spildevandsudledninger til de kystnære vandområder 48.000 tons, hvilket er den lavest målte siden starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Den meget lille kvælstoftilførsel i 1996 skyldes primært den ringe nedbør og dermed lave vandafstrømning fra de dyrkede arealer til vandløbene. Ferskvandsafstrømningen var således i 1996 rekordlav og kun 58 % af gennemsnittet for perioden 1989-95.

I 1996 kom ca. 71% af den samlede landbaserede tilførsel fra dyrkningsbetingede tab fra landbrug, ca. 19% fra spildevand udledt til vandløb og direkte til kystnære områder, mens det naturlige baggrundsbidrag udgjorde ca. 10%. Spildevandsudledningernes betydning for den samlede tilførsel var således relativ høj i 1996 på grund af den ringe vandafstrømning i vandløbene.

Vandmiljøet tilføres også kvælstof fra luften. For de fleste fjorde og kystnære områder er denne tilførsel af forholdsvis lille betydning i sammenligning med den landbaserede tilførsel, men den er til gengæld væsentlig for den samlede kvælstoftilførsel til de åbne farvande. Tilførslen fra luften er domineret af bidraget fra landbrug, der udgør ca. 70-80%. Den samlede kvælstoftilførsel fra luften til de danske farvande udgør ca. 100.000 tons år^{-1} , hvoraf det danske bidrag udgør ca. 16%.

På landsplan er den samlede tilførsel af handelsgødning faldet fra 392 mill. kg N i 1985 til 285 mill. kg N i 1996. Tilførsel af husdyrgødning er omtrent uændret i samme periode. Nettotilførslen af kvælstof, d.v.s. forskellen mellem tilført og høstet kvælstof, udgjorde 133 kg N ha^{-1} i 1985 og 99 kg N ha^{-1} i 1996, og er over hele perioden faldet med 19%.

Detaljerede undersøgelser i 6 landovervågningsoplande viser, at der i perioden 1990-96 er sket forbedringer i landbrugspraksis. Overgødskningen er mindsket, og handelsgødningsforbruget er reduceret, således at udnyttelsen af husdyrgødning er forbedret med ca. 15%-point. I 1996 blev minimumskravet til udnyttelse af husdyrgødning dog ikke opfyldt på ca. 40% af ejendommene, som anvendte husdyrgødning, og der blev overgødet på ca. 20% af arealet. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen er beregnet med en empirisk model. En beregning for alle markerne i oplandene for de 7 driftsår ved norma-

liseret klima viser en reduktion i udvaskningen på ca. 17% fra 1989/90 til 1995/96.

Udvaskningen af kvælstof fra landbrugsjord udgjorde i perioden 1989-96 mellem 80 og 90% af kvælstoftransporten i de fleste danske vandløb. En analyse af 55 vandløb, hvor der korrigeres for naturlige variationer i vandafstrømningen viser, at den korrigerede kvælstoftransport de sidste 4 år har været lavere end i de 4-5 foregående år. For vandløb på lerjord er kvælstoftransporten i de seneste 4 år også signifikant mindre end i den forudgående 15-års periode.

Modelberegningerne og målingerne viser, at Vandmiljøplanens reduktionsmål for kvælstof ikke er nået med de hidtidige tiltag. Hvis kravene til Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug vedrørende udnyttelse af husdyrgødning opfyldes, og hvis husdyrgødningen inden for de enkelte ejendomme fordeles optimalt, vil der ske en gennemsnitlig reduktion i udvaskningen på ca. 32% i forhold til 1989/90. Denne reduktion i udvaskningen forudsætter, at handelsgødningsforbruget reduceres med 42%. Scenarieregninger af en forøget anvendelse af græsudlæg og efterafgrøder, samt en 20%'s reduktion i gødningsnormerne peger på, at yderligere tiltag kan bringe udvaskningen ned på niveau med målet i Vandmiljøplanen.

