



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

NOVA 2003

# Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling

*Faglig rapport fra DMU, nr. 467*



*[Tom side]*



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

---

NOVA 2003

# Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling

*Faglig rapport fra DMU, nr. 467  
2003*

*Michael Bo Rasmussen (Red.)*

*Jesper Andersen (Red.)*

*Gunni Ærtebjerg*

*Jacob Carstensen*

*Dorte Krause-Jensen*

*Tina M. Greve*

*Jens Kjerulf, Petersen*

*Jørgen Hansen*

*Alf Josefson*

*Trine Christiansen*

*Niels Bering Ovesen*

*Carsten Ambelas Skjøth*

*Thomas Ellermann*

*Peter Henriksen*

*Stiig Markager*

*Ole Schou Hansen*

*Karsten Dahl*

*Henrik Fossing*

*Nils Risgaard-Petersen*

*Martin M. Larsen*

*Britta Pedersen*

*Ingela Dahllöf*

*Jakob Strand*

*Peter Bondo Christensen*

*Daniel Conley*

Danmarks Miljøundersøgelser

*Philip Axe*

SMHI

*Jean-Noël Druon*

EC-JRC

*Jens Würgler Hansen*

Ringkjøbing Amt

# Datablad

|  |   |
|--|---|
| Titel:   | Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling  |
| Undertitel:                                    | NOVA 2003   |
| Forfatter(e):                                  | Michael Bo Rasmussen <sup>1)</sup> , Jesper Andersen <sup>1)</sup> , Gunni Ærtebjerg <sup>1)</sup> , Jacob Carstensen <sup>1)</sup> , Philip Axe <sup>4)</sup> , Jean-Noël Druon <sup>5)</sup> , Dorte Krause-Jensen <sup>1)</sup> , Tina M. Greve <sup>1)</sup> , Jens Kjerulf Petersen <sup>1)</sup> , Jens Würglér Hansen <sup>6)</sup> , Jørgen Hansen <sup>1)</sup> , Alf Josefson <sup>1)</sup> , Trine Christiansen <sup>1)</sup> , Niels Bering Ovesen <sup>2)</sup> , Carsten Ambelas Skjøth <sup>3)</sup> , Thomas Ellermann <sup>3)</sup> , Peter Henriksen <sup>1)</sup> , Stiig Markager <sup>1)</sup> , Karsten Dahl <sup>1)</sup> , Henrik Fossing <sup>1)</sup> , Nils Risgaard-Petersen <sup>1)</sup> , Martin M. Larsen <sup>1)</sup> , Britta Pedersen <sup>1)</sup> , Ingela Dahllöf <sup>1)</sup> , Jakob Strand <sup>1)</sup> , Peter Bondo Christensen <sup>1)</sup> , Daniel Conley <sup>1)</sup>   |
| Afdeling(er):                                  | <sup>1)</sup> Afd. for Marin Økologi, <sup>2)</sup> Afd. for Ferskvandsøkologi, <sup>3)</sup> Afd. for Atmosfærisk Miljø, <sup>4)</sup> SMHI, <sup>5)</sup> EC-JRC, <sup>6)</sup> Ringkjøbing Amt   |
| Serietitel og nummer:                          | Faglig rapport fra DMU nr. 467  |
| Udgiver:                                       | Danmarks Miljøundersøgelser©<br>Miljøministeriet  |
| URL:   | <a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>   |
| Udgivelsestidspunkt:<br>Redaktionen afsluttet: | December 2003<br>November 2003; Kapitel 13 18. december 2003  |
| Faglig kommentering:<br>Databehandling:        | Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter<br>Ole Manscher, Afd. for Marin Økologi  |
| Finansiel støtte:                              | Ingen ekstern finansiering.   |
| Bedes citeret:                                 | Rasmussen, M.B., Andersen, J. (Eds.), Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Axe, P., Druon, J.-N., Krause-Jensen, D., Greve, T.M., Petersen, J.K., Hansen, J.W., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Christiansen, T., Ovesen, N.B., Ambelas Skjøth, C., Ellermann, T., Henriksen, P., Markager, S., Dahl, K., Fossing, H., Risgaard-Petersen, N., Larsen, M.M., Pedersen, B., Dahllöf, I., Strand, J., Christensen, P.B. & Conley, D. 2003: Marine områder 2002 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 106 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 467. <a href="http://faglige-rapporter.dmu.dk">http://faglige-rapporter.dmu.dk</a>  |
| Sammenfatning:                                 | Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.<br><br>I sensommeren og efteråret 2002 rantes de indre farvande af det hidtil alvorligste iltsvind. Som følge heraf forsvandt bundfaunaen i store områder af det nordlige Lillebælt samt i alle de dybe dele af det sydlige Lillebælt. De væsentligste årsager til iltsvindet var usædvanlig stor nedbør og dermed stor tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfæren. I de åbne indre farvande er vandet blevet klarere siden midten af 1980'erne, men i fjordene og i kystvandene er sigtddybden ikke steget siden 1993. Langs de åbne kyster voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens dybdegrænsen er blevet mindre i de indre og ydre dele af fjordene. På stenrevne i det åbne Kattegat er den samlede dækningsgrad af algevegetationen blevet signifikant ringere. Koncentrationen af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til "ubetydeligt til moderat forurenet". De danske fjorde og indre danske farvande var i 2002 forurenet med så høje koncentrationer af TBT, at det uvægerligt vil medføre effekter på marine organismer. Generelt var koncentrationen af PCB og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor der er fare for effekter på miljøet. Kun et fåtal af de undersøgte kystområder og åbne farvande opfyldte de fastsatte målsætninger i 2002. |
| Emneord:                                       | Vandmiljø, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, Vandmiljøplanen, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality   |
| Layout og korrektur:<br>Tegninger/fotos:       | Pia Nygaard Christensen<br>Tinna Christensen og Juana Jacobsen. Forsidefoto: Peter Bondo Christensen  |
| ISBN:<br>ISSN (elektronisk):<br>Sideantal:     | 87-7772-768-1<br>1600-0048<br>106   |
| Internet-version:                              | Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside<br><a href="http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR467.pdf">http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR467.pdf</a>   |
| Købes hos:                                     | Miljøministeriet<br>Frontlinien<br>Strandgade 29<br>1401 København K<br>Tlf.: 32 66 02 00<br><a href="mailto:frontlinien@frontlinien.dk">frontlinien@frontlinien.dk</a><br><a href="http://www.frontlinien.dk">www.frontlinien.dk</a>   |

# Indhold

Forord 5

English Summary 7

1 Indledning 9

## **Del 1 - Miljø- og naturtilstanden i året der gik 13**

2 Beskrivelse af hvordan 2002 afveg fra gennemsnitsår 13

## **Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturtilstanden 19**

Introduktion 19

3 Klimatiske forhold 20

4 Udvikling i landbaserede stoftilførsler 21

5 Nedfald fra atmosfæren 22

6 Retention og transport i fjorde 24

7 Andre forureningskilder og påvirkninger 26

8 Næringsstofkoncentrationer og ratio 28

9 Udvikling i plankton 32

10 Iltforhold 36

11 Udvikling i bundvegetation 38

12 Udvikling i bundfauna 44

13 Sedimentkemi 48

14 Tungmetaller i muslinger og fisk 50

15 Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk 52

16 Biologisk effektmonitoring af TBT 54

### **Del 3 – Tematisk rapportering 55**

Introduktion 55

17 Iltsvind i 2002 56

18 Strukturskift i Ringkøbing Fjord 64

19 Bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde og kystnære farvande – mønstre og regulerende faktorer 70

20 Regulering af ålegræssets dybdegrænse i tid og rum 78

### **Del 4 – Sammenfatning og konklusioner 87**

Introduktion 87

21 Tilstand og udvikling 88

22 Målsætningsopfyldelse 91

23 Konklusion 93

24 Ordliste 94

25 Hvor kan jeg læse mere? 100

26 Referencer 101

Danmarks Miljøundersøgelser

Tidligere rapporter fra DMU

# Forord

*Hvordan er miljøtilstanden i havet? Hvordan er iltsvindssituationen? Hvilke miljøfarlige stoffer påvirker de organismer, som lever i havet? Hvordan er udviklingen?*

Denne rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser om miljø- og naturtilstanden i de danske havområder forsøger at give svar på disse og mange andre spørgsmål. Svarene er baseret på den overvågning som finder sted i regi af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003 (kaldet NOVA-2003), der fra 1. januar 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som blev iværksat i efteråret 1988. Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen. 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 stoftilførslerne til vandmiljøet. Med NOVA-2003 er overvågningen udvidet til at omfatte vandmiljøets tilstand i bredeste forstand samt miljøfarlige stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljø- og naturpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelser opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: landovervågning, ferske vande, atmosfærisk nedfald til havet og marine områder.

Rapporten "Marine områder 2002. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på de regionale myndigheders data og rapportering fra overvågning af kystvande og fjorde samt på DMU's og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder. Rapporten forsøger at give en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i denne. Det må understreges, at der altid vil være lokale områder, hvor forholdene afviger fra det overordnede mønster. I de enkelte amsrappporter (se kapitlet *Hvor kan jeg læse mere?*) findes fyldestgørende beskrivelser af havmiljøet i lokalområderne.

Rapporten er opdelt i 4 dele:

**Del 1** "Miljø- og naturtilstanden i året der gik" indeholder korte afsnit, hvor der for en række udvalgte indikatorer beskrives hændelser, der adskiller sig fra normale mønstre. Fokus er i lighed

med rapporterne for 2000 og 2001 flyttet fra basale forklaringer på almindelige fænomener til beskrivelse af, hvad der måtte have været af usædvanlige observationer.

**Del 2** "Udviklingen i miljø- og naturtilstanden" beskriver udviklingen i de enkelte kvalitetselementer (indikatorer). Der er blevet fokuseret på at samle data i få og overskuelige indeks, som kan illustrere, hvorledes de enkelte indikatorer har udviklet sig gennem tiden. Udviklingen præsenteres i rå tal og er desuden korrigeret for klimatiske variationer. Denne del af årets rapport viderefører sidste års forsøg på at fjerne noget af den "støj", der måtte være forårsaget af naturlige variationer i de klimatiske forhold. Beskrivelser af de enkelte indeks og korrektionerne findes i *Bilag 1*, som er publiceret elektronisk sammen med nærværende rapport på net-adressen <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

**Del 3** "Tematisk rapportering" indeholder længere afsnit, hvor udvalgte problemstillinger er taget op til grundigere analyse. Årets 4 temaer omhandler:

- Iltsvind i 2002
- Strukturskift i Ringkøbing Fjord
- Bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde og kystnære områder
- Regulering af ålegræssets dybdegrænse

Det førstnævnte tema fokuserer på det ekstremt kraftige iltsvind i 2002 og gør i den forbindelse status for årsager, omfang og de økologiske konsekvenser. Det andet tema diskuterer ændringer i den biologiske struktur som følge af ændringer i saltholdigheden. De to sidstnævnte temaer er tænkt som en opfølgning af fjord-rapporten fra 1996 (Kaas et al. 1996).

**Del 4** "Sammenfatning og konklusioner" giver en kondenseret beskrivelse af tilstanden og udviklingen samt en kortfattet redegørelse for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt.

I årets rapport er Del 1 (året der gik) og i et vist omfang også Del 2 (udviklingsdel) forsøgt skrevet i et sprog, så de kan læses af personer med en almindelig interesse for miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Rapporten er desuden suppleret med en ordliste over fagudtryk og en oversigt over andre rapporter mv. om hav- og vandmiljøet i Danmark og landene omkring Østersøen og Nordsøen.

Rapporten 'Marine områder 2002 - Miljøtilstand og udvikling' er udarbejdet af en lang række af de

personer, som er tilknyttet Miljøministeriets Marine Fagdatacenter (M-FDC) ved Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Marin Økologi (MAR). Medarbejdere fra afdelingerne for hhv. atmosfærisk miljø (ATMI) og ferskvandsøkologi (FEVØ) bidrager til rapporten.

Desuden har en række 'eksterne' personer bidraget til rapporten. Philip Axe, Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI) og Jean-Noël Druon, EU Kommissionens forskningscenter (EC-JRC) har bidraget til temaet om iltsvind. Jens Würglér Hansen, Ringkøbing Amt deltaget har deltaget i udarbejdelsen af temaet om strukturskift i Ringkøbing Fjord.

English Summary er udarbejdet af Michael Bo Rasmussen, Anna Haxen og Daniel Conley. Forord, introduktionerne til del 2, 3 og 4 samt afsnittene 'Ordlister' og 'Hvor kan jeg læse mere?' er udarbejdet af Jesper H. Andersen og Michael Bo Rasmussen.

Mere detaljerede oplysninger om hvem der har skrevet de enkelte kapitler eller bidraget hertil, fremgår af oversigten til højre herfor.

Et udkast til rapport har været sendt i høring hos de øvrige involverede i det marine overvågningsprogram, dvs. amterne, Bornholms Regionskommune og Københavns Kommune samt hos Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og fagdatacenterne for Stofudvaskning fra Dyrkede Arealer, Grundvand, Ferskvand, Hydrometri, Luftkvalitet og Hydrologiske Punktkilder.

Rapporten har desuden været underkastet et eksternt fagligt review af Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, Roskilde Universitetscenter (RUC).

De indkomne bemærkninger til udkastet til rapporten er vurderet af M-FDC og er i stort omfang indarbejdet i den endelige rapport.

M-FDC ønsker at takke lektor, Ph.D. Benni W. Hansen, Institut for biologi og Kemi, RUC for faglig kommentering af rapporten. M-FDC takker desuden amterne og Københavns Kommune for i) en høj gennemførelsesprocent i forhold til det aftalte prøvetagningsprogram, ii) dataoverførsel, iii) rapportering, samt iv) kommentering af rapporten.

Endelig takkes Havkontoret i Miljøstyrelsen for at stille data om klapning, olieindsmurte fugle og udledninger mv. fra offshore-industrien til rådighed.

| Kapitel                                      | Forfatter(e)   |
|--|--|
| 1. Indledning                                | Jesper H. Andersen, MAR<br>Martin M. Larsen, MAR<br>Michael Bo Rasmussen, MAR                |
| <b>Del 1</b>                                 |  |
| 2. Året-der-gik                              | Michael Bo Rasmussen, MAR<br>Peter Bondo Christensen, MAR                                    |
| <b>Del 2</b>                                 |  |
| 3. Klimatiske forhold                        | Trine Christiansen, MAR  |
| 4. Stoftilførsler fra land                   | Niels Bering Ovesen, FEVØ  |
| 5. Nedfald fra atmosfæren                    | Thomas Ellermann, ATMI<br>Carsten Ambelas Skjøth, ATMI                                       |
| 6. Retention og transport i fjorde           | Trine Christiansen, MAR<br>Karin Gustafsson, MAR   |
| 7. Andre forureningskilder og påvirkninger   | Jesper H. Andersen, MAR  |
| 8. Næringsstofkoncentrationer og ratio       | Jacob Carstensen, MAR<br>Daniel Conley, MAR  |
| 9. Planteplankton                            | Peter Henriksen, MAR<br>Stiig Markager, MAR  |
| 10. Iltforhold                               | Gunni Ærtebjerg, MAR   |
| 11. Bundvegetation                           | Dorte Krause-Jensen, MAR<br>Karsten Dahl, MAR<br>Jacob Carstensen, MAR                       |
| 12. Bundfauna                                | Jørgen Hansen, MAR<br>Alf Josefson, MAR  |
| 13. Sedimentkemi (NPo)                       | Henrik Fossing, MAR<br>Nils Risgaard-Petersen, MAR   |
| 14. Tungmetaller i muslinger og fisk         | Martin M. Larsen, MAR<br>Britta Pedersen, MAR  |
| 15. Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk | Britta Pedersen, MAR<br>Martin M. Larsen, MAR<br>Ingela Dahllöf, MAR                         |
| 16. Effektmonitoring af TBT                  | Jakob Strand, MAR  |
| <b>Del 3</b>                                 |  |
| 17. Iltsvind og fiskedød i 2002              | Gunni Ærtebjerg, MAR<br>Jacob Carstensen, MAR<br>Philip Axe, SMHI<br>Jean-Noël Druon, EC-JRC |
| 18. Strukturskift i Ringkøbing Fjord         | Jens Kjerulf Petersen, MAR<br>Jens Würglér Hansen, RA<br>Daniel Conley, MAR                  |
| 19. Bundfaunaens artsrigdom                  | Alf Josefson, MAR<br>Jørgen Hansen, MAR  |
| 20. Regulering af ålegræs                    | Tina M. Greve, MAR<br>Dorte Krause-Jensen, MAR   |
| <b>Del 4</b>                                 |  |
| 21. Tilstand og udvikling                    | Michael Bo Rasmussen, MAR  |
| 22. Målsætningsopfyldelse                    | Jesper H. Andersen, MAR  |
| 23. Konklusioner                             | Michael Bo Rasmussen, MAR  |
| Bilag 1                                      | Jacob Carstensen, MAR  |
| Bilag 2                                      | Stiig Markager, MAR  |
| Bilag 3                                      | Niels Bering Ovesen, FEVØ  |
| Bilag 4                                      | Dorte Krause-Jensen, MAR   |
| Bilag 5                                      | Jørgen Hansen, MAR<br>Alf Josefson, MAR  |



# English Summary

The established criteria were met by few of the coastal areas and open waters investigated in 2002. Nutrient loads were too high, leading to occasional blooms of planktonic algae and undesirable growth of annual macroalgae associated with eutrophication. Many perennial benthic plants were absent due to shading, and severe oxygen depletion was seen in several areas. Furthermore, TBT was found in several areas, and the level of xenobiotic compounds was one of the reasons that these areas failed to meet the criteria in 2002. Nutrient loading to the Danish marine waters must be reduced if we are to achieve permanent improvements in environmental conditions. The load of nitrogen particularly needs to be reduced, but measures must be taken against phosphorus as well. In certain water bodies TBT and other environmentally hazardous substances constitute a great problem that must be dealt with. The nationwide status of the marine environment can be summarised as follows.

## Year 2002

The year 2002 was a remarkable year in many ways. The annual mean temperature of 9.2°C measured in Denmark was 1.5°C degrees higher than average compared with 1961-1990, making this the second warmest year since 1874 (together with 1934 and 1989). The precipitation of 867 mm measured in 2002 was the third highest observed since nation-wide measurements began in 1920. Incident light in June, August and September was above normal. In the period July-December the predominant wind direction was easterly or southerly and, accordingly, wind velocities were low. These weather conditions may in part explain the extent of the oxygen depletion that occurred in autumn.

## Nutrient loading

The nitrogen load to marine coastal areas in 2002 was 27% larger than in 2001. The corresponding phosphorus load was 18% larger. Agriculture accounted for 81% and 42%, respectively, of the Danish contributions of nitrogen and phosphorus. When variations in run-off are taken into account, nitrogen and phosphorus loads to estuaries and coastal waters have decreased since 1989 by 40% and 75%, respectively. However, in the case of nitrogen the development in total nutrient load measured in tons without regard to run-off shows no significant decreasing trend from 1989 to 2002. The deposition of nitrogen from the atmosphere to Danish waters is estimated to have decreased around 15% since 1989.

## Nutrient concentrations

In 2002 nutrient levels in estuaries and coastal areas were 10-25% lower than in 1989-2001 despite the fact that freshwater run-off was 30% above normal compared with 1971-2000.

## Effects of nutrient loading

From the early 1980s to 1993 water transparency has increased in estuaries and coastal areas, but since 1993 there has been no change in secchi depth even though chlorophyll concentrations have continued to decrease. In the open parts of the inner Danish waters, secchi depths have increased since the mid-1980s, and chlorophyll concentrations have decreased accordingly. Primary production was high in 2002, similar to values from the 1980s, while having been lower most of the 1990s. Bottom-water oxygen contents in the months of July-November have decreased significantly through the past 20 and 25 years in the estuaries of eastern Jutland and Funen, respectively, and in the waters surrounding the southern Funen islands. Likewise, in the open parts of the inner Danish waters and in the Arkona Sea oxygen contents are significantly lower than in the late 1960s and 1970s. In late summer and autumn 2002 the inner Danish waters underwent the severest oxygen depletion seen in this area. In all, 20,500 km<sup>2</sup> of seafloor was affected, corresponding to 47% of the total area of the inner Danish waters, including adjacent estuaries. As a result of oxygen depletion benthic fauna disappeared from large areas of the Little Belt to the north and in deep parts of the Little Belt to the south. Along open coasts eelgrass occurred at the same depths as in the preceding year, while the depth limit has decreased in inner and outer parts of the estuaries. Percent cover of algae associated with eutrophication has decreased since 1994 along open coastlines, but is unchanged in estuaries. At the stone reefs in open-water areas of the Kattegat percent cover of algal vegetation in 2002 was significantly lower than average compared with the period 1994-2001.

## Heavy metals and xenobiotics

Concentrations of heavy metals found in bivalves in 2002 corresponded to "insignificant or moderate pollution". Elevated concentrations of mercury were seen in the western part of the Limfjorden, and elevated nickel and copper values were found in the bivalve species *Mya arenaria* in Ringkøbing Fjord. The concentrations of TBT found in Danish estuaries and inner waters in 2002 were so high that effects on marine organisms are inevitable. The occurrence of imposex and intersex in sea snails continues to be widespread in 2002. The problem was greatest in harbours where, as ex-

pected, TBT levels were highest. In many coastal areas the common whelk exhibited high levels of imposex, but effects were also seen in open waters in the case of sensitive species. Concentrations of PCB and other chlorinated substances were high enough to pose a threat to the environment.

# 1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøhandlingsplan I. Baggrunden var det voldsomme iltsvind i starten af 1980'erne, specielt i 1981 og 1986. Formålet med planen var at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslerne af kvælstof og fosfor i form af næringssalte og organisk stof. For kvælstofs vedkommende blev det besluttet at halvere de samlede tilførsler fra landbrug (markbidrag = udvaskning af gødning fra markerne og gårdbidrag = udsivning og udslip af gylle fra gårdene), spildevandsrensningsanlæg og industrier set i forhold til tilførslen i midten af 1980'erne. For fosfor blev det tilsvarende besluttet at reducere de samlede tilførsler med 80%, hvor landbrugsdelen dog alene omfattede gårdbidraget, da der var usikkerhed om omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne.

For at følge effekterne af disse tiltag vedtog Folketinget, at der samtidig skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer), der i særlig grad mentes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997, og resultaterne herfra viste, at de variable, man havde valgt i overvågningsprogrammet, generelt var gode til at beskrive betydningen af kvælstof og fosfor for vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I. Indholdet fra det gamle overvågningsprogram er i hovedtræk blevet videreført i det nye overvågningsprogram (kaldet NOVA-2003), som blev iværksat i 1998 (Miljøstyrelsen 2000). I NOVA-programmet er der dog foretaget en række justeringer af den måde, hvorpå de enkelte variable måles, og nye variable er blevet tilføjet. Dette er sket dels på baggrund af erfaringerne fra det gamle måleprogram og dels på baggrund af den nyeste forskning, herunder resultater fra Havforskningsprogram 90 og Det Strategiske Miljøforskningsprogram. Der var desuden opstået den erkendelse, at der var behov for at kende de miljøfarlige stoffers og tungmetallernes forekomst og skæbne i vandmiljøet. Disse stoffer blev derfor også en del af NOVA-2003.

## Formålet med overvågningen

Formålet med overvågningen af havet er:

- at følge udviklingen i de fysiske-kemiske forhold, herunder hydrografiske forhold og iltsvind,
- at følge udviklingen i forekomst og koncentration af næringsstoffer i vandfase og i sediment,
- at følge udviklingen i biologiske forhold,
- at opgøre transporterne af vand- og næringsstoffer i de danske farvande,

- at opgøre forekomst og koncentration i vandfase, sediment og biota af miljøfarlige stoffer og tungmetaller, og
- at vurdere biologiske effekter af udvalgte miljøfarlige stoffer og tungmetaller.

## Områder og prøvetagningsprogram

I NOVA-2003 er målestationerne i kystområderne opdelt i "repræsentative områder" og "typeområder", mens stationer i de åbne farvande er opdelt i "intensivstationer", "bøjestationer" og "ekstensivstationer". Overvågning finder i perioden 1998-2003 sted i eller på:

- 6 typeområder,
- 32 repræsentative fjord- og kystområder,
- 17 områder til overvågning af miljøfarlige stoffer,
- 16 marine intensivstationer og 6 bøjestationer,
- 26 pelagiske ekstensivstationer i de indre danske farvande og 50 ekstensivstationer i Nordsøen og Skagerrak,
- 126 bundfaunastationer i de indre farvande
- 9 stenrev, hvor vegetationen overvåges.

Overvågning i de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er koncentreret om følgende 4 overordnede elementer: i) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, ii) fysiske og kemiske forhold i sedimenter, iii) hydrografi og massebalance og iv) biologiske forhold. Overvågningen af miljøfarlige stoffer og tungmetaller finder sted i både vandfasen, sedimenter og biota. Tabel 1.1 indeholder oplysninger om parametre og område- og stationstyper, som ligger til grund for årets rapport. Af Figur 1.1A, B og C kan det ses, hvor de forskellige områder og stationer er placeret, samt hvilke parametre der er målt.

## Dataoverførsel og rapportering

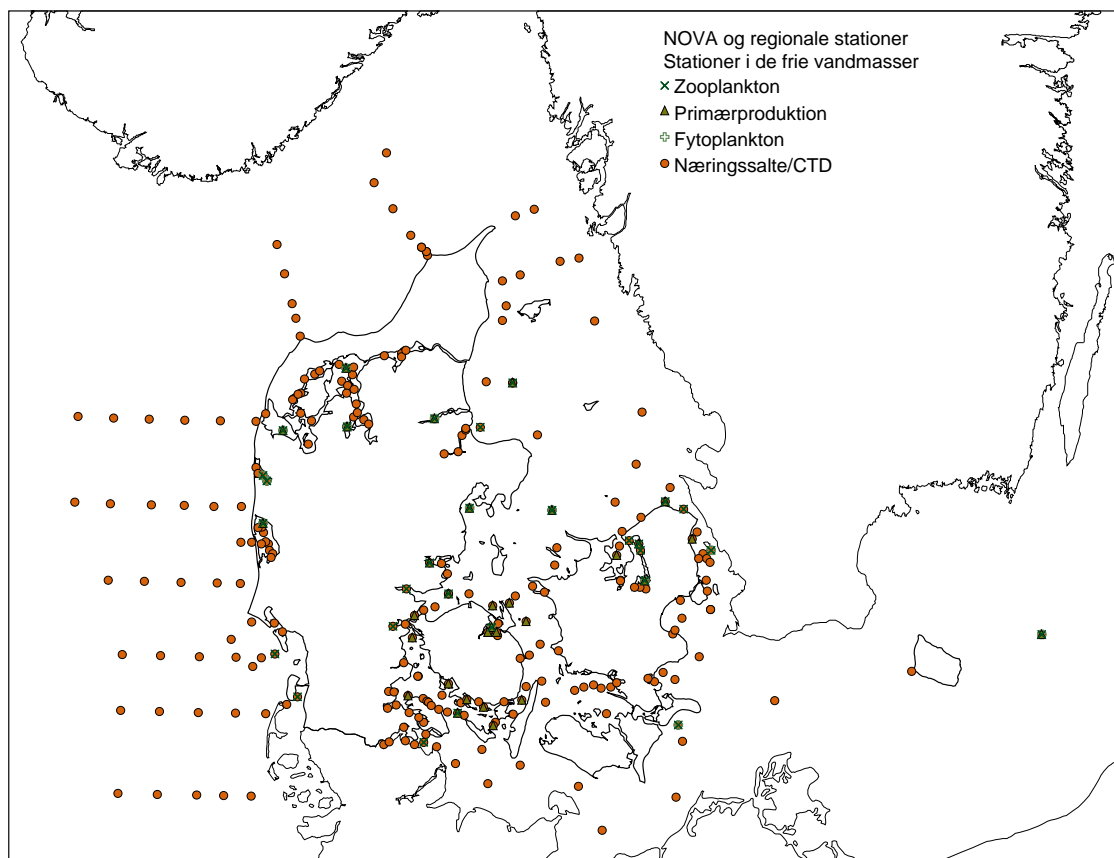
Data fra de af amterne gennemførte undersøgelser skal som udgangspunkt være indberettet til Det Marine Fagdatacenter (M-FDC) den 1. juni. M-FDC har indgået en række frivillige aftaler med amterne om tidligere og løbende overførsel af data. Disse aftaler har betydet, at hovedparten af data har været overført, kvalitetssikret og indlagt i M-FDC's database (MADS) i god tid inden den 1. juni.

Data vurderes og rapporteres på 3 niveauer:

- amterne rapporterer særskilt resultaterne af den gennemførte overvågning – se afsnittet 'Hvor kan jeg læse mere?',
- der udarbejdes en sammenfattende landsdækkende havrapport om tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene i de danske farvande,

Tabel 1.1. Oversigt over antal stationer, hvorfra der er anvendt data i vurderingen af miljøtilstanden i 2001. Områdedetyperne refererer til programbeskrivelsen (Miljøstyrelsen 2000). M & T angiver amternes stationer for miljøfarlige stoffer og tungmetaller. # angiver NOVA bundfaunaområder.

|  | Område- og stationstyper   |                |       |                           |           |         |             |
|--|----------------------------|----------------|-------|---------------------------|-----------|---------|-------------|
|  | Fjorde og bugter (områder) |                |       | Åbne farvande (stationer) |           |         | I alt       |
|  | Type                       | Repræsentative | M & T | Intensiv                  | Ekstensiv | Stenrev |             |
| <i>Fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen</i> |                            |                |       |                           |           |         |             |
| • Profilmålinger                               | 19                         | 37             |       | 16                        |           |         | 72          |
| • Næringsstoffer                               | 16                         | 42             |       | 16                        | 83        |         | 157         |
| • Sigtdybde                                    | 19                         | 32             |       | 14                        |           |         | 65          |
| • Iltkoncentration                             | 14                         | 17             |       | 6                         |           |         | 37          |
| • Miljøfarlige stoffer og tungmetaller         |                            |                | 17    |                           |           |         | 17          |
| <i>Fysiske og kemiske forhold i sediment</i>   |                            |                |       |                           |           |         |             |
| • Ilt  | 17                         |                |       |                           |           |         | 17          |
| • Svovlbrintebufferkapacitet                   | 17                         | 16             |       | 2                         |           |         | 35          |
| • Næringsstofflux                              | 17                         |                |       |                           |           |         | 17          |
| • Miljøfarlige stoffer og metaller             |                            |                | 29    |                           | 19        |         | 48          |
| <i>Hydrografi</i>                              |                            |                |       |                           |           |         |             |
| • Vand- og stoftransport                       | 6                          | 3              |       | 3 snit                    |           |         | 9 (+3 snit) |
| <i>Biologiske forhold</i>                      |                            |                |       |                           |           |         |             |
| • Primærproduktion                             | 9                          | 6              |       | 7                         |           |         | 22          |
| • Planteplankton                               | 6                          | 8              |       | 4                         | 1         |         | 19          |
| • Dyreplankton                                 | 4                          |                |       |                           |           |         | 4           |
| • Bundplanter                                  | 15                         | 143            |       |                           |           | 8       | 166         |
| • Bundlevende dyr                              |                            |                |       |                           |           |         |             |
| • blødbundsfauna                               | 4 #                        | 17 #           |       |                           | 22        |         | 43          |
| • miljøfarlige stoffer og metaller             |                            | 20             |       |                           | 2         |         | 22          |
| • imposex hos snegle                           |                            | 24             |       |                           | 19        |         | 43          |



Figur 1.1A. Pelagiske prøvetagningsstationer og områder, som er anvendt i denne rapport.

- de overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning 'Vandmiljø 2003' (Andersen et al. 2003).

### Formålet med rapporteringen

Dette års landsdækkende havrapport har til formål: i) at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, ii) at gøre rede for transporterne af næringsstoffer i de danske farvande og iii) at vurdere, om de fastsatte kvalitetsmål for vandmiljøet er opfyldt.

At beskrive tilstand og udvikling er efterhånden rutine. Sådanne vurderinger er udarbejdet hvert eneste år siden 1990. Indikatorerne for den aktuelle tilstand og udviklingen heri har i stort omfang været de samme gennem årene, da de hver som er vurderet at have den fornødne robusthed. Indikatorerne fokuserer på forekomst og effekter af forurenende stoffer, først og fremmest på næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

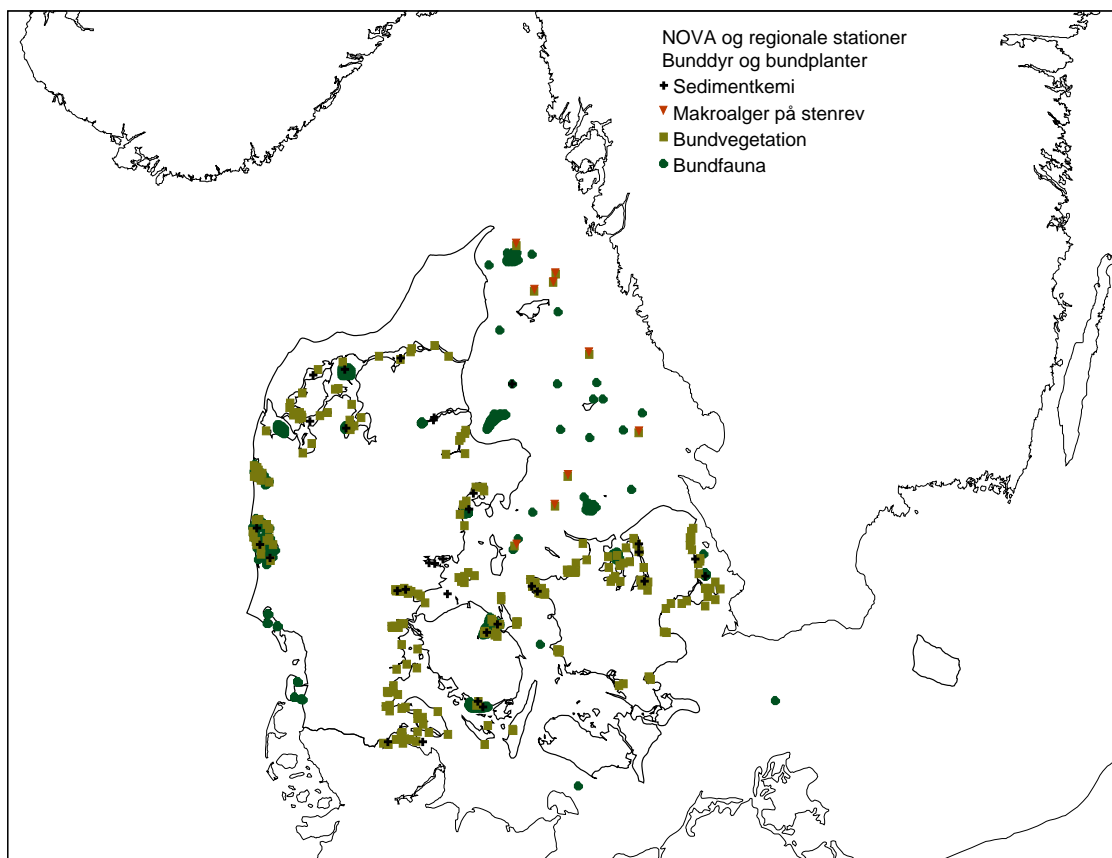
Udvekslingen af vand og stof med de havområder, som grænser op til Danmark er vigtig for at forstå betydningen af lokale kilder og eksterne kilder. I regi af NOVA-programmet har der i perioden 1998-2001 været udført beregninger af vand- og stoftransporterne i de danske farvande. Denne

aktivitet er imidlertid bragt til ophør i 2002 som følge af besparelser. Det har den umiddelbare konsekvens at årets rapport alene indeholder en kortfattet beskrivelse af vandtransporterne (se afsnit xx *Iltsvind i 2002*). De detaljerede beregninger af stoftransporterne mv. forventes genoptaget fra og med 2004 som en del af NOVANA-programmet. Fokus vil først og fremmest være på de enkelte år i NOVANA-programmet (2004-2009), men der arbejdes på at 'genberegne' alle NOVA-år.

Det er selvsagt vigtigt at vide om udviklingen går i den rigtige retning eller ej. Det er imidlertid lige så vigtigt at vide om de politisk fastsatte mål for miljøkvaliteten er opfyldt eller ej og om miljøtilstanden er langt fra de fastsatte mål. Årets havrapport indeholder derfor en samlet oversigt over opfyldelsen af de regionale myndigheders målsætningerne i de forskellige kystvande. En tilsvarende vurdering er udarbejdet for de åbne farvande.

### Hvor kan jeg læse mere?

Denne rapport sammenfatter marine overvågningsaktiviteter som udregnet som årlige udgifter løber op i mere end 60 mio. kr. En rapport på ca. 100 sider kan derfor af gode grunde ikke indeholde al den indsamlede information. Den interesse-rede læser er derfor henvist til andre kilder (se kapitel 25 *Andre NOVA-rapporter*).



Figur 1.1B. Benthiske prøvetagningsstationer og områder, som er anvendt i denne rapport.

Læsere som ønsker mere populær information om havmiljøet i Danmark kan med fordel læse følgende tema-rapporter og pjecer:

- Christensen m.fl. 2002. Stofomsætning i havbunden. Temarapport fra DMU, nr. 42/2002.
- Dahl m.fl. 2003. Stenrev – havbundens oaser. MiljøBiblioteket 2. Danmarks Miljøundersøgelser og G.E.C. Gads Forlag.
- Foverskov m.fl. 1999. Bundmaling til skibe – et miljøproblem. Temarapport fra DMU, nr. 30/1999.
- Kaas m.fl. 1999. Giftige alger og algeopblomstringer. Temarapport fra DMU, nr. 27/1999.
- Miljøstyrelsen 2000: På vej mod et renere havmiljø. Miljøtema.
- Nielsen & Hansen 1999. Dyreplankton i danske farvande. Temarapport fra DMU, nr. 28/1999.