Fosfortilførsel til vandmiljøet

I 1996 var den samlede tilførsel af fosfor med vandløb og direkte spildevandsudledninger til de kystnære vandområder 1970 tons, hvilket er den lavest målte siden starten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Det skyldes dels forbedret spildevandsrensning siden 1980'erne og dels meget ringe vandafstrømning i vandløbene i 1996.

I 1996 kom ca. 15% af den samlede landbaserede tilførsel fra dyrkningsbetingede tab fra landbrug, ca. 76% fra spildevand, mens det naturlige baggrundsbidrag udgjorde ca. 9%. Spildevandsudledningernes betydning for den samlede tilførsel var således høj i 1996 på grund af den ringe vandafstrømning i vandløbene.

Fosfordepositionen fra atmosfæren til De Indre Danske Farvande er estimeret til at være 280 tons P år⁻¹ eller 8 kg P km² år⁻¹. Dette svarer til 4% af den samlede fosfortilførsel fra afstrømning fra land og fra atmosfæren.

En analyse af 36 vandløb med lange tidsserier viser et fald i koncentrationen af total fosfor på i gennemsnit ca. 16% i perioden 1978-88 p.g.a. bedre spildevandsrensning. I perioden 1989-96 er der i vandløb, der fortrinsvis er belastet af diffuse fosforudledninger fra det åbne land, beregnet et fald på ca. 10%. Hovedårsagen til dette fald vurderes at være det øgede brug af fosfatfrie vaskemidler, som har reduceret udledningerne af fosfor fra spredt bebyggelse. I de spildevandsbelastede vandløb har faldet været noget større (ca. 28%).

Det diffuse tab af fosfor er nu i mange vandløb den største kilde til fosforforureningen, og koncentrationen af total fosfor er i de fleste danske vandløb stadigvæk over 0,1 mg P l⁻¹. En af grundene hertil er,

at der stadig tilføres danske landbrugsjorde mere fosfor end der fjernes med afgrøderne.

En væsentlig reduktion i vandløbenes fosfortransport kan kun ske ved at mindske de landbrugsrelaterede fosforudledninger. På sigt forudsætter dette, at jordens fosforindhold og dermed udvaskningsrisikoen fra landbrugsjorde, reduceres. Andre tiltag som omlægninger i jordbearbejdning og afgrødevalg på særligt erosionstruede marker, etablering af brede bræmmer langs vandløb og søer og af vådområder kan yderligere medvirke til at reducere fosfortilførslen til vandmiljøet.

Vandløbenes miljøtilstand

Der er i alt ca. 64.000 km danske vandløb. Hovedparten er små bække og grøfter, men godt 15.000 km vandløb er mere end 2,5 meter brede.

Vandløbenes miljøtilstand bedømmes ud fra forekomsten af insekter, krebsdyr og andre smådyr i vandløbene. Der anvendes et biologisk indeks, hvor indeksværdier på I, I-II og II viser, at den biologiske tilstand er upåvirket eller næsten upåvirket, indeks II-III viser en moderat påvirkning, mens der i vandløb med indeksværdier på III, III-IV og IV er en stærk påvirkning af den biologiske tilstand.

Af de danske vandløb er 35-40% upåvirkede eller næsten upåvirkede, 30-40% er moderat påvirkede, mens 15-30% er stærkt påvirkede. Miljøtilstanden i små vandløb er generelt dårligere end i større vandløb.

En analyse af udviklingen i vandløbenes miljøtilstand over en længere periode vanskeliggøres af, at de anvendte metoder i amterne ikke er standardiserede. Det skønnes dog, at antallet af kraftigt påvirkede danske vandløb er blevet mere end halveret siden 1970'erne. Forbedringer i miljøtilstanden har siden 1989-90 været mest markant i de større vandløb. Større udbredelse af flere rentvandskrævende smådyr, samt en generel fremgang for ørred bekræfter den generelle forbedring af vandløbenes miljøtilstand.