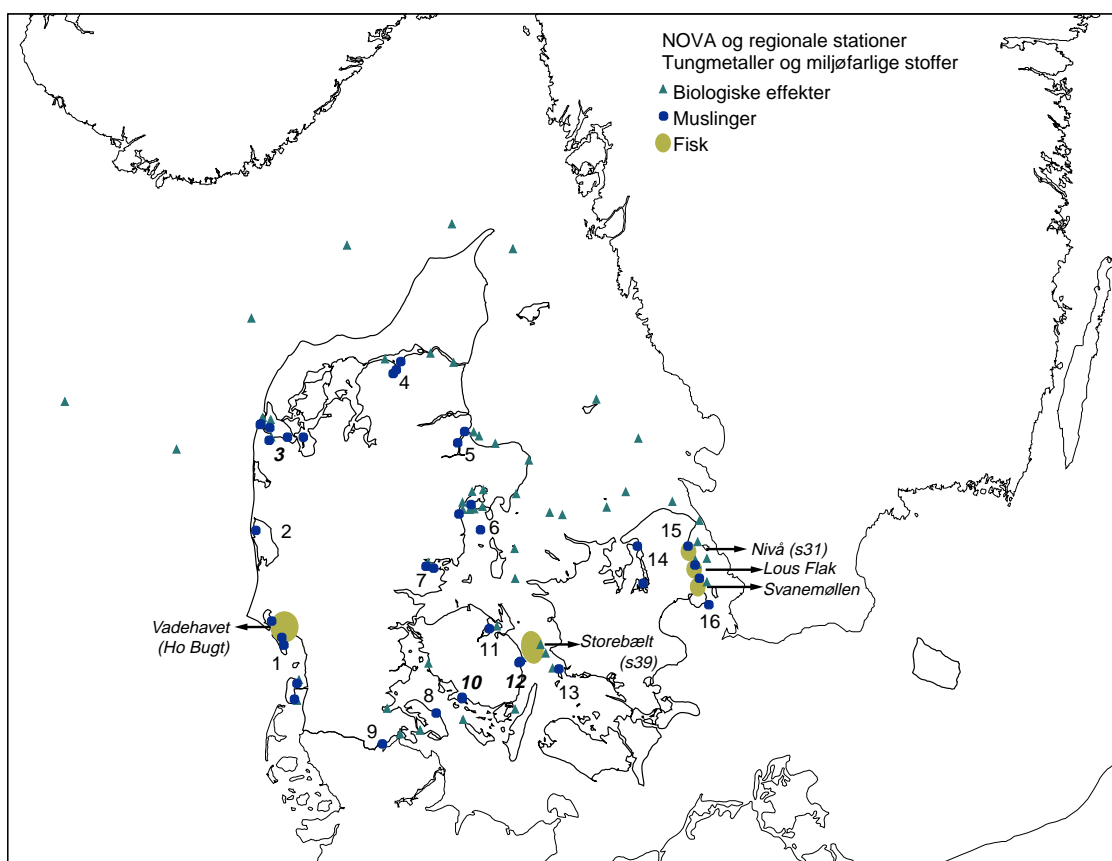
Følgende sammenfattende faglige rapporter og bøger om havmiljøet kan anbefales:

- Fyns Amt 2000. Fyns Vandmiljø – status over 25 år indsats og resultater.
- HELCOM 2001. 4th Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic

Sea 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No 82. Helsinki Commission.

- HELCOM 2003. The Baltic Marine Environment 1999-2002. Baltic sea Environment Proceedings No 87. Helsinki Commission.
- HELCOM 2003. The 2002 Oxygen Depletion Event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic. Baltic Sea Environment Proceedings No 90. Helsinki Commission.
- OSPAR 2000. Quality Status Report, Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission.
- Rabalais & Turner 2001. Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58. AGU, Washington, D.C.
- Ærtebjerg, Andersen & Hansen 2003. Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute.

En oversigt over nyttige links til netsteder om miljø- og naturforhold i de danske og i de tilstødende farvande findes i kapitel 25.



Figur 1.1C. Prøvetagningsstationer og områder, hvor tungmetaller og miljøfarlige stoffer overvåges. Tallene angiver områdenumre, se Kapitel 14 og 15.

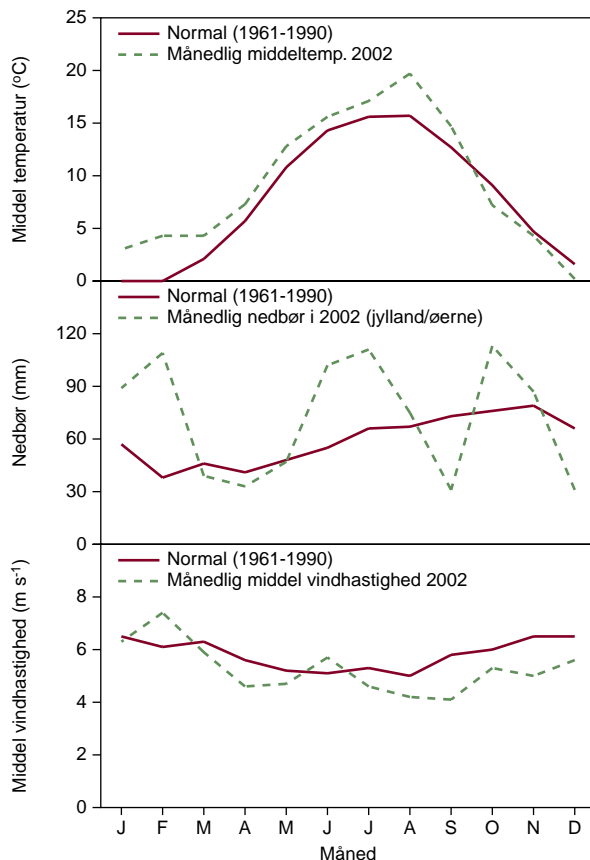
# Del 1 - Miljø- og naturtilstanden i året der gik

## 2 Beskrivelse af hvordan 2002 afveg fra gennemsnitsår

Den mest markante begivenhed i 2002 fandt sted fra slutningen af juli og til begyndelsen af oktober, hvor 47% af de indre farvande med tilstødende fjorde blev ramt af iltsvind med store økologiske konsekvenser for bunddyr og fisk tilføje. De væsentligste årsager til iltsvindet var usædvanlig stor nedbør og dermed stor tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfæren. Dette førte til forøget fytoplanktonproduktion og et stort iltforbrug kombineret med ringe vindaktivitet og dermed reduceret ilttilførsel til bundvandet i sensommeren og efteråret. Set i relation til disse begivenheder vil de væsentligste hændelser, der adskilte 2002 fra de foregående år, blive diskuteret for en række udvalgte parametre.

### Klima

År 2002 var på mange måder et bemærkelsesværdigt år. Årsmiddeltemperaturen på 9,2 °C for hele Danmark var 1,5 °C højere end gennemsnittet for 1961-1990, hvilket gør det til det næst varmeste år

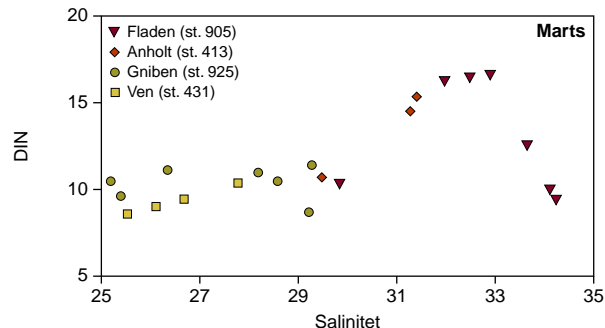


Figur 2.1. Årsvariationen i 2002 af a) temperatur b) nedbør c) middelvindhastighed.

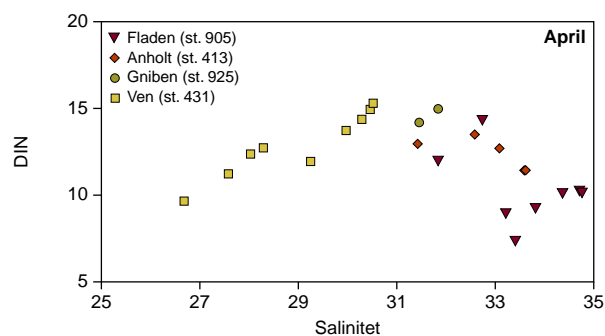
siden 1874 (sammen med 1934 og 1989) (Cappelen og Jørgensen, 2003) (Figur 2.1a). I februar faldt der 109 mm regn, ca. 3 gange højere end normalnedbøren i februar (Figur 2.1b). Nedbøren i juni var 102 mm, ca. det dobbelte af normal (Figur 2.1b). År 2002 blev med 867 mm det tredje mest nedbørsrige år, siden landsdækkende målinger begyndte i 1920 (Cappelen og Jørgensen, 2003). Indstrålingen i juni, august og september var over normal. I perioden juli til december var den fremherskende vindretning fra øst og syd med tilhørende lave vindhastigheder (Figur 2.1c). Disse vejrforhold kan have medvirket til, at iltsvindet i efterårsperioden blev så omfattende (se kapitel 10).

### Hydrografi

Der er ikke foretaget beregninger af stoftransporter i 2002. Udviklingen i lagdelingen gennemgås i Kapitel 17. I vinterperioden 2002 blev der observeret indtrængning af næringsrigt vand fra Jyllandsstrømmen i de indre danske farvande. Dette vand



Figur 2.2. Indtrængning af vand fra Jyllandsstrømmen vist som DIN-koncentration som funktion af salinitet i marts 2002.



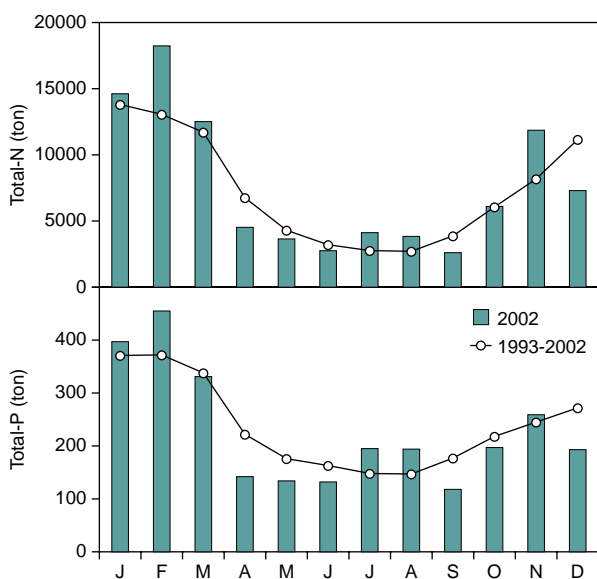
Figur 2.3. Indtrængning af vand fra Jyllandsstrømmen vist som DIN-koncentration som funktion af salinitet i april 2002.



ligger som et mellemlag mellem overflade- og bundvand og er karakteriseret ved at have DIN-koncentrationer  $> 200 \mu\text{g/l}$  og en salinitet på 32. Vand med disse høje DIN koncentrationer blev ikke observeret i februar, men i marts var der tydelige tegn på indtrængning af jysk kyststrømvand ved station 905 og 413 (Fladen og Anholt) (Figur 2.2), og i april var vandet trængt sydover til station 431 og 925 (Ven og Gniben) (Figur 2.3), og i maj var det meste af vandet blandet med de øvrige vandmasser. De fortsat høje koncentrationer, der ses på station 431 (Ven) i maj, kan skyldes, at det dybe, højsaline bundvand på denne station blandes langsommere end i det overliggende vand, fordi stationen ligger over et "hul". Da der ikke er blevet foretaget transportberegninger, er det ikke muligt at sige, hvor stor en mængde DIN der er blevet tilført det sydlige bælt, men dette vand har antageligt øget belastningen i området.

### Stoftilførsel fra land

Ferskvandsafstrømningen var i 2002 på 18.400 mio.  $\text{m}^3$  (429 mm), hvilket er ca. 30% over normalen for 1971-2000. Stofftilførslen til kystområder via vandløb og direkte spildevandsudledninger, inklusive havdambrug, var i 2002: 92.100 tons kvælstof, 2.750 tons fosfor og 38.500 tons  $\text{BOD}_5$  (bilag 3). Kvælstoftilførslerne i 2002 var dermed 27% større end i 2001, og tilsvarende var fosfor- og  $\text{BOD}_5$ -tilførslerne hhv. 18 og 16% større. Variationerne i stoftilførslerne over året (Figur 2.4) afveg noget fra normalt, idet specielt månederne februar, juli, august og november havde meget store afstrømninger.



Figur 2.4. Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2002, sammenlignet med midlerne for perioden 1993-2002.

### Nedfald fra atmosfæren

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande var uændret fra 2001 til 2002 med en samlet tilførsel på 107 kton N. Depositionen er 10% mindre end tallet rapporteret tidligere for 2001 (Ellermann et al., 2002), men dette skyldes udelukkende opdatering af emissionsdata fra 2000 til 2001 og en forbedret modelversion. Måleresultaterne viser i lighed med modelberegningerne kun få ændringer i forhold til resultaterne fra 2001. Målingerne viste stor variation i depositionen mellem månederne og mellem målestationerne.

### Næringsstoffkoncentrationer

I 2002 var næringsstoffsalt-niveauerne i fjorde- og kystnære områder generelt lavere end månedsmidlerne for perioden 1989-2001, hvorimod uorganisk kvælstof (DIN), uorganisk fosfor (DIP) og silicium (DSi) koncentrationer i de åbne farvande generelt var højere gennem det meste af året - mest udpræget i bundvandet gennem sidste halvdel af 2002. Total kvælstof- (TN) og total fosfor- (TP) niveauerne afveg ikke fra sæsonmønstret i de tidligere år. I bundvandet udgjorde ammonium en relativ stor andel af DIN-koncentrationen i sidste halvdel af 2002, som følge af stor frigivelse fra sedimenterne under iltsvindet.

På DMU's februar-togt blev der observeret høje DIN-koncentrationer ( $200-300 \mu\text{g l}^{-1}$ , hovedsageligt nitrat) i overfladelaget (0-20 m) i Kattegat nord for Læsø ved saliniteter på ca. 32, som sandsynligvis stammer fra Jyllandsstrømmen. Analyse af data fra Sverige og amterne viser, at denne vandmasse fortsatte sin indtrængning i de indre danske farvande som et intermediært bundlag (ca. 20-40 m) med svagt faldende koncentrationer i det centrale og sydlige Kattegat i marts, og i Øresund og Storebælt i april og maj. Denne vandmasse blev ikke observeret på stationerne i Lillebælt, ved Drogden eller Arkona. Den indtrængende vandmasse fra Jyllandsstrømmen kan have bidraget med betydelige mængder af bio-aktivt kvælstof til overfladelaget i Kattegat, Øresund og Storebælt i forårs-månederne (marts-maj).

DIP-koncentrationerne i 2002 var over månedsmidlerne for perioden 1989-2001 i den sidste halvdel af året for både overflade- og bundvand i de indre åbne farvande, hvilket tilskrives en stor frigivelse fra sedimenterne under iltsvindet. Det indtrængende bundvand fra Jyllandsstrømmen i begyndelsen af året medførte ikke ændrede DIP-koncentrationer.

I 2002 var DSi i bundvandet i de indre åbne farvande signifikant højere (ca. 35-70%) end månedsmidlerne for de tidligere år (1989-2001) i peri-



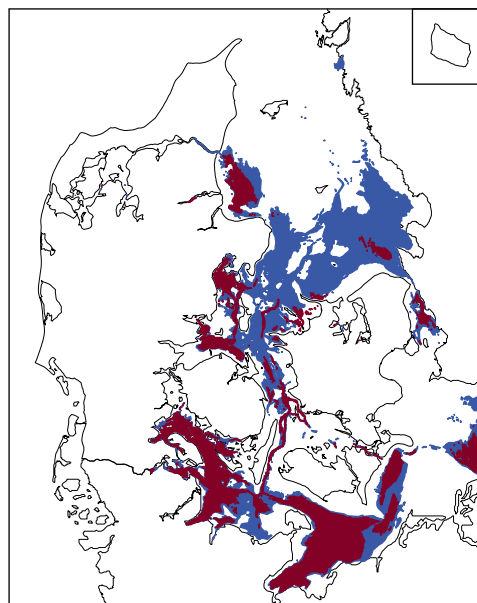
oden august-december. Disse høje Dsi- koncentrationer kan forklares ved en usædvanlig stor omsætning i sensommeren og efteråret af sedimenterede kiselalger fra forårsopblomstringen. Dsi-koncentrationen i overfladevandet afveg ikke fra sæsonmønstret i de foregående år for hverken fjord- og kystområder eller åbne havområder.

## Planteplankton

I de fleste områder var årsbiomassen af planteplankton i 2002 højere end i den forgående periode. Specielt i Odense Fjord var biomassen i 2002 væsentligt højere end gennemsnittet for de foregående år (3,4 gange højere), men også ved Sønderho Øst og i Nissum Bredning var biomassen over dobbelt så høj som langtidsmassen. Generelt var perioderne med høje biomasser domineret af kiselalger. Kun i Øresund, Århus Bugt og ved Griben var biomassen lavere end langtidsmassen.

I specielt Lillebæltsområdet, der var ramt af meget udbredt og langvarigt iltsvind, førte frigivelse af næringsstoffer i bundvandet til usædvanligt store opblomstringer af furealger omkring springlaget i august-september. Stor næringsstofftilførsel i november medførte fornyede masseopblomstringer.

Der blev i sommeren 2002 fundet usædvanligt høje koncentrationer af dinoflagellatslægten *Dinophysis* i mange områder og adskillige fangstområder for muslinger blev i længere perioder lukket for fiskeri som følge af høje koncentrationer af *Dinophysis* eller påvisning af diarréfremkaldende skaldyrsgift (DSP) i muslinger. I Århus Bugt blev der fundet op til 35.900 *Dinophysis* celler l<sup>-1</sup>, og i det nordlige Lillebælt op til 13.000 celler l<sup>-1</sup>. Muslingefangstområderne vest for Tunø og nord for Fyn var, bortset fra en tre ugers periode i oktober, lukket fra september til udgangen af året, da der i de fleste prøver blev påvist DSP i muslingerne enten ved musetest eller ved kemisk analyse. Ved den jyske vestkyst blev muslingefiskeriet i områderne vest og nord-

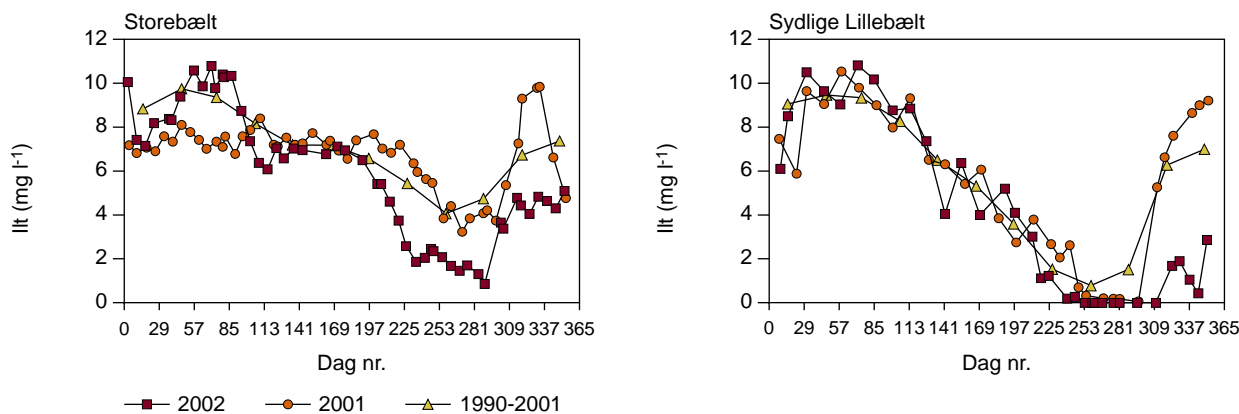


Figur 2.6. Udbredelsen af iltsvind (blåt, <4 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>) og kraftigt iltsvind (rødt, <2 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>) i perioden 30. september til 4. oktober 2002.

vest for Horns Rev, vest for Rømø, vest for Fanø og i Ho Bugt ved Hjerting lukket i perioden fra den 27. august til den 13. oktober pga. høje koncentrationer af *Dinophysis acuminata* (op til 22.800 celler l<sup>-1</sup>) samt fund af DSP i muslinger. På vestkysten af Fanø døde to hunde efter at have spist opskyllede muslinger.

## Iltforhold

I februar 2002 var iltindholdet i bundvandet i de indre farvande på et normalt højt niveau og var i marts over middel i Øresund og Bælthavet. Efter sedimentationen af fytoplanktonets forårsopblomstring begyndte iltindholdet i april at aftage, men forblev på et normalt niveau frem til begyndelsen af juli (Figur 2.5). I slutningen af juli og begyndelsen af august faldt iltkoncentrationen i bundvandet i de indre farvande til usædvanligt lave værdier, og der opstod et exceptionelt udbredt og kraftigt iltsvind i Bælthavet, Øresund, Kattegat og



Figur 2.5. Sæsonvariation i bundnær iltkoncentration i 2002 i Storebælt (St. 6700053) og i det sydlige Lillebælt (St. 6300043) sammenlignet med 2001 og med månedsmidler for perioden 1990-2001. Data fra Fyns Amt.