På landsplan opfylder kun ca. 45% af vandløbene de politisk vedtagne målsætninger. De væsentligste årsager til de manglende målsætningsopfyldelser er udledninger af spildevand fra spredt bebyggelse, ringe fysisk variation i vandløbenes bundforhold og udledninger af okker. Hovedparten af de mange moderat påvirkede vandløb kan forbedres gennem indgreb over for spildevand fra spredt bebyggelse (især mindre vandløb), samt gennem forbedringer af de fysiske forhold. En del af disse vandløb forventes på denne måde at kunne opfylde målsætningen. Der findes dog en del vandløb, hvor potentialet for at opnå en god fysisk variation ikke er til stede, og hvor miljøtilstanden på sigt ikke kan blive bedre end moderat påvirket.

Søernes miljøtilstand

Mange danske søer er gennem det sidste århundrede forsvundet som følge af landbrugets og byernes udvikling. I dag findes der ca.

120.000 søer og damme i Danmark større end 100 m², heraf er 3187 større end 10.000 m².

Fosfortilførslen fra spildevand til søerne er blevet væsentligt reduceret gennem det sidste årti, men den samlede tilførsel er fortsat høj. Den væsentligste kilde til fosfortilførslen er i dag landbruget.

Miljøtilstanden i de danske søer afspejler den høje fosfortilførsel, som medfører mange planktonalger og uklart vand. Siden 1970'erne er antallet af søer med meget høje fosforkoncentrationer og meget uklart vand dog blevet færre, fordi fosfortilførslerne med spildevand er reduceret. Den fulde virkning heraf opnås dog ofte først efter årtiers forløb, når frigivelsen af tidligere tiders ophobet fosfor fra søernes sediment er klinget af. I perioden 1989 til 1996 er der sket en mindre forbedring af miljøtilstanden i omkring halvdelen af de 37 søer, der indgår i det nationale overvågningsprogram.

På landsplan opfylder kun ca. 34% af søerne de politisk vedtagne målsætninger. Scenarieregninger viser, at man kan opnå en mindre forbedring i tilstanden ved yderligere indgreb over for den resterende spildevandstilførsel til søerne, herunder den spredte bebyggelse. En væsentlig forbedring i de fleste søer forudsætter dog, at fosfortilførslen fra det dyrkede land reduceres

Miljøtilstand i fjorde og åbne farvande

Den ringe afstrømning fra landområderne i vinteren 1995/96 førte generelt til en meget lav belastning med kvælstof til de marine områder i 1996, og dermed til lave kvælstofkoncentrationer i vintermånederne. Fosforkoncentrationerne var i 1996 på niveau eller lavere end årene forud, og set over længere tid er der sket et markant fald i fosforkoncentrationerne.

Sammenfaldende med de lave næringsstofkoncentrationer blev der i 1996 registreret en markant lavere forekomst af planteplankton i forhold til årene forud. I tråd hermed blev der i stort set alle områder registreret en markant stigning i sigtdybden. I flere områder var primærproduktionen på niveau med det, der blev fundet i 1970'erne.

Udbredelsen af ålegræs og makroalger på lavt vand var i 1996 flere steder reduceret, formentlig som følge af isvinteren 1995/96. Til gengæld havde ålegræsset i flere åbne kystområder en øget maksimal dybdegrænse i 1996 sammenlignet med tidligere, formentlig som følge af den større sigtdybde.

Iltforholdene var i 1996 væsentligt bedre end tidligere, og i de områder, hvor der var iltsvind, var den arealmæssige udbredelse og varighed begrænset. Desuden forekom iltsvind generelt senere på sæsonen i 1996 end i de foregående år.

Året 1996 kan betragtes som "naturens eget store eksperiment", der viste, at hvis belastningen med kvælstof reduceres til det niveau som er forudsat i Vandmiljøplanen, får man under normale meteorologiske forhold en markant forbedring af miljøtilstanden i de danske farvande.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 413
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1996

- Nr. 179: Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Kaas, H. et al. 205 s., 150,00 kr.
- Nr. 180: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1995. By Kemp, K. et al. 55 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 181: Dansk Fauna Indeks. Test og modifikationer. Af Friberg, N. et al. 56 s., 50,00 kr.