Arkonahavet. Iltsvindet kulminerede i slutningen af september og begyndelsen af oktober (Figur 2.6). På dette tidspunkt var knap 15.000 km<sup>2</sup> af de indre farvande med tilstødende fjorde, men eksklusiv Arkonahavet, ramt af iltsvind (<4 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>), og heraf var 5.500 km<sup>2</sup> ramt af kraftigt iltsvind (<2 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>). I det sydlige Lillebælt, Flensborg Fjord, Det sydfynske Øhav, farvandet nord for Fyn, Karrebæksminde Bugt og Mecklenburg Bugt observeredes svovlbrinte i bundvandet.

Første oktober og de følgende dage var der perioder med kraftig vind fra vestlige og nordlige retninger. Dette medførte upvelling af iltfattigt vand langs den jyske østkyst, og døde bunddyr og fisk skyllede op på strandene i Ålborg Bugt, Vejle Fjord, Kalø Vig, Ebeltoft Vig og på det sydøstlige Djursland.

Gennem oktober blev iltforholdene normale i Ålborg Bugt, da kraftig østenvind tvang det iltfattige bundvand ud af området. Fra Århus Bugt til det nordlige Lillebælt tvang vindspring mellem øst og vest gennem oktober-november skiftevis det iltfattige bundvand ud og ind af området, men forøgede generelt iltkoncentrationerne. I slutningen af oktober steg iltindholdet også i Læsø Rende, Øresund og Storebælt. Imidlertid forblev iltkoncentrationen usædvanligt lav i det sydvestlige Kattegat, Storebælt og især i det sydlige Lillebælt også i november-december (Figur 2.5). Nord for Als og i Ærøbassinet var der fortsat svovlbrinte i bundvandet ind i december, og koncentrationen nåede i november op på omkring 80 µmol H<sub>2</sub>S l<sup>-1</sup> (Fyns Amt, 2003), hvilket svarer til en negativ iltkoncentration på 5 mg l<sup>-1</sup>. Dvs. der skal tilføres 5 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> for at ilte de 80 µmol H<sub>2</sub>S l<sup>-1</sup> til brint- og sulfationer, før der kan opbygges en positiv iltkoncentration i vandet. I kapitel 20 er forløbet og årsagerne til det exceptionelle iltsvind i 2002 i de indre farvande analyseret nærmere.

Der blev ikke registreret iltsvind i Skagerrak eller Nordsøen i 2002, men i august og begyndelsen af september var iltkoncentrationerne usædvanligt lave (5,2-5,5 mg l<sup>-1</sup>) ved Hirtshals og ud for Ringkøbing Fjord (Ringkøbing Amt, Ribe Amt og Nordjyllands Amt 2003).

Iltforholdene i lavvandede fjorde var i 2002 relativt normale. Dog var iltforholdene i den indre Randers Fjord usædvanlig dårlige i august (1,4 mg l<sup>-1</sup>). Mariager Inderfjord var i slutningen af august tæt på et totalt iltsvind, og muslingebankerne, etableret efter iltsvindet i 1997, blev reduceret (Nordjyllands Amt og Århus Amt 2003). I Limfjorden var ca. 20% af arealet ramt af kraftigt iltsvind. Værst gik det ud over Skive Fjord, hvor der var et sammenhængende kraftigt iltsvind i august på 3-4 uger, og bundfaunaen blev næsten udryddet på

dybder større end 4 m (Limfjordsovervågningen 2003). Også i Karrebæksminde Bugt i Smålandsfarvandet gik det hårdt ud over bunddyrene (Storstrøms Amt 2003).

## Bundvegetation

### Ålegræs

På landsplan viste ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad ingen markante ændringer fra 2001 til 2002. Men på lokalt plan skete der et par ændringer, som er værd at bemærke. Ålegræsset i Århus Bugt udviste en meget hurtig genvækst: Dybdeudbredelsen blev reduceret med 4 m fra 2000 til 2001 formentlig som følge af iltsvind, men var i 2002 allerede igen på højde med niveauet i 2000. Derimod fortsatte ålegræsset i Limfjorden de seneste års negative udvikling, så dybdegrænsen i 2002 - med et gennemsnit 1,8 m - var overvågningsperiodens laveste. Ålegræssets dybdeudbredelse i Limfjorden viste en signifikant sammenhæng med sigtdybden, og meget tyder derfor på, at det er uklart vand, der forhindrer ålegræsset i at vokse dybere. I de øvrige områder skete der ikke bemærkelsesværdige ændringer i ålegræssets udbredelse og dækningsgrad.

De fleste vegetationsundersøgelser i 2002 var afsluttet inden efterårets store iltsvind og omhandler derfor ikke eventuelle effekter af dette. Kun i Det sydfynske Øhav på dybt vand er der rapporteret om reduktioner i efteråret 2002, som muligvis skyldes iltsvindet. De foreløbige oplysninger fra amterne om vegetationens tilstand i 2003, viser heller ikke tegn på markante effekter af iltsvindet på vegetationen. Det skyldes formentlig, at iltsvindet forekom på forholdsvis dybt vand, hvor der ikke er lys nok til, at ålegræsset kan vokse.

Mange amter rapporterede om lidt flere eutrofieringsbetingede alger i 2002 sammenlignet med 2001, selvom mængden af alger generelt er lavere end i 1990'erne.

## Bundfauna

### Fjorde og kystnære områder

I sensommeren og efteråret 2002 forekom der et af de mest langvarige og udbredte iltsvind i de indre danske farvande. På grund af, at størstedelen af prøverne i NOVA-programmet er indsamlet i foråret 2002, fremgår effekterne af dette iltsvind på bundfaunaen derfor ikke af den ordinære bundfaunaprovtagning. Kun NOVA stationerne i Mariager Fjord og Århus Bugt indsamles normalt om efteråret. I disse områder blev der i 2002 taget prøver i henholdsvis september og oktober, hvilket sandsynligvis var før, effekterne af iltsvindet havde toppet. På NOVA-stationen i Århus Bugt var der på dette tidspunkt færre arter, end der er set

de tidligere 4 år, mens der ikke var nogen tydelig effekt på biomasse eller tæthed. I Mariager Fjord sås samme udvikling. Udover NOVA-prøverne blev der i flere amter iværksat ekstraordinære indsamlinger af prøver i det sene efterår. Resultaterne heraf viser markante reduktioner i bundfaunaen i en række fjordområder. Udover Århus Bugt og Mariager Fjord var bundfaunaen påvirket i Vejle Fjord, Åbenrå Fjord og Augustenborg Fjord. I det nordlige Lillebælt skete der en reduktion i artsantallet til ca. en tredjedel. I Det sydfynske Øhav samt i Flensborg Fjord og tilstødende områder var effekterne endnu mere markante, idet faunaen stort set var forsvundet. Herudover sås der kraftige effekter i Karrebæksminde Bugt.

#### Åbne farvande

I november blev der sejlet et ekstra togt med forskningsskibet Gunnar Thorson med det formål at kortlægge skaderne på bundfaunaen efter iltsvindet. Data fra denne undersøgelse viser at der var store områder i det nordlige Lillebælt, hvor faunaen stort set var forsvundet. Tilsvarende var al fauna stort set forsvundet i alle de dybere dele af det sydlige Lillebælt helt ned til sydspidsen af Ærø. Sammen med data fra de kystnære områder fremstår der i billede med et stort sammenhængende område i det nordlige og sydlige Lillebælt, der strækker sig helt ud til Storebælt og kun afbrudt af upåvirkede områder med lavt vand og områder med stærk strøm i den snævre del af Lillebælt. Ligeledes blev der fundet påvirket fauna i dele af det nordlige Smålandsfarvand og i Fermer Bælt og Hjelm Bugt. I de sidstnævnte områder forventes der normalt ikke effekter på grund af en dynamisk hydrografi. For yderligere informationer om udbredelsen af iltsvindet henvises til Hansen, Josefson & Carstensen (2003).

#### Filtratorer

I 2002 er der foretaget opgørelser af bestande af og græsningspotentialet for bentiske filtratorer i typeområderne. For de fleste af områderne er det blåmuslingen *Mytilus edulis*, der er den dominerende filtrator. I Odense Fjord er børsteormen *Nereis diversicolor* den dominerende filtrator, mens det i Ringkøbing Fjord er sandmuslingen *Mya arenaria*. I alle områderne er det opgjorte græsningspotentiale stort og varierer mellem 0,4-14 gange vandområdernes volume dagligt.

I forhold til 2001 er der i nogle af områderne sket en udvikling i bestanden af filtratorer. Mest markant er ændringerne i Skive Fjord, hvor en kombination af omfattende fiskeri og iltsvind har reduceret bestanden af blåmuslinger til det laveste i måleperioden 1998-2002. På vanddybder større end 4 m er den overvejende sandsynlige årsag til reduktion i bestanden iltsvindet i sommeren 2002. På lavere vanddybder har et intenst muslingefiskeri i

visse områder reduceret bestanden betragteligt og lokalt på enkelte stationer elimineret bestanden. I modsætning hertil er bestanden af blåmuslinger i Horsens Fjord i fremgang siden et meget kraftigt fiskeri i 1998 og siden en delvis fredning i 1999 har stoppet fiskeri efter muslinger i fjorden.

#### Sedimentkemi

I 2002 blev der omsat betydeligt mere organisk stof i bunden af typefjordene i maj-juni end i samme periode i 1999 og 2000. Den tilsvarende forøgede produktion af  $\text{NH}_4^+$  og  $\text{PO}_4^{3-}$  blev afgivet fra sedimentet til bundvandet fra maj til oktober i et omfang, der var signifikant højere end de tidligere år. Derved fik den interne belastning i 2002 stor betydning for næringsstofftilførslen til typefjordene i sommermånederne, hvor tilførslen fra land var begrænset.

#### Tungmetaller

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til ubetydeligt til moderat forurenede ifølge SFT's vejledende klassificering, undtagen Hg i den vestlige Limfjord og Ni og Cu i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, som er markant forurenede. For Ringkøbing Fjord er der det forbehold, at kriteriet gælder for blåmuslingerne. Det forhøjede Hg-niveau i V-Limfjord forekommer i et område, der ikke tidligere været med i NOVA 2003, men med en kendt punktkilde til Hg-forurening (Cheminova). Hg-indholdet i skrubbeilet fra Københavns Havn er generelt højt (0,93 mg/kg TS), og en enkelt over konsumgrænseværdien på 1,5 mg/kg.

#### Miljøfarlige stoffer

De danske fjorde og indre farvande er i 2002 forurenede med så høje koncentrationer af TBT, at der må forventes at forekomme effekter heraf. Generelt er koncentrationerne af PCB og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet.

#### Effektmonitoring af TBT

Undersøgelserne af imposex og intersex som biomarkører for TBT viste, at disse fænomener stadig er udbredt i de fire undersøgte arter af havsnegle i 2002. Især i havne, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, er mange strandsnegle decideret sterile pga. intersex. At flere amter har foretaget supplerende undersøgelser af strandsnegle har givet et grundlag for at vurdere, at dette er et landsdækkende problem for havneområder både i de kommercielle havne og i marinaer til lystbåde. I konksnegle forekommer høje niveauer af imposex også i mange kystnære områder, og i de mest følsomme arter også i de åbne farvande.

*[Tom side]*

## Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturtilstanden

---

### Introduktion

NOVA-programmet skal kunne dokumentere udviklingen i miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande. Særlig vigtigt er det at dokumentere effekterne – eller manglen på samme – af vandmiljøplanerne plus øvrige nationale og regionale handlings- og indsatsplaner. Det er derfor af afgørende betydning, at det 'signal', som menneskets adfærd afstedkommer, kan høres og tolkes uden alt for megen 'støj'.

Mange af de indikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold. For eksempel er afstrømningen fra land mindre i tørre år, og dermed er udvaskningen af næringsstoffer til de danske havområder lavere. I nedbørsrige år er afstrømningen og udvaskningen større. Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er desuden påvirket af temperaturen, lysindstrålingen og vindforholdene.

Som udgangspunkt kan man opdele år-til-år variationen af de indikatorer, der ligger til grund for vurderingen af miljø- og naturtilstanden i tre:

- 1) en klimakomponent
- 2) en økosystem komponent
- 3) en komponent, som afhænger af menneskets adfærd og forvaltning af vandmiljøet.

Miljø- og naturkvaliteten er underlagt en naturlig variation, som så at sige slører den påvirkning, som vi mennesker er skyld i. For at få et mere retvisende billede af effekterne af vandmiljøplanerne mv. er det derfor ønskeligt at 'filtrere' dele af den klimatisk betingede variation fra.

Det ville være optimalt at kvantificere den menneskelige faktor, eksempelvis betydningen af vandmiljøplanerne. Der er lang vej til dette mål, men i årets rapport har vi forsøgt at fjerne klimaets effekt på en række variable og indikatorer. Overordnet er det gjort ved at lave en model for sammenhængen mellem klimatiske forhold de enkelte år og den pågældende indikator. Dermed får man en estimeret værdi det enkelte år beregnet ud fra klimaet. Ved at beregne forskellen mellem denne værdi og den faktisk observerede værdi kan man undersøge ændringer over tid, som ikke er relateret til klimaet.

Når man skal filtrere effekten af klimaet fra, sker det på baggrund af en række vurderinger af, hvordan og hvor meget klimaet påvirker den enkelte

indikator. I dette afsnit har vi forsøgt at finde de bedst mulige sammenhænge, men i nogle tilfælde har det ikke været muligt at finde en effekt af klimaet. Målet er at udvikle disse teknikker i de kommende år, så vi får et antal indikatorer eller indeks, der er renset for klimavariationer, og som beskriver centrale elementer i havets miljø- og naturtilstand.

Analyserne anvender generelt middelværdien af alle målinger for de enkelte indikatorer for at give et nationalt billede. På den måde udjævnes forskelle mellem lokaliteter, og analyserne fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på områder, fx fjorde og åbne havområder, som vi ved reagerer forskelligt.

I nogle tilfælde forklarer klimaet praktisk talt al variation fra år til år. For eksempel kan 97% af variationen i sigtdybden i fjordene forklares ud fra solindstråling og afstrømning fra land for perioden 1994 til 2000. Det betyder ikke, at økosystemets biologiske struktur er uden betydning for sigtdybden, men snarere at den biologiske variation kommer til udtryk mellem lokaliteter og derfor forsvinder, når man beregner en middelværdi for alle lokaliteter for det enkelte år.

I fjordene er det meget svært at finde gode sammenhænge med klimaet, når observationer fra alle årene inddrages. Det skyldes, at tilførslerne af fosfor blev nedbragt betydeligt omkring 1990. Det medførte en række ændringer i økosystemet, som samtidig giver andre sammenhænge med klimavariationerne. Klimakorrektionen for nogle indikatorer er derfor udviklet for en periode fra starten af 1990'erne og frem til år 2002, og korrektionen er derefter anvendt på hele perioden. Hermed overvurderer man måske det skift, man ser omkring den årrække, man har anvendt til klimakorrektionen, men det vil stadig være muligt at sammenligne perioder.

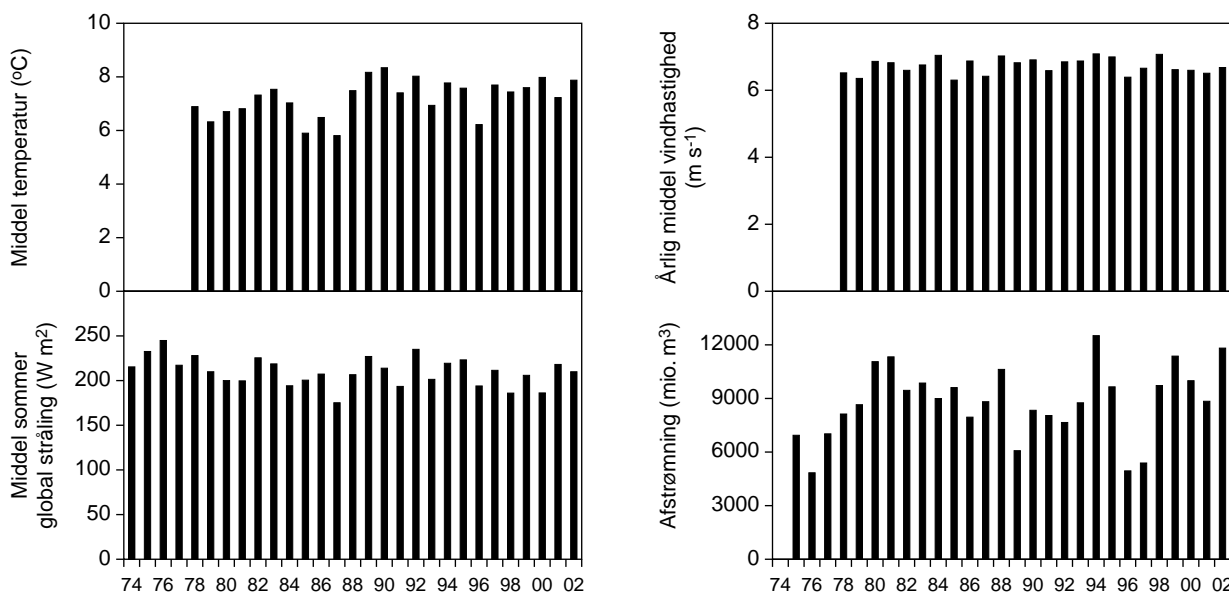
### 3 Klimatiske forhold

Forholdene i de danske farvande er påvirket af variationerne mellem år i temperatur, vindforhold, indstråling og afstrømning. I dette afsnit illustreres udviklingen af tre klimatiske parametre samt ferskvandsafstrømningen, og disse parametre er i de efterfølgende afsnit anvendt til at korrigere biologiske/kemiske parametre for klimatiske variationer. Klimadata beskriver variationerne i årlig middel temperatur (Figur 3.1), middel vindhastighed (Figur 3.1), sommer indstråling (Figur 3.1), og afstrømning (Figur 3.1). Formålet med figureerne er at vise variationen i de enkelte parametre mellem år fra 1970'erne til 2001 på en enkelt station. Formålet er ikke at beskrive den langsigtede klimaudvikling, hvor der anvendes et stort antal stationer til at danne middelværdier for et stort geografisk område, og som diskuteres på langt længere tidshorisonter end de 25 år, som er vist her.

Det har vist sig vanskeligt at finde kontinuerte målinger fra den samme station i hele perioden fra 1970'erne til 2001, og derfor er tidsserierne sammensat af målinger fra to forskellige stationer, hvor der er høj korrelation mellem de overlappende målinger. Således er årlig middeltemperatur og vind-tidsserier sammensat af målinger fra hhv. Sprogø (1978-1998) og Risø (1999-2002), og indstrålings-tidsserien er sammensat af målinger fra Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-1999) og DMU's måler ved H.C. Ørsted Institutet i København (2000-2002).

Den årlige middeltemperatur målt på Sprogø/Risø varierer fra 5,8 °C i 1987 til 8,3 °C i 1990 (Figur 3.1). I 2002 var den målte årlige middeltemperatur 7,9 °C, hvilket er 1,3 °C lavere end middeltemperaturen for hele Danmark. Temperatursvingningerne mellem år følger dog udviklingen for landsgennemsnittet, således at perioden efter 1988 generelt er varmere end perioden før 1988. Årlig middelvindhastighed varierer mellem 6,3 i 1985 og 7,1 m/s i 1995 (Figur 3.1) og sommerindstrålingen varierer mellem 175 W/m<sup>2</sup> i 1987 og 235 W/m<sup>2</sup> i 1992 (Figur 3.1). Der er ingen trend i den tidlige udvikling af middelvindhastighed eller i sommerindstråling.

Ferskvandsafstrømningen bestemmer tilførslen af næringssalte fra land til fjorde og åbne farvande. Tidsserien for afstrømningen til de indre danske farvande i perioden 1975-2001 er sammensat af opgørelser foretaget af Hedeselskabet for DMU (1975-89) og DMU's egne opgørelser (1990-01) (Figur 3.1). Ferskvandsafstrømningen er tæt korreleret til nedbør, dog er korrelationen højere for nedbør, der falder i vintermånederne end i sommermånederne, fordi der i sommermånederne er et stort fordampningstab via planter i planternes vækstsæson. Afstrømning er den af de fire anvendte variable, der har den største spredning.

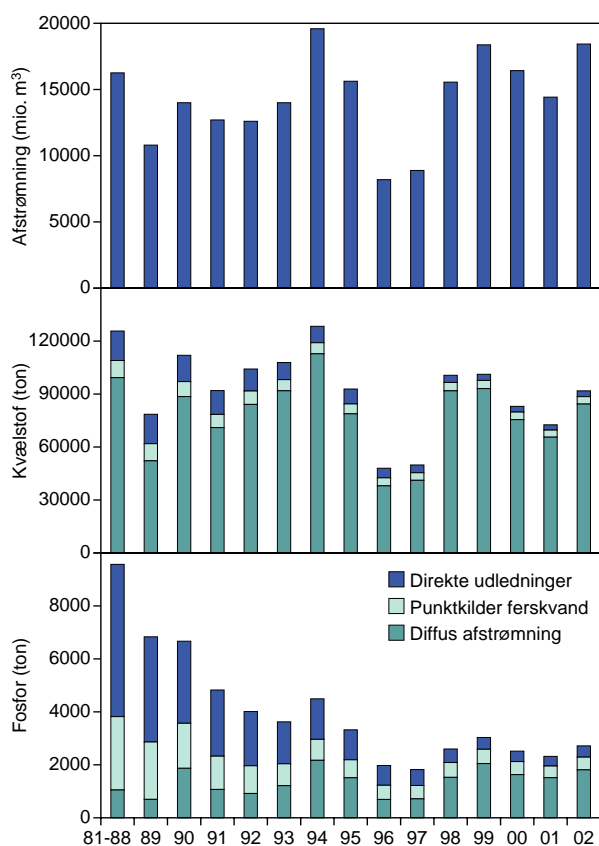


Figur 3.1: Årlig middeltemperatur, middelvindhastighed, sommerindstråling og afstrømning. Datakilder: Institut for Jordbrugsvidenskab, Afdeling for Agrohydrologi og Bioclimatologi, den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole og Afdelingen for Atmosfærisk Miljø, DMU.

## 4 Udvikling i landbaserede stoftilførsler

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (Figur 4.1 samt Bilag 3). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit (ca. 80% i gennemsnit for perioden 1989-2002) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning udgjort en mindre andel (ca. 30%) af den samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er dog steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning, og den har i de senest år udgjort den største del. Den store rensindsats over for spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 1000 tons fosfor i 2002 eller med ca. 90%. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 8.000 tons i 2002 svarende til en reduktion på ca. 70%.

Udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger blev analyseret for



Figur 4.1. Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2002 samt middel for perioden 1981-88.

Tabel 4.1. Kendall's tend-test af udviklingen i hhv. den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inkl. tilførsler fra spredt bebyggelse og inklusiv retention) for perioden 1989-2002. Testen er lavet på vandføringsvægtede koncentrationer. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. \* angiver, om udviklingstendenser er signifikante, hvor \* angiver, at  $0,01 \leq P < 0,05$  og \*\* angiver, at  $P < 0,01$ .

| Farvandsområde   | Kvælstof         |                   | Fosfor           |                   |
|------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|
|                  | Diffus tilførsel | Samlede tilførsel | Diffus tilførsel | Samlede tilførsel |
| Nordsøen         | -                | - **              | + *              | - **              |
| Skagerrak        | - **             | - **              | + *              | - **              |
| Kattegat         | - *              | - **              | + *              | - **              |
| Nordlige Bælthav | - *              | - **              | + *              | - **              |
| Lillebælt        | - **             | - **              | - **             | - **              |
| Storebælt        | - *              | - **              | -                | - **              |
| Øresund          | - *              | - **              | - *              | - **              |
| Sydlige Bælthav  | - *              | - **              | -                | - **              |
| Østersøen        | - **             | - **              | -                | - **              |
| Danmark          | - **             | - **              | + *              | - **              |

perioden 1989 til 2002 med en Kendall tendentest på vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at fjerne betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Bøgestrand et al. (2001).

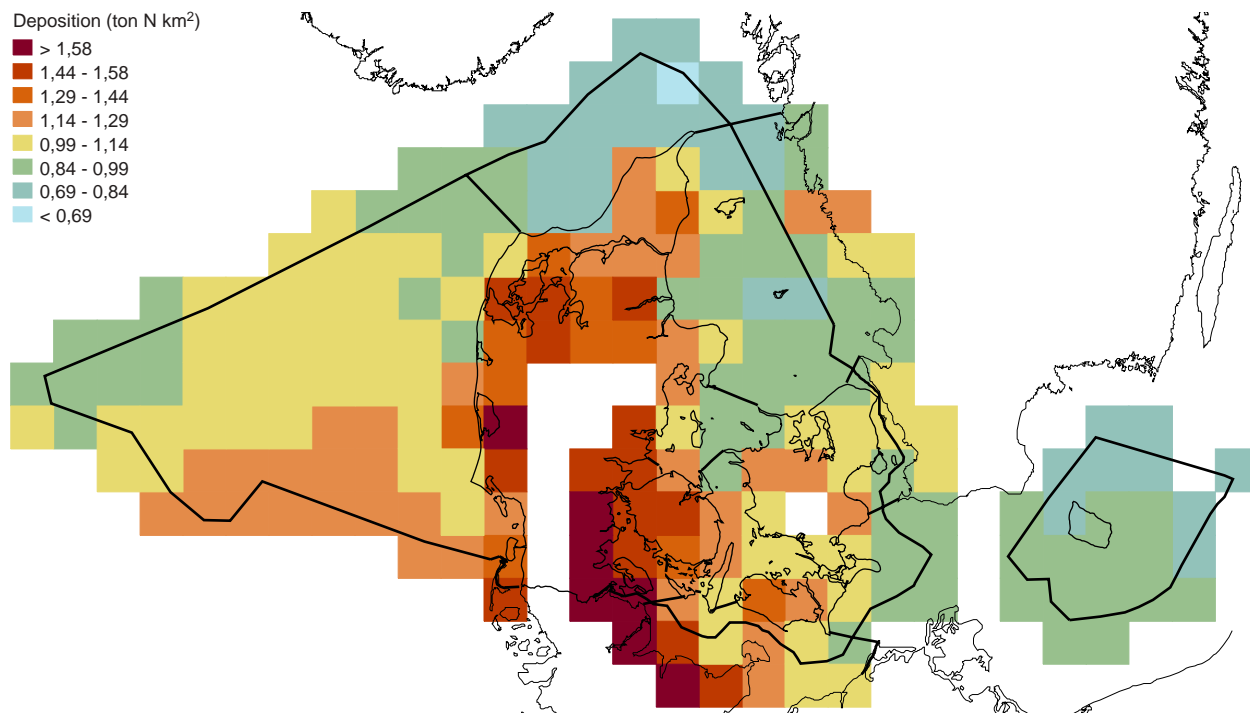
Testen viser, at der for Danmark samlet er sket et signifikant fald i den diffuse tilførsel af kvælstof (inkl. tilførslen fra spredt bebyggelse og retention) (Tabel 4.1). Der har været en meget svagt stigende, men ikke signifikant, udviklingstendens for fosfor. Der har tilsyneladende også været en stigning i ferskvandsafstrømningen, men den er heller ikke signifikant. Kendall tendentesten på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit (Tabel 4.1) viser overordnet, at de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til alle kystafsnit er faldet signifikant. På basis af testen og under anvendelse af niveauet for 1989 som udgangspunkt samt med korrektion for variationer i vandafstrømningen er den samlede reduktion i kvælstofbelastningen opgjort til ca. 40%. På et 95% konfidens-niveau ligger faldet mellem 10 og 57%. For fosfor er der i løbet af den samme periode sket en reduktion i den samlede belastning på omkring 75%. Dette er udelukkende vurderet ud fra de afstrømningskorrigerede værdier for 1989 og 2002.

Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons (Figur 4.1), hvor der således ikke er taget højde for variationer i vandafstrømningen, er også testet for trend for perioden 1989 til 2002. For kvælstof kan der ikke konstateres en signifikant tendens. Forformængden er signifikant faldende, og reduktionen målt på de absolutte fra 1989 til 2002 er på ca. 60%.

## 5 Nedfald fra atmosfæren

Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Depositionen bestemmes ved målinger såvel som modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidslig opløsning i de rapporterede data.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget for 233 receptorpunkter (Figur 5.1) og repræsenterer alene deposition til vandoverflader (Ellermann et al. 2003). Beregningerne er foretaget med de senest tilgængelige emissionsopgørelser fra 2001. Fordeling på tør, våd



Figur 5.1 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser til havområder beregnet for 2002. Depositionen er givet i tons N/km<sup>2</sup>. Depositionen gælder kun for vandoverflader i felterne.

Tabel 5.1 Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2002.

| ID | Navn                                   | Tør-deposition<br>[KTon N] | Våd-deposition<br>[KTon N] | Total<br>deposition<br>[KTon N] | Total<br>deposition/areal<br>[Tons N/km <sup>2</sup> ] | Areal<br>[km <sup>2</sup> ] | Andel fra<br>danske kilder<br>[%] |
|----|--|----------------------------|----------------------------|---------------------------------|--|-----------------------------|-----------------------------------|
| 1  | Nordsøen – Alle danske områder         | 12,3                       | 40,7                       | 53,0                            | 1,1  | 48888                       | 9                                 |
| 2  | Skagerrak – Alle danske områder        | 1,9                        | 6,3                        | 8,2                             | 0,8  | 10150                       | 20                                |
| 3  | Kattegat – Svenske områder             | 1,2                        | 5,0                        | 6,2                             | 0,9  | 6742                        | 17                                |
| 3  | Kattegat – Alle danske områder         | 4,5                        | 11,4                       | 15,9                            | 0,9  | 16841                       | 26                                |
| 4  | Nordlige Bælthav - Alle danske områder | 1,3                        | 2,9                        | 4,2                             | 1,1  | 3931                        | 28                                |
| 5  | Lillebælt – Alle danske områder        | 1,0                        | 2,4                        | 3,5                             | 1,5  | 2321                        | 22                                |
| 6  | Storebælt - Alle danske områder        | 1,6                        | 3,4                        | 5,0                             | 1,1  | 4557                        | 20                                |
| 7  | Øresund – Alle danske områder          | 0,3                        | 1,0                        | 1,3                             | 1,0  | 1379                        | 16                                |
| 79 | Øresund – Svenske områder              | 0,2                        | 0,7                        | 0,9                             | 0,9  | 959                         | 15                                |
| 8  | Sydlig Bælthav - Alle danske områder   | 0,8                        | 2,0                        | 2,8                             | 1,1  | 2473                        | 8                                 |
| 9  | Østersøen – Alle danske områder        | 3,7                        | 9,4                        | 13,1                            | 0,9  | 14831                       | 8                                 |
|    | Alle danske farvandsområder            | 27                         | 79                         | 107                             | 1,1  | 105372                      | 15                                |



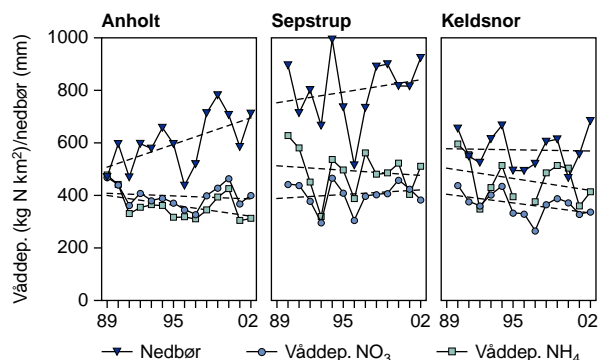
og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er vist i *Tabel 5.1*. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens/mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Deposition til andre farvande er givet på:  
[www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP](http://www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP)

Den beregnede totale kvælstofdeposition på 107 ktons N i 2002, hvilket er uændret i forhold til kvælstofdepositionen i 2001. Der ses dog forskelle på op til ca. 15% mellem de to år for enkelte af hovedfarvandene. Årsagen er primært forskellene i de meteorologiske forhold årene imellem. Den danske andel i deposition er vurderet til ca. 15%.

Beregningerne er i år foretaget med en forbedret version af modellen, som bl.a. indeholder en ny ammoniak-emissionsmodel fra Dansk Landbrug. Skiftet til ny version giver primært en bedre beskrivelse af sæsonvariationen i modellen, hvilket fører til en bedre overensstemmelse mellem målinger og modelresultater. Den samlede årlige deposition bliver 3-4% mindre end med den tidligere modelversion. Usikkerhederne i beregningerne er fortsat skønnet til 30-40% for de åbne farvande og 40-60% for de kystnære farvande.

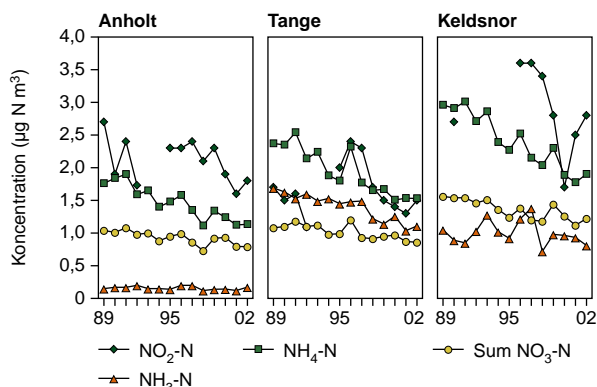
Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. *Figur 5.2* viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat), og *Figur 5.3* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Målingerne viser en tendens til faldende våddeposition på hovedparten af målestationer, og ved midling over alle målestationerne ses et signifikant fald. Da våddepositi-

onen udgør hovedparten af depositionen til de danske farvande, vurderes det, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske belastning af havmiljøet på ca. 15% for perioden 1989-2002, men dette skal tages med forbehold for de store variationer fra år til år. Navnlige 1998 og 1999 udmærkede sig ved høj våddeposition, hvilket skyldtes store nedbørsmængder i disse år.



*Figur 5.3* Den årlige våddeposition af ammonium og nitrat og den årlige nedbørsmængde på målestationerne på Anholt, ved Sepstrup Sande og ved Keldsnor i perioden 1989-2002. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg. Usikkerheden på årsmiddelværdierne for våddeposition af ammonium i 2002 er forhøjet for Sepstrup og Keldsnor (se Ellermann et al. 2003).

Faldet i luftens indhold af kvælstofforbindelser og tendensen til et fald i våddepositionen er i overensstemmelse med den udvikling, som ses i EMEP's emissionsopgørelser for Europa. Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer, rensning af røggasser og det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande m.m.



*Figur 5.2* Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak, partikelbundet ammonium, sumnitrat og kvælstofdioxid på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2002 er foretaget i forbindelse med LMP (se Kemp & Palmgren 2003).

## 6 Retention og transport i fjorde

Den årlige tilførsel af næringsstoffer til fjorde samt eksport fra fjorden til det tilstødende farvand er beregnet for 9 fjorde: Roskilde Fjord, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden, Odense Fjord, Mariager Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord og Skive Fjord i perioden 1985-2002. Beregningerne er udført af amterne. Tilførslen af næringsstoffer er givet ved næringsstofbelastningen af den pågældende fjord, og eksporten fra fjorden er beregnet ved at gange vandskiftet i fjorden med koncentrationen af TN og TP. Variationer i eksporten mellem år kan dermed skyldes både variationer i vandskifte og variationer i næringsstoffsaltkoncentration mellem år. Der er brugt forskellige metoder til beregning af vandskifte og stoftransport både over tid for den samme fjord og mellem fjorde, og det forventes derfor, at der er større usikkerhed forbundet med eksportberegninger fra før 1990.

Størrelsen af eksporten af TN og TP er angivet i Tabel 6.1 og 6.2.

For at sammenligne eksporten mellem fjorde er den beregnede eksport dog blevet normaliseret sådan, at hver fjord har en middeleksport på 0 og en spredning på 1. Da både vandskifte og næringsstofkoncentration er korreleret med afstrømning, afhænger næringsstofeksporten også af afstrømningen. Derfor er den normaliserede eksport af næringsstoffer desuden blevet korrigeret for variationer i afstrømning mellem år ved at antage lineær sammenhæng mellem eksport og afstrøm-

ning. Når der korrigeres for variationer i afstrømning, er eksporten af både kvælstof og fosfor til det tilstødende farvand faldende i perioden 1985-2002. For kvælstofeksportens vedkommende faldt den mest markant efter 1995 (Figur 6.1), hvorimod fosforeksporten faldt gennem hele perioden 1985-2002 (Figur 6.2).

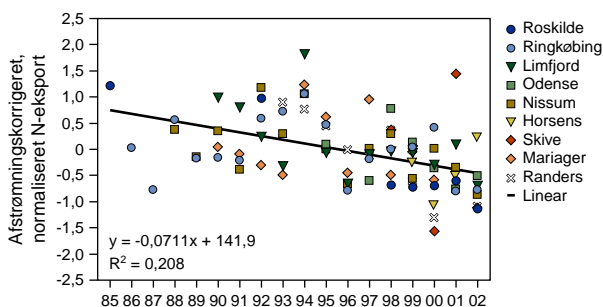
Andelen af TN og TP, der tilbageholdes i en fjord i forhold til belastningen, er vist i Figur 6.3 og 6.4. Den andel af belastningen, der tilbageholdes i en given fjord, afhænger dels af opholdstiden og dels af graden af iltsvind i et givet år. Jo større opholdstiden er i en fjord, jo mere tid er der til at omsætte og udfælde næringsstof. Ved lave iltspændinger frigives både kvælstof og fosfor fra bundsedimenterne, hvilket kan forårsage en øget næringsstofbelastning fra bunden, der er større end belastningen fra land. Frigivelsen fra bunden betyder, at andelen af særligt fosforbelastningen varierer meget mellem år.

Tabel 6.1. TN-eksport fra 8 danske fjorde til indre danske farvande og Nordsøen.