1997

- Nr. 182: Livsbetingelserne for den vilde flora og fauna på braklagte arealer - En litteraturudredning. Af Mogenssen, B. et al. 165 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 183: Identification of Organic Colourants in Cosmetics by HPLC-Photodiode Array Detection. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Rastogi, S.C. et al. 233 pp., 80,00 DDK.
- Nr. 184: Forekomst af egern *Sciurus vulgaris* i skove under 20 ha. Et eksempel på fragmentering af landskabet i Århus Amt. Af Asferg, T. et al. 35 s., 45,00 kr.
- Nr. 185: Transport af suspenderet stof og fosfor i den nedre del af Skjern Å-systemet. Af Svendsen, L.M. et al. 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 186: Analyse af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand og slam. Intensivt måleprogram for miljøfremmede stoffer og hygiejnisk kvalitet i kommunalt spildevand. Af Vikelsøe, J., Nielsen, B. & Johansen, E. 61 s., 45,00 kr.
- Nr. 187: Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995. Med en vurdering af reservatbestemmelser. Af Laursen, K. & Salvig, J. 71 s., 55,00 kr.
- Nr. 188: Generation of Input Parameters for OSPM Calculations. Sensitivity Analysis of a Method Based on a Questionnaire. By Vignati, E. et al. 52 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 189: Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. Af Iversen, H.L. & Ovesen, N.B. 55 s., 50,00 kr.
- Nr. 190: Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Environment. Af Carlsen, L. et al. 82 pp., 45,00 kr.
- Nr. 191: Benzin i blodet. Kvalitativ del. ALTRANS. Af Jensen, M. 130 s., 100,00 kr.
- Nr. 192: Miljøbelastningen ved godstransport med lastbil og skib. Et projekt om Hovedstadsregionen. Af Nedergaard, K.D. & Maskell, P. 126 s., 100,00 kr.
- Nr. 193: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1996. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 96 s., 100,00 kr.
- Nr. 194: Control of Pesticides 1996. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Køppen, B. 26 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 195: Modelling the Atmospheric Nitrogen Deposition to Løgstør Bredning. Model Results for the Periods April 17 to 30 and August 7 to 19 1995. By Runge, E. et al. 49 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 196: Kontrol af indholdet af benzen og benzo(a)pyren i kul- og olieafledte stoffer. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 23 s., 40,00 kr.
- Nr. 197: Standardised Traffic Inputs for the Operational Street Pollution Model (OSPM). Af Jensen, S.S. 53 pp., 65,00 DKK.
- Nr. 198: Reduktion af CO₂-udslip gennem differentierede bilafgifter. Af Christensen, L. 56 s., 100,00 kr.
- Nr. 200: Benzin i blodet. Kvantitativ del. ALTRANS. Af Jensen, M. 139 s., 100,00 kr.
- Nr. 201: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1996/97 i Danmark. Af Clausager, I. 43 s., 35,00 kr.
- Nr. 202: Miljøundersøgelser ved Mestersvig 1996. Af Asmund, G., Riget, F. & Johansen, P. 30 s., 50,00 kr.
- Nr. 203: Rådyr, mus og selvforyngelse af bøg ved naturnær skovdrift. Af Olesen, C.R., Andersen, A.H. & Hansen, T.S. 60 s., 80,00 kr.
- Nr. 204: Spring Migration Strategies and Stopover Ecology of Pink-Footed Geese. Results of Field Work in Norway 1996. By Madsen, J. et al. 29 pp., 45,00 DKK.
- Nr. 205: Effects of Experimental Spills of Crude and Diesel Oil on Arctic Vegetation. A Long-Term Study on High Arctic Terrestrial Plant Communities in Jameson Land, Central East Greenland. By Bay, C. 44 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 206: Pesticider i drikkevand 1. Præstationsprøvning. Af Spliid, N.H. & Nyeland, B.A. 273 pp., 80,00 kr.
- Nr. 209: Effekt af Tunø Knob vindmøllepark på fuglelivet. Af Guillemette, M., Kyed Larsen, J. & Clausager, I. 31 s., 45,00 kr.