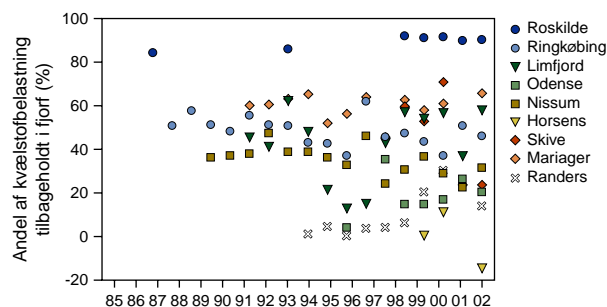
| TN eksport [tons/år] | Limfjorden                        | Randers Fjord | Odense Fjord | Horsens Fjord | Mariager Fjord | Roskilde Fjord | Ringkøbing Fjord     | Limfjorden | Nissum Fjord |
|----------------------|-----------------------------------|---------------|--------------|---------------|----------------|----------------|----------------------|------------|--------------|
|                      | Eksport til indre danske farvande |               |              |               |                |                | Eksport til Nordsøen |            |              |
| 1985                 |                                   |               |              |               |                | 341            |                      |            |              |
| 1986                 |                                   |               |              |               |                |                | 3457                 |            |              |
| 1987                 |                                   |               |              |               |                |                | 2746                 |            |              |
| 1988                 |                                   |               |              |               |                |                | 3801                 |            | 2581         |
| 1989                 |                                   |               |              |               |                |                | 2786                 |            | 1770         |
| 1990                 | 12450                             |               |              |               | 539            |                | 3285                 | -5109      | 2356         |
| 1991                 | 12002                             |               |              |               | 501            |                | 2871                 | -3028      | 1683         |
| 1992                 | 10597                             |               |              |               | 464            | 225            | 3850                 | -7556      | 2493         |
| 1993                 | 9169                              | 5007          |              |               | 462            |                | 3734                 | -140       | 1951         |
| 1994                 | 14528                             | 6627          |              |               | 827            |                | 4811                 | 4469       | 2832         |
| 1995                 | 9867                              | 5452          | 2300         |               | 734            |                | 4163                 | 9814       | 2095         |
| 1996                 | 4574                              | 2843          |              |               | 461            |                | 1715                 | 7599       | 990          |
| 1997                 | 6664                              | 2910          | 818          |               | 598            |                | 2217                 | 1412       | 1437         |
| 1998                 | 9089                              | 4781          | 2906         |               | 487            | 150            | 3260                 | -2564      | 2169         |
| 1999                 | 11047                             | 4781          | 2604         | 1961          | 690            | 137            | 3842                 | -3090      | 2209         |
| 2000                 | 10600                             | 3786          | 1936         | 1170          | 609            | 106            | 4435                 | -3122      | 2389         |
| 2001                 | 10053                             |               | 1486         | 1462          |                | 100            | 2840                 | 780        | 1840         |
| 2002                 | 9176                              | 4201          | 2068         | 2357          | 597            | 165            | 3344                 | -1222      | 1845         |

Tabel 6.2. TP-eksport fra 8 danske fjorde til indre danske farvande og Nordsøen.

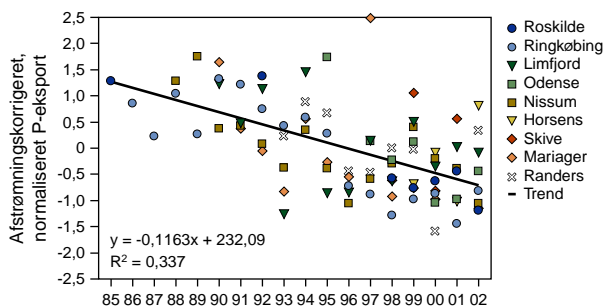
| TP eksport [tons/år] | Limfjorden                        | Randers Fjord | Odense Fjord | Horsens Fjord | Mariager Fjord | Roskilde Fjord | Ringkøbing Fjord     | Limfjorden | Nissum Fjord |
|----------------------|-----------------------------------|---------------|--------------|---------------|----------------|----------------|----------------------|------------|--------------|
|                      | Eksport til indre danske farvande |               |              |               |                |                | Eksport til Nordsøen |            |              |
| 1985                 |                                   |               |              |               |                | 63             |                      |            |              |
| 1986                 |                                   |               |              |               |                |                | 243                  |            |              |
| 1987                 |                                   |               |              |               |                |                | 194                  |            |              |
| 1988                 |                                   |               |              |               |                |                | 253                  |            | 138          |
| 1989                 |                                   |               |              |               |                |                | 174                  |            | 131          |
| 1990                 | 726                               |               |              |               | 47             |                | 276                  | 121        | 104          |
| 1991                 | 635                               |               |              |               | 34             |                | 248                  | 201        | 94           |
| 1992                 | 715                               |               |              |               | 30             | 50             | 233                  | 82         | 86           |
| 1993                 | 421                               | 148           |              |               | 23             |                | 198                  | 144        | 69           |
| 1994                 | 753                               | 193           |              |               | 44             |                | 252                  | 65         | 108          |
| 1995                 | 471                               | 175           | 165          |               | 35             |                | 221                  | 216        | 78           |
| 1996                 | 366                               | 112           |              |               | 26             |                | 72                   | 66         | 31           |
| 1997                 | 507                               | 115           | 67           |               | 53             |                | 62                   | 85         | 49           |
| 1998                 | 475                               | 147           | 90           |               | 24             | 15             | 80                   | -295       | 79           |
| 1999                 | 673                               | 163           | 109          | 100           | 32             | 9              | 131                  | -245       | 115          |
| 2000                 | 570                               | 114           | 51           | 104           | 29             | 7              | 155                  | -360       | 94           |
| 2001                 | 574                               |               | 48           | 86            |                | 9              | 80                   | -7         | 75           |
| 2002                 | 592                               | 174           | 83           | 133           | 30             | 9              | 150                  | -287       | 65           |



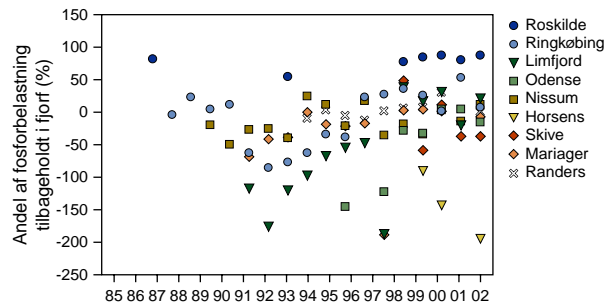
Figur 6.1 Afstrømningskorrigeret, normaliseret kvælstofeksport 1985-2002.



Figur 6.3 Andel af kvælstofbelastning tilbageholdt i fjorde 1985-2002.



Figur 6.2. Afstrømningskorrigeret, normaliseret fosforeksport 1985-2002.



Figur 6.4. Andel af fosforbelastning tilbageholdt i fjorde 1985-2002.

## 7 Andre forureningskilder og påvirkninger

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er ikke kun påvirket af udledninger af næringsstoffer. Andre forurenende stoffer og fysiske påvirkninger kan også spille en rolle. Dette afsnit gør på et overordnet niveau rede for et begrænset udvalg af disse påvirkningsfaktorer. Fokus er på klapning, offshore industri, skibsfart og fiskeri.

### Klapning

Skibstransport, færgetrafik og fiskeri - for ikke at tale om lystsejlad - har brug for, at havne og sejlrender har en kendt dybde og bredde. Hvert år giver amterne tilladelse til, at materiale fra de nødvendige oprensninger eller uddybninger dumpes på udvalgte klappladser inden for amtets område. I nogle tilfælde er indholdet af forurenende stoffer dog af en sådan karakter, at der ikke kan gives tilladelse til klapning. Materialet bliver derfor deponeret i særlige kystnære depoter. Det anslås, at der i 2002 blev klappet ca. 4 mio. tons uddybnings- og oprensningsfra havne og sejlrender. Der er, som det fremgår af Tabel 7.1, ikke nogen udvikling i perioden fra 1989 til 2002. Mængden vil især være påvirket af, om der i det pågældende år har været et eller flere større anlægsarbejder, som indebærer klapning.

### Skibsfart

Skibsfarten kan også give anledning til miljøeffekter. Det drejer sig bl.a. om oliespild og effekter af antibegroningsmaling.

Det er ikke muligt at sætte eksakte tal på de mængder olie, der ulovligt bliver udledt i danske farvande. Det er dog muligt at belyse problemets omfang med eksempler, der siger noget om antal og fordeling af olieforureninger gennem årene. En ny undersøgelse over antallet af olieindsmurte fugle i perioden fra 1984 til 1995 viser dog, at der er sket et fald i antal olieindsmurte fugle i Østersøen (Miljøstyrelsen ikke publ.). I Kattegat var der en generel forbedring frem til 1992, men efterfølgende er der sket en stigning i antallet af olieindsmurte edderfugle og måger. I den åbne Nordsø er der sket et fald i antallet af olieindsmurte fugle, mens situationen kystnært er uændret eller svagt stigende. I Vadehavsområdet er der sket en generel forbedring, dog var der en stigning i perioden 1994-1999. Antallet af meldinger om olieforurening i de danske farvande har været ret konstant i de sidste 5-10 år på omkring 400 meldinger med en tendens til et fald de senest år - på trods af en stigende skibstrafik, jf. Tabel 8.1.

For at forhindre begroning bliver skibenes skrog malet med en type maling, der indeholder giftige forbindelser. Giftene har en bredspektret virkning i miljøet, således at de udover at være virksomme

over for de organismer, som skaber begroning, også har uønskede bivirkninger for miljøet. Antibegroningsmidlet tributyltin (TBT), som blev introduceret i 60'erne, er et af de giftigste stoffer, der med forsæt spredes i det marine miljø. TBT medfører hormonelle forstyrrelser, der kan registreres som det såkaldte imposexfænomen hos konksnegle. Imposex er udviklingen af maskuline køns karakteristika i hunsnegle, der i ekstreme tilfælde kan medføre sterilitet og død.

### Offshore industri

Offshore industriens aktiviteter medfører udledning af en større mængde stoffer og materialer til havet. De væsentligste udledninger udgøres af udledninger og udslip af olie ved olieproduktion og udledning af kemikalier ved boring efter olie og gas samt ved den efterfølgende produktion.

I 2002 blev der ifølge offshore-operatørernes årlige rapporter til Miljøstyrelsen udledt i alt 431 tons olie under produktionen med produktionsvand og fortrængningsvand i den danske Nordsøsektor, mens spild tegnede sig for 28 tons (Tabel 7.1).

Udviklingen over årene i udledningen af olie med produktions- og fortrængningsvand (Tabel 7.1) skyldes flere faktorer. Mængden af produktionsvand øges dels som følge af en generelt øget produktionsaktivitet i den danske sektor og dels i takt med, at der kommer mere vand, efterhånden som felternes udnyttelsesgrad stiger. På den anden side nedbringes den samlede udledning af produktionsvand ved en forøget re-injecering af vandet på de platforme, hvor dette er muligt.

Hovedparten (ca. 90 %) af de anvendte og udledte kemikalier anses ikke for at udgøre en risiko for havmiljøet. Den resterende del af de anvendte og udledte stoffer og materialer (ca. 10%) varierer i farlighed afhængig af de udledte mængder og de enkelte stoffers og materialers iboende egenskaber, herunder giftighed, persistens og potentiale for akkumulering i fødekæden. Disse stoffer vil potentielt kunne påvirke havmiljøet i varierende grad.

### Fiskeri

Fiskene og fiskeriet er påvirket af miljøforholdene. Omvendt har fiskeri også indflydelse på både fiskebestandene og på en række miljø- og naturforhold i de danske farvande. Det er først og fremmest trawling, som påvirker miljøet, bl.a. i form af slæbespor gennem vegetationsbælter eller fjernelse af vegetationen eller ændret struktur og funktion i bundfaunasamfundene, som kan være en vigtig fødekilde for mange fisk.

Tabel 7.1. Årlige klappmængder, oliemeldinger og udledninger af tungmetaller og produktionsvand fra offshoreindustriens borer for perioden 1989–2002 (baseret på Miljøstyrelsen, 1999 og nyere data fra Miljøstyrelsen). Bemærk at olie udledt med produktionsvand- og fortrængningsvand er opgjort for hhv. alifater (1-søjle) og aromater (2. søjle).

|      | Klappmængder | Oliemeldinger       | Oliespild fra platforme | Olie udledt med produktionsvand- og fortrængningsvand |     | Kemikalier udledt fra offshore industrien |
|------|--------------|---------------------|-------------------------|---|-----|---|
|      | mio. tons    | antal <sup>1)</sup> |                         | tons  |     |   |
| 1989 | 3,3          | 319                 | -                       | 29  | -   | -   |
| 1990 | 4,6          | 345                 | -                       | 36  | -   | -   |
| 1991 | 8,0          | 454                 | -                       | 43  | -   | -   |
| 1992 | 7,0          | 356                 | 9,2                     | 72  | -   | -   |
| 1993 | 6,4          | 320                 | -                       | 106   | -   | -   |
| 1994 | 5,4          | 354                 | 36                      | 138   | -   | -   |
| 1995 | 4,2          | 405                 | 67                      | 129   | -   | -   |
| 1996 | 3,5          | 393                 | 8                       | 164   | -   | -   |
| 1997 | 4,0          | 360                 | 15                      | 127   | -   | -   |
| 1998 | 3,7          | 476                 | 11                      | 174   | -   | -   |
| 1999 | 3,3          | 489                 | 20                      | 180   | -   | -   |
| 2000 | 4,1          | 457                 | 408 <sup>2)</sup>       | 271   | -   | -   |
| 2001 | 3,9          | 332                 | 15                      | 290   | 146 | 54.937                                    |
| 2002 | 4,0          | 255                 | 28                      | 294   | 137 | 55.060                                    |

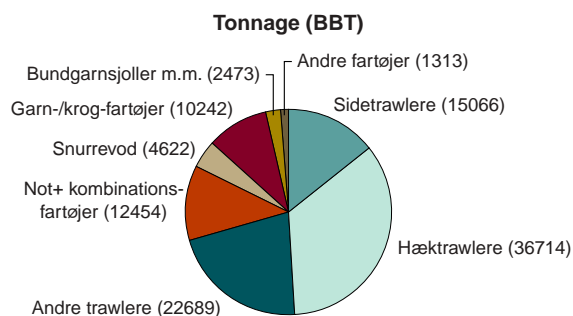
1) Data for 1089-1995 stammer fra Miljøstyrelsens statistik over indberettede miljøobservationer på havet. 2) Ud af de 408 tons udgør et enkelt uheld 337 tons.

En systematisk og landsdækkende overvågning af fiskeriets mulige effekter på miljø- og naturforholdene er ikke etableret. Det skyldes bl.a. at der er mange forhold vedrørende fiskeri og miljøeffekter, hvor videngrundlaget i dag er utilstrækkeligt. Hvis man vil vurdere betydningen af fiskeriet, er det derfor nødvendigt at gøre dette indirekte. Blandt de indirekte 'mål' er bl.a. oplysninger om fiskeflådens størrelse og sammensætning, fiskeriets landinger og fiskebestandenes udvikling.

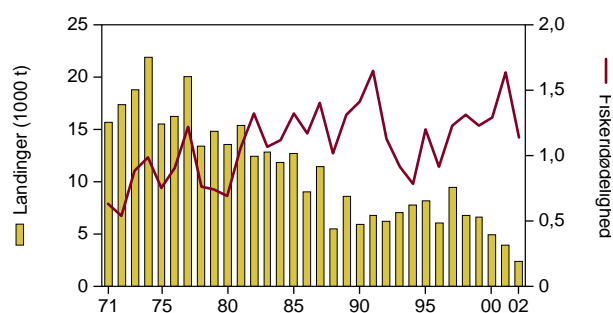
Størrelsen af fiskeflåden kan udgøre et indirekte mål for fiskeriets mulige påvirkning. Antallet af erhvervsfiskefartøjer er faldende fra et niveau i 1995 på 5.183 stk. til 3.831 stk. i 2002 (Fiskeridirektoratet, 2003). Tonnagen er i samme periode stort set uændret. Udtrykt som beregnet bruttoton (BBT) er den faldet fra 111.420 til 105.574 tons. Udtrykt som BRT/BT er den steget ganske lidt, fra 98.897 til 99.720 tons.

Fordelingen af fartøjstyper i 2002, udtrykt ved tonnagen, fremgår af Figur 7.1. Bemærk, at trawlfartøjer mv. udgør omkring 2/3 af den samlede danske tonnage.

Set over en årrække er der sket store ændringer i fiskeriet, jf. Munch-Petersen (2002). For mange farvandsområder (Nordsøen, Skagerrak, Kattegat eller Østersøen) er der dokumenteret ændringer i gydebiomasse, landinger eller fiskerdødelighed hos en række kommercielle fiskearter (bl.a. sild, torsk og rødspætte). Et eksempel er givet i Figur 7.2, hvor udviklingen i landinger og fiskerdødelighed af torsk i Kattegat er vist.



Figur 7.1 Tonnage (BBT) af danske fiskefartøjer fordelt på fartøjstyper i 2002 (Fiskeridirektoratet, 2003).



Figur 7.2. Torsk i Kattegat. Udvikling i landinger og fiskerdødelighed (fra Munch-Petersen, 2002).

## 8 Næringsstofkoncentrationer og ratio

Næringssaltkoncentrationer er tilstandsvariable for vandkvaliteten i de marine områder, idet høje niveauer generelt medfører øget primærproduktion med de deraf afledte effekter. Årsmidler af næringssaltkoncentrationer i fjerde og kystnære områder samt i de åbne havområder blev beregnet med en tresidet variansanalyse (Bilag 1). Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen blev undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (Bilag 1). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls  $\tau$ -test.

### Udvikling fjerde og andre kystnære områder

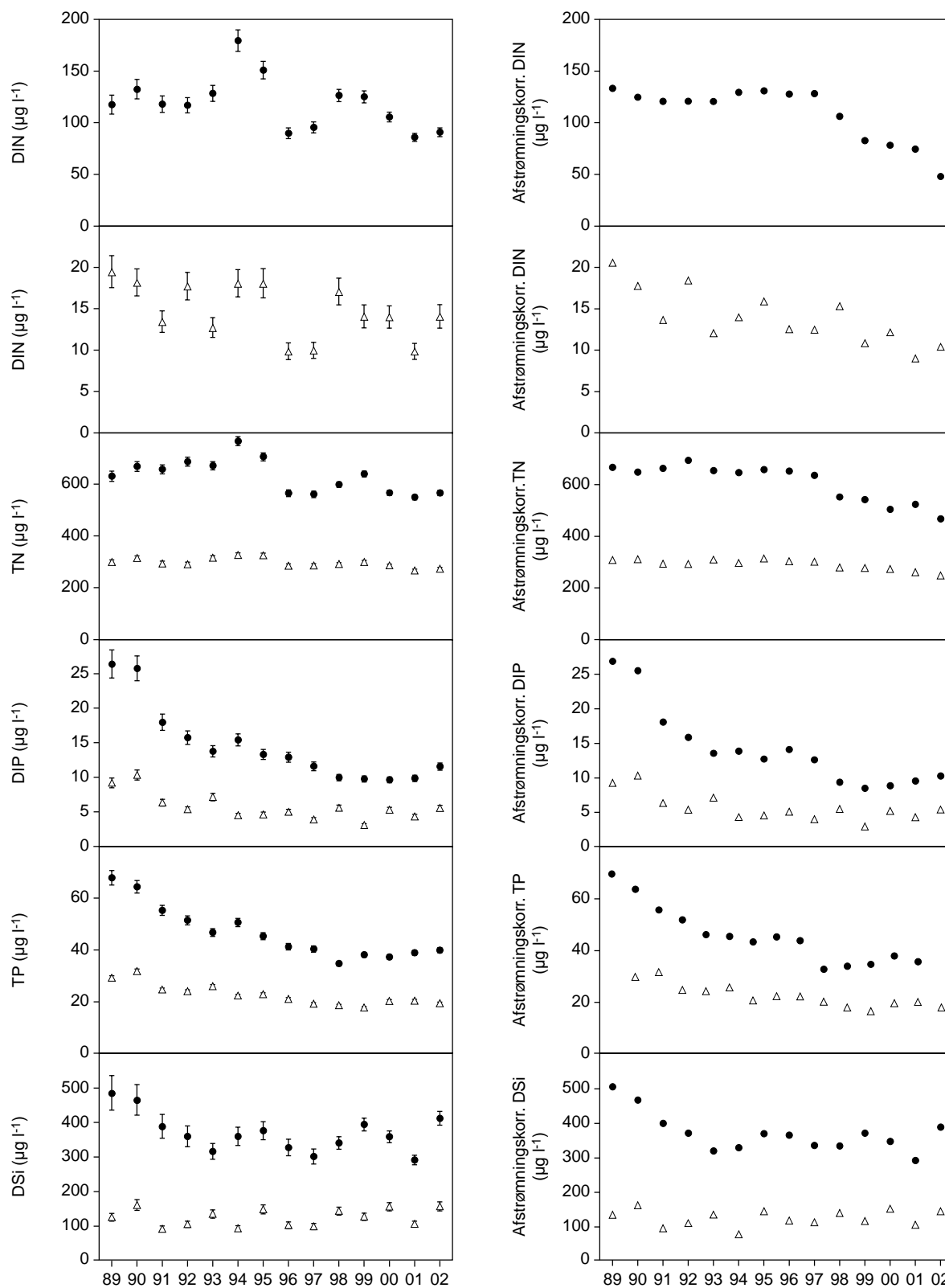
Årsmidlerne for DIN og TN var sammenlignelige med de to tørre år 1996 og 1997 (Figur 8.1), selvom afstrømningen i 2002 var den næsthøjeste registrerede for perioden 1989-2002. Denne tendens til lavere kvælstofkoncentrationer er tydeligere, når der foretages korrektion for variationer i afstrømningen, idet perioden fra 1998 og fremefter har haft gradvist lavere niveauer for både DIN og TN. I 2002 var de afstrømningskorrigerede DIN- og TN-årsmidler henholdsvis 38% og 71% af niveauet fra 1989-1997 og de hidtil laveste værdier. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis  $10 \mu\text{g P l}^{-1}$  og  $40 \mu\text{g P l}^{-1}$  efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 1990'erne. De seneste 3-4 år har der imidlertid været en svag tendens til stigninger i fosforniveauerne, når der korrigeres for variationer i afstrømningen. Selvom koncentrationerne i 2002 var høje, er der ingen udvikling i siliciumniveauet, når der ses bort fra de første år (1989-1990), hvor detektionsgrænserne for DSI var meget høje. Tendensen med faldende DIP-koncentrationer i starten af 1990'erne efterfulgt af stabilisering og faldende DIN-koncentrationer i de seneste år viser sig tydeligt i forholdet mellem de to koncentrationer, som toppede i 1999 (Figur 8.2). Forholdet mellem DIN og DIP var i 2002 på niveau med 1996 og 1997. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden 1998 (Figur 8.3) og fosfor ligeledes i perioden 1989-2001, men i 2002 faldt den potentielle fosforbegrænsning til et niveau svarende til midt i 1990'erne. Statistisk signifikante fald i næringsstofkoncentrationer blev observeret for DIP og TP, hvorimod DIN og TN endnu ikke er signifikante på et 5% signifikansniveau. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste alle stærkt signifikante fald ( $P < 0,001$ ) med undtagelse af DSI, og den potentielle N- og P-begrænsning var signifikant stigende over perioden 1989-2002.

### Udvikling åbne havområder

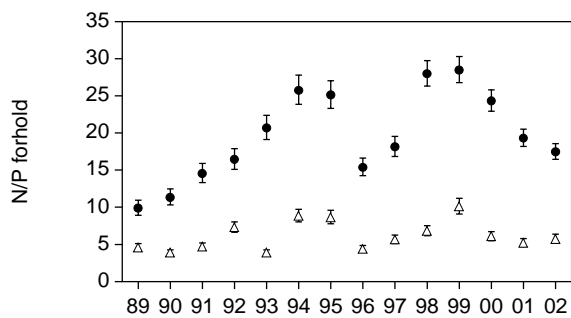
Årsmidlerne for DIN og TN i 2002 var på niveau med 1996-1997 og 2001 (Figur 8.1). De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set igennem hele perioden, hvilket for DIN og TN har resulteret i en forventet koncentration på omkring henholdsvis  $10 \mu\text{g N l}^{-1}$  og  $250 \mu\text{g N l}^{-1}$  for et år med middel afstrømning. Niveauerne har stabiliseret sig på omkring  $5 \mu\text{g P l}^{-1}$  og  $20 \mu\text{g P l}^{-1}$  for henholdsvis DIP og TP efter markante fald i starten af 1990'erne. DSI har haft svagt stigende niveauer for perioden 1989-2002 med 2002 som den næsthøjeste værdi. Forholdet mellem DIN og DIP var langt mindre systematisk sammenlignet med fjerde og kystnære områder med høje værdier i de fleste af de afstrømningsrige år (Figur 8.2). De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel næringssaltbegrænsning. Væksten af planteplankton er i de senere år begrænset i 80-90% af den produktive periode for både N og P (Figur 8.3). Signifikant faldende niveauer er observeret for DIN, DIP og TP, og TN udviser også et fald ( $P=0.0554$ ). Den stigende potentielle begrænsning af algevæksten er signifikant for både N og P, og alle de afstrømningskorrigerede næringssaltniveauer var signifikant faldende ( $P < 0.01$ ) med undtagelse af DSI.

### Udvikling bundvand i de indre farvande

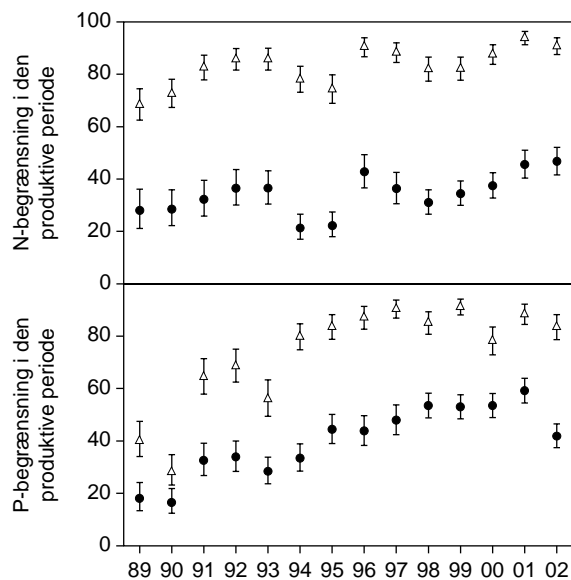
DIN i 2002 var et af de højeste i perioden 1989-2002 (Figur 8.4), hvilket i forårs månederne tilskrives indtrængende vand med den jyske kyststrøm og i resten af året en større kvæstofflux fra sedimenterne under iltvindet. De afstrømningskorrigerede DIN-niveauer viser dog en faldende tendens, hvor årene 1989, 1995, 1999 og 2002 udmærker sig ved relativt høje koncentrationer i forhold til de nærmeste andre år. I alle disse år er der registreret indtrængende vand med den jyske kyststrøm. Afstrømningskorrigeret DIN i 2002 var 10% højere end 2000-2001 niveauet. De forhøjede DIN-koncentrationer påvirkede dog ikke TN-niveauet i 2002, og TN har været faldende siden 1989. DIP har været faldende fra 1989-1997, hvorefter niveauet ser ud til at stige igen. Disse svagt stigende DIP-koncentrationer er sandsynligvis koblet til de generelt dårlige iltforhold fra 1999 og fremefter. TP-koncentrationen er faldet ca. 50% fra 1989 til 1997, hvor niveauet har stabiliseret sig omkring  $30 \mu\text{g P l}^{-1}$ . Der har ikke været nogen generel tendens for DSI, men niveauet i 2002 var det hidtil højeste. Forholdet mellem DIN og DIP har været stigende i perioden 1989-2002 (Figur 8.5), idet høje DIP-koncentrationer i starten af 1990'erne resulterede i en lav ratio. Koncentrationerne af DIP, TN og TP er faldet signifikant gennem perioden, hvorimod de afstrømningskorrigerede næringssalte alle var signifikant faldende ( $P < 0.01$ ) med undtagelse af DSI.



Figur 8.1. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi (figurer i venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende koncentrationer korrigerede for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra havområder med forskellige akser.

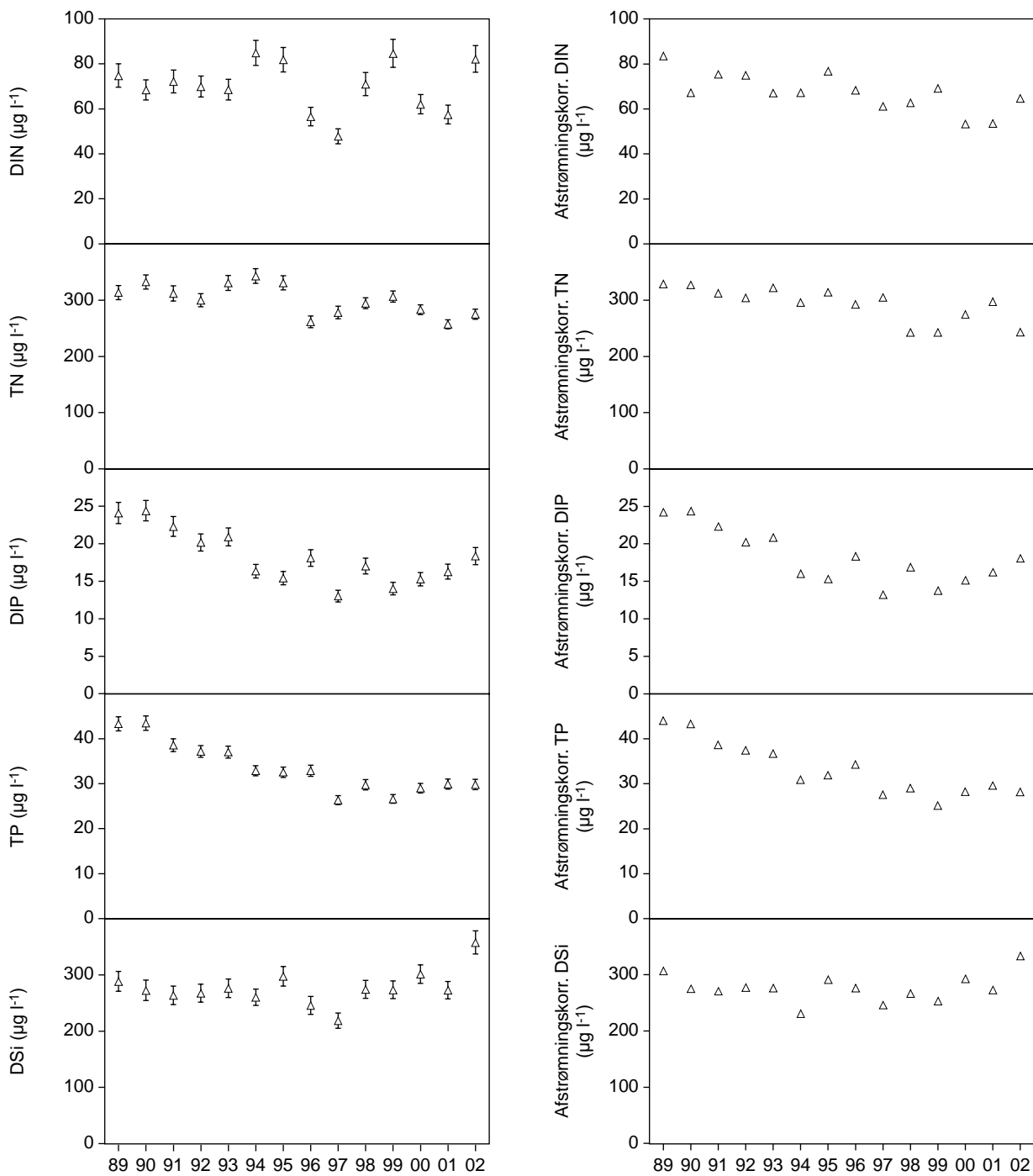


Figur 8.2. Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor i overfladevandet (0-10 m) beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter log-transformation. Middelværdi og dets 95% konfidensgrænser for dette forhold er angivet med trekanter for åbne havområder og cirkler for fjorde og kystnære områder.

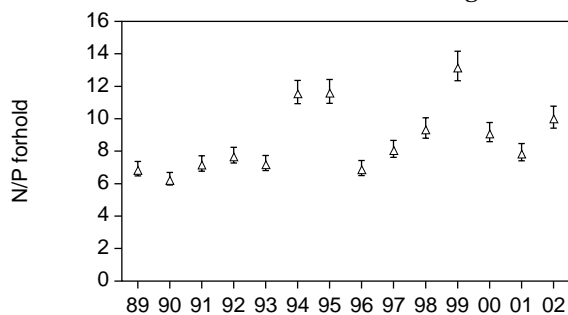


Figur 8.3. Potentiel begrænsning af kvælstof og fosfor udregnet som sandsynligheden for, at målinger i den produktive periode fra marts til og med september lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ( $28 \mu\text{g l}^{-1}$  for DIN og  $6.2 \mu\text{g l}^{-1}$  for DIP) i overfladevandet (0-10 m). Fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter.





Figur 8.4. Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet ( $\geq 15$  m) for de indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser.



Figur 8.5. Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor for bundvandet ( $\geq 15$  m) i de indre danske farvande beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter log-transformation.

### Konklusion

Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser klare faldende tendenser, når der tages højde for år til år-variationerne i ferskvandsafstrømningen. Disse resultater tilskrives i stor udstrækning Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. Tilsvarende initiativer i vores nabolande kan ligeledes have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Den jyske kyststrøm resulterede i højere DIN-koncentration i bundvandet (<10% forøgelse) i de indre farvande i forårsmånederne af 2002.

## 9 Udvikling i plankton

Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i Bilag 2. Indeks for kulstofbiomassen af kiselalger er beregnet ud fra årsbiomasser. Korrektioner af indeksværdierne for klimatiske variationer er beskrevet i Bilag 2.

### Fytoplankton kulstofbiomasse

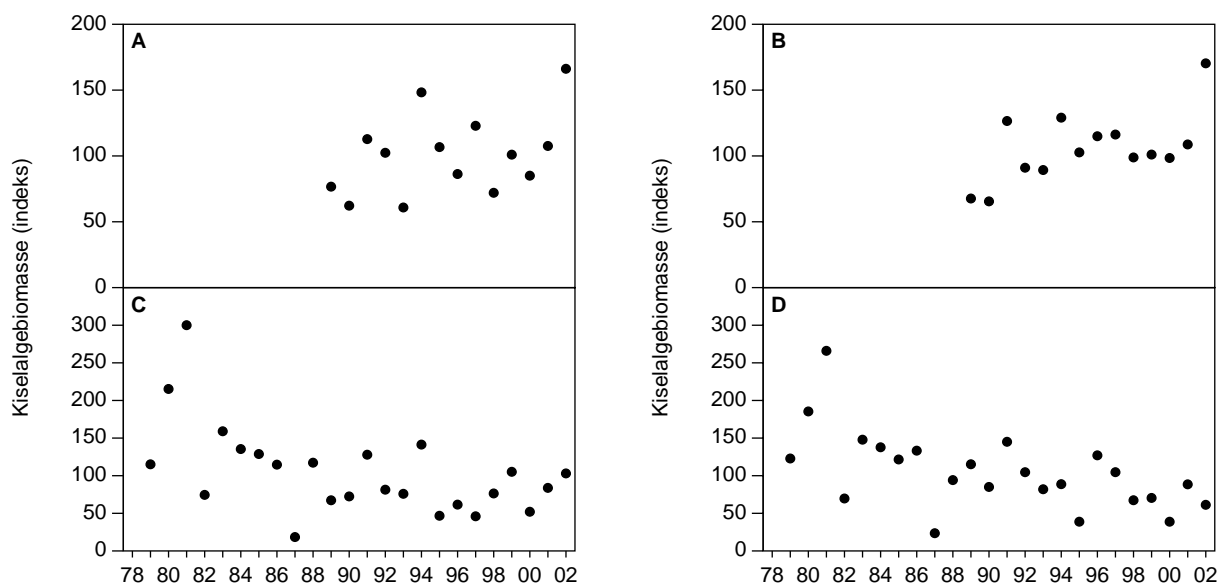
Kiselalger er den dominerende algegruppe i de fleste danske fjorde med høj saltholdighed, og en af de væsentligste algegrupper i de åbne havområder. Udsynkning af kiselalger fra overfladevandet forsyner bundlevende dyr med betydelige mængder af organisk materiale.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald (Figur 9.1). Til vurdering af sammenhæng mellem kiselalgebiomassen og klimatiske variationer blev indeksværdier for følgende parametre inddraget i en multipel regressionsanalyse (se Bilag 2): afstømningsvind, indstråling, temperatur og antal soltimer pr. sommer. Kiselalgebiomassen i fjordene hang i perioden 1989-2001 signifikant sammen med antallet af soltimer i sommerperioden maj-september ( $P < 0,05$ ). Ved korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (antallet af soltimer i sommerperioden) blev år til år variationerne væsentligt mindre. De korrigerede indeksværdier viste en signifikant stigning ( $P < 0,05$ ) i perioden 1989-2002. Udelades værdien for 2002, der er beregnet ud fra

sammenhængen mellem biomasse og klima fundet for perioden 1989-2001, har der ikke været nogen signifikant stigning i kiselalgebiomassen. I de åbne havområder faldt biomassen af kiselalger fra 1979 til 2002 (Figur 9.1C). Mest markant var faldet i perioden ind til midt i 1980'erne. Ved korrektion for klimatiske variationer (afstrømning) blev tendensen til faldende biomasser forstærket (Figur 9.1D). Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse er faldet signifikant siden 1979 ( $P < 0,01$  for begge indeks).

### De frie vandmasser

Miljøtilstanden i de åbne vandmasser er i det følgende beskrevet ved 3 parametre: vandets klarhed (sigtdybde), mængden af alger i vandet (klorofylkoncentrationen) og algevæksten (primærproduktionen). Alle tre parametre har indgået i overvågningen af havmiljøet siden omkring 1980, og der foreligger derfor gode tidsserier for udviklingen. For alle tre parametre er der beregnet et indeks, som er den procentvise værdi i forhold til langtidsmiddelværdien (for beregning, se Ærtebjerg et al. 2002). Hver parameter er beskrevet både med de observerede indeks og indeks, som er korrigeret for klimaet i år 2002. Klimakorrektionen er foretaget ved en multipel lineær regressionsanalyse af sammenhængen mellem klima, beskrevet som lufttemperatur, vindhastighed, indstråling samt ferskvandsafstrømning og de observerede indeks. Derefter er indeks beregnet for hvert år, men korrigeret for effekten af klimaet det pågældende



Figur 9.1. Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i de indre farvande (C og D). Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se Bilag 2). Figurerne A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurerne B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer. Den åbne cirkel i figur B angiver indeks korrigeret ud fra korrelation fundet for perioden 1989-2001 (se Bilag 2).

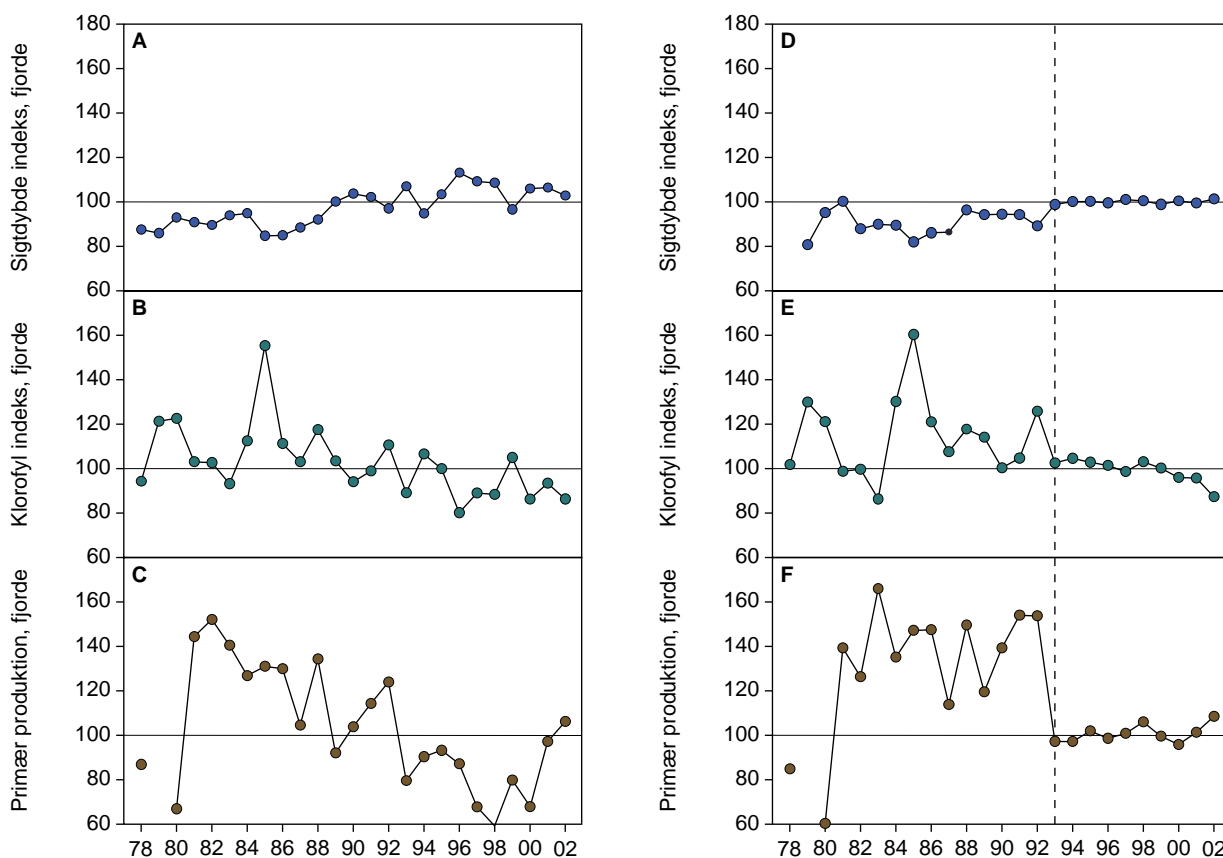
år. Metoden er beskrevet i detaljer i Ærtebjerg et al. 2002. Miljøtilstanden er delt op i fjorde og åbent hav, idet udvikling i miljøtilstanden i de to typer af områder er væsentlig forskellig.

### Fjorde

Sigtddybden i fjordene var mindre i 2002 end i de to foregående år, og på niveau med sigtddybden i begyndelsen af 1990'erne (Figur 9.2A). Over de sidste syv år har der været en tendens til mindre sigtddybde år for år med undtagelse af 1999. Klorofylkoncentrationen i fjordene var relativt lav i 2002 og på niveau med 1993, 1997, 1998 og 2000. Primærproduktionen var høj i 2002, højere end i 2001 og betydeligt over niveauet siden 1993. Samlet har der været mere uklart vand og højere algevækst i fjordene i 2002 i forhold til de foregående år, mens mængden af alger i vandet er på et lavt niveau.

Klimakorrektionen er som de foregående år udført for perioden 1993 og frem. Den periode er valgt, fordi reduktionen i punktkildernes fosfortilførsel i slutningen af 1980'erne og begyndelsen af 1990'erne medførte et tydeligt skift i fjordenes biologi og dermed i sammenhængen mellem tilstand og klima. Klimakorrektionen viser en entydig negativ effekt af afstrømningen (Tabel 1). Større ferskvandsafstrømning medfører lavere sigtddybde, flere alger og kraftigere algevækst. Sammenhængen er

kvantificeret ved koefficienter, som udtrykker den procentvise ændring i tilstanden per procent ændring i afstrømningen. Sammenhængen er kraftigst for primærproduktionen (0,63), lavere for klorofylkoncentrationen (0,28) og svagest for sigtddybden (-0,16). Det er som forventet, idet en øget ferskvandsafstrømning tilfører næringssalte og stimulerer algevæksten. En afledt effekt af en øget algevækst er, at der kommer flere alger, og at vandet bliver mere uklart, men der er en række forhold, der spiller ind og modificerer sammenhængen, hvilket gør, at disse afledte effekter er mindre følsomme end primærproduktionen. Vinden i sommerperioden udviser en negativ sammenhæng til klorofylkoncentrationen, hvilket antagelig skyldes, at vinden driver cirkulationen i vandsøjlen, som igen bestemmer, hvor effektivt de benthiske filtratorer kan græsse på fytoplanktonet. Mere vind giver således en højere græsning og en lavere klorofylkoncentration. Indstrålingen i forår/sommerperioden har en positiv effekt på primærproduktionen som forventet. Temperaturenns effekt er mindre klar. Temperaturen fra december året før og næsten hele vækstsæsonen har en negativ effekt på primærproduktionen. Umiddelbart skulle man forvente en stimulering af produktionen, men den negative effekt kan skyldes, at en høj temperatur medfører en øget lagdeling af vandsøjlen og dermed mindre tilførsel af næringssalte fra bunden til



Figur 9.2. Udvikling i sigtddybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i fjorde. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtddybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1993 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Tabel 9.1. Statistik for beregning af klimakorrigerede indeks. Indeks er 100 + (observeret værdi – model værdi – år\*koef. for år), hvor modelværdien er beregnet ud fra nedenstående koefficienter. Se Ærtebjerg et al. 2002 for en detaljeret beskrivelse af beregningsmetode. \* angiver, at perioden ligger i året før den observerede værdi. \*\* angiver, at perioden passerer årsskiftet.

|                            | Koefficient           | ± Standard-error | p-værdi | Måneder   |
|----------------------------|-----------------------|------------------|---------|-----------|
| <b>Sigt dybde, fjorde</b>  |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,98 | År: 93-02        |         |           |
| -37,990                    |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | -0,161                | 0,012            | <0,0001 | 8 – 10**  |
| Temperatur                 | 1,583                 | 0,197            | 0,0001  | 4 – 11*   |
| <b>Klorofyl, fjorde</b>    |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,89 | År: 93-02        |         |           |
| 2962,789                   |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | 0,278                 | 0,044            | 0,0007  | 10 – 10*  |
| Vind                       | -1,128                | 0,337            | 0,015   | 5 - 9     |
| Aar                        | -1,394                | 0,398            | 0,013   |           |
| <b>Primærprod., fjorde</b> |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,97 | År: 93-02        |         |           |
| 274,839                    |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | 0,626                 | 0,058            | <0,0001 | 1 – 11**  |
| Temperatur                 | -4,554                | 0,523            | 0,0001  | 12-7*     |
| Indstråling                | 2,046                 | 0,257            | 0,0002  | +9-12     |
|                            |                       |                  |         | 3 - 7     |
| <b>Sigt dybde, hav</b>     |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,94 | År: 88-02        |         |           |
| -3269,03                   |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | -0,167                | 0,026            | <0,0001 | 3 - 6     |
| Temperatur                 | -0,941                | 0,358            | 0,024   | 3 - 10    |
| Aar                        | 1,7458                | 0,134            | <0,0001 |           |
| <b>Klorofyl, hav</b>       |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,87 | År: 90-02        |         |           |
| 3254,463                   |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | 0,124                 | 0,050            | 0,0391  | 1 - 10    |
| Temperatur                 | -4,142                | 0,780            | 0,0007  | 4 – 10**  |
| Indstråling                | -0,760                | 0,231            | 0,0111  | 11 – 8*   |
| Aar                        | -1,341                | 0,328            | 0,0035  |           |
| <b>Primærprod., hav</b>    |                       |                  |         |           |
| Intercept:                 | r <sup>2</sup> : 0,83 | År: 93-02        |         |           |
| -7974,638                  |                       |                  |         |           |
| Afstrømning                | 0,543                 | 0,139            | 0,006   | 10 – 12** |
| Aar                        | 4,007                 | 1,259            | 0,015   |           |

den produktive zone ved overfladen, hvor lyset tillader algevækst.

De klimakorrigerede indeks viser, at der ikke har været nogen udvikling i sigt dybden siden 1993. Sigtdybden i 2002 var således ikke lavere end forventet, når man tager den store ferskvandsafstrømning i betragtning, og ligger fortsat 10-20% over sigt dybden før 1993 (Figur 9.2D). Den klimakorrigerede klorofylkoncentration var lav i 2002 og fortsætter dermed en nedadgående tendens, som har været tilstede siden midt i 1980'erne. Det klimakorrigerede indeks for primærproduktion ligger markant lavere efter 1993 og viser dermed tydeligt effekten af reduktionen i fosfortilførsler fra

punktkilder. Værdien for 2002 er den højeste siden 1993, men stadig markant lavere end i 1980'erne.

Samlet har miljøtilstanden i fjordene i 2002 været lidt dårligere end de foregående år pga. af den høje nedbørsmængde i 2002, men når man korrigerer for år til år-svingninger i klimaet, har miljøtilstanden i fjordenes frie vandmasser været stabil siden 1993. Der skete en tydelig forbedring omkring 1989 til 1993, så vandet siden da har været klarere med færre alger og mindre algevækst end i 1980'erne.

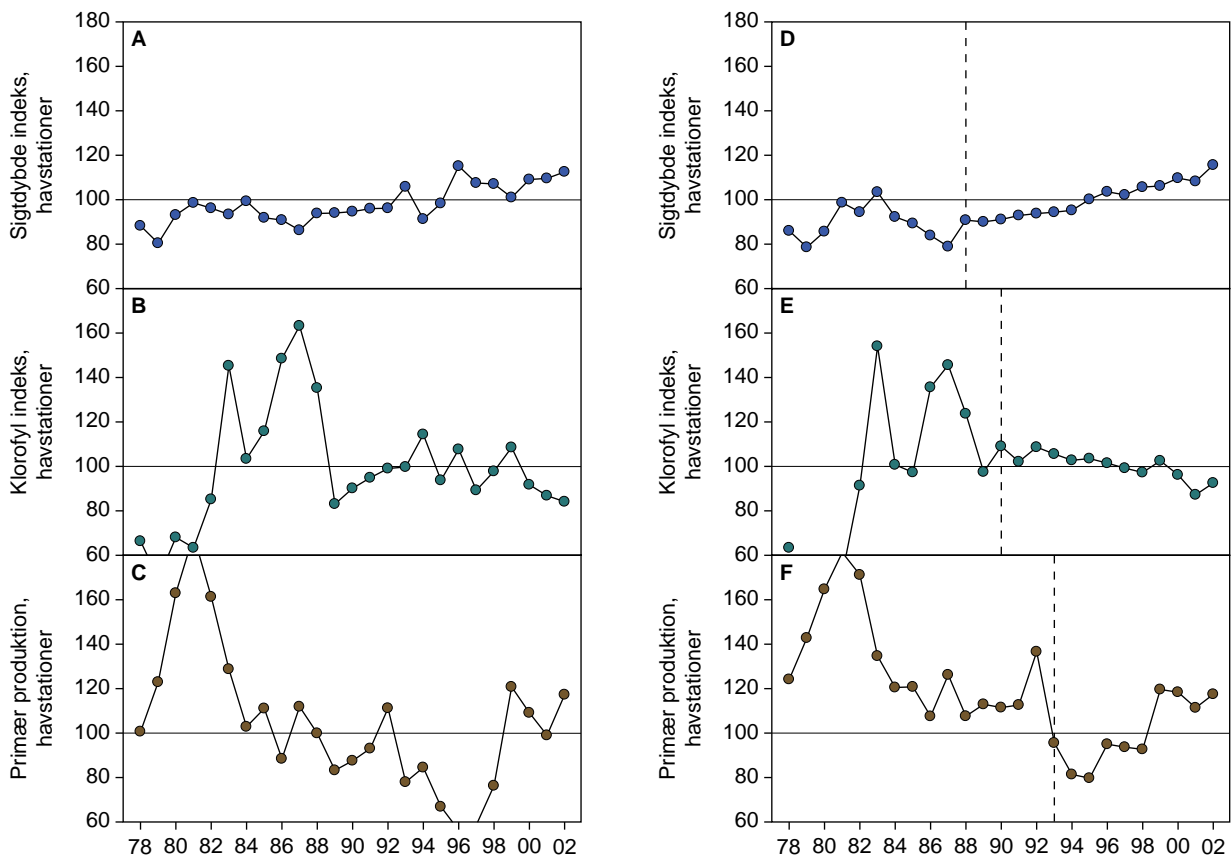
### Åbne indre farvande

Vandet i de åbne indre farvande var relativt klart i 2002 med en sigt dybde, som var den næsthøjeste, der er målt, kun overgået af 1996, hvor indekset for sigt dybde var nogle få procent højere. Dette modsvares af en lav klorofylkoncentration, som er den laveste, der er målt siden 1989. Primærproduktionen var særdeles høj i 2002. Særligt i marts måned, hvor den var næsten det dobbelte af det normale, men også i maj, juni og oktober, hvor den var 1/3 over det normale (Figur 9.3).

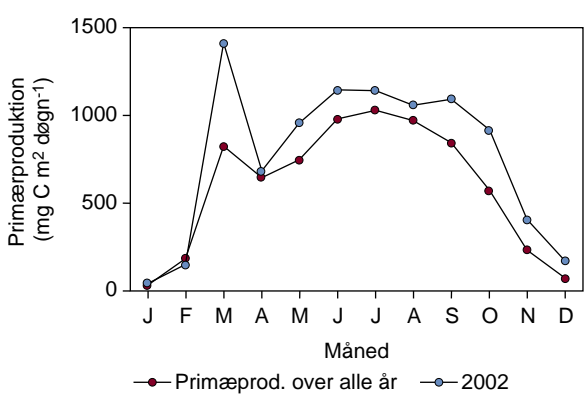
Det samlede indeks var 17% over det normale og på niveau med værdien fra 1999. Ellers skal man helt tilbage til 1983 for at finde lignende værdier. Det skal i den forbindelse bemærkes, at prøvetagningen før 1989 var mindre systematisk, så det er lidt usikkert at sammenligne værdier før og efter 1989. Sæsonfordelingen af primærproduktionen var også usædvanlig i 2002. Normalt er der en svag forårsopblomstring i marts, hvorefter produktionen følger en klokkeformet kurve med maksimum i juli og august (Figur 9.4). I 2002 var produktionen i marts den højeste på hele året, og produktionen i maj og juni var også relativt højere end normalt. Figur 9.4 viser et indeks for produktionen i månederne marts til juni. Produktionen i forårsperioden i 2002 var 32% over middelværdien for alle år og overgås kun af værdien fra 1980/81, der dog, som tidligere nævnt, var baseret på meget færre data og derfor noget usikker.

Beregningen af klimakorrigerede indeks viser samme mønster som de foregående år, og som også er set i fjordene. Det mest markante er, at ferskvandsafstrømningen har en negativ effekt på miljøtilstanden det pågældende år, således at høj afstrømning giver høj primærproduktion, flere alger og lavere sigt dybde.

De klimakorrigerede indeks udviser en jævn stigning i sigt dybden med omkring 1,7% pr. år (Tabel 9.1), og værdien er nu omkring 30% højere end i begyndelsen af 1980'erne. Udviklingen i sigt dybden modsvares af udviklingen i klorofylkoncentrationen, hvor det klimakorrigerede indeks er faldet siden 1990 og ligger på et lavere niveau end



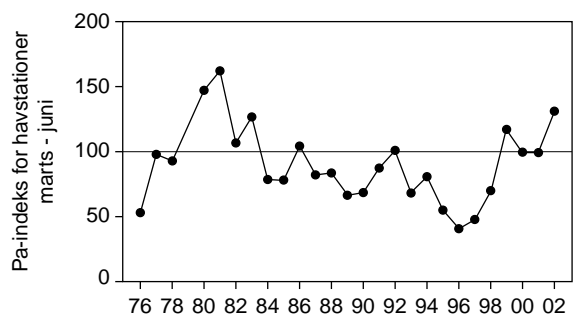
Figur 9.3. Udvikling i sigtgybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i de åbne indre farvande. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtgybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Tabel 9.1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1988 (sigtgybde), 1990 (klorofylkoncentration) og 1993 (primærproduktion) og frem og derefter anvendt på hele perioden.



Figur 9.4. Månedsmiddelværdier for primærproduktion i de åbne indre farvande i 2002 og som middelværdi over alle år.

i 1980'erne. Udviklingen i det klimakorrigerede indeks for primærproduktion udviser en stigning siden 1994 og ligger på niveau med værdien i 1980'erne, men disse værdier er som tidligere nævnt behæftet med nogen usikkerhed pga. ændringer i prøvetagningen (Figur 9.5).

Miljøtilstanden i de indre farvande i 2002 var præget af det omfattende iltsvind, som udviklede sig fra august måned. Den umiddelbare årsag var, ud over meget lidt vind, den ekstremt høje algeproduktion i marts og maj/juni måned, som udviklede sig efter den høje nedbør i januar, februar og juni/juli (Figur 2.1C-klimaafsnit). Klorofylkoncentrationen var lav, og sigtgybden særdeles god i de indre farvande i 2002.



Figur 9.5. Indeks for primærproduktion i de indre farvande for marts til juni måned. Se tekst for beregning af indeks.

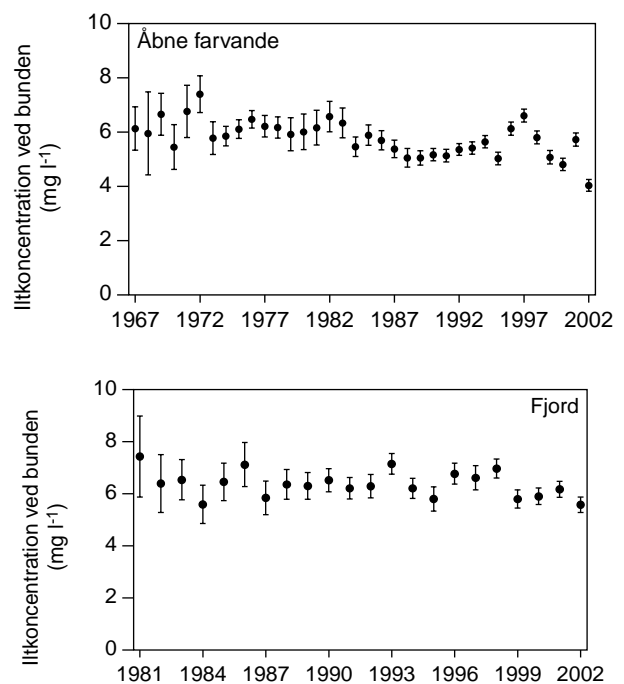
# 10 Iltforhold

Reduktion af iltindholdet ved bunden og eventuel udvikling af iltsvind er en sekundær effekt af eutrofiering. Øget næringsstoffertilførsel giver øget primærproduktion, som fører til øget iltforbrug. Det aktuelle iltindhold kan dog ikke direkte relateres til mængden af tilførte næringsstoffer, da iltkoncentrationen er resultatet af både iltforbruget og ilttilførslen, hvor sidstnævnte afhænger af de meteorologiske forhold, især vindens styrke og retning. Den eutrofieringsbetingede udvikling i iltforholdene kan derfor kun vurderes fra lange tidsserier eller ved modelberegninger, hvor der tages højde for variationerne i ilttilførslen.

## Udvikling i iltforhold

Trendanalyser af middeliiltkoncentration ved bunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på tidsserier fra de danske farvande delt op på områder (Tabel 10.1). I de lavvandede vestjyske fjorde, Vadehavet, Limfjorden, sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet kan der ikke påvises en signifikant udvikling i de eksisterende tidsserier, sandsynligvis fordi lagdelinger her er midlertidige og hændelserne af varierende længde, hvilket giver stor spredning i data. I de østjyske og fynske fjorde og Det sydfynske Øhav er der gennem de seneste henholdsvis 20 og 25 år sket et signifikant fald i middeliiltkoncentrationen juli-november på 0,05-0,065 mg l<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er middeliiltkoncentrationen faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne med 0,03-0,05 mg l<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Tabel 10.1).

Kombineres henholdsvis alle kystvande og alle åbne farvande er der ingen tydelig udvikling i fjorde og kystvande i perioden 1981-2002. Dog lå middeliiltkoncentrationen relativt lavt i de seneste 4 år og relativt højt i 1996-1998 (Figur 10.1). I de åbne farvande var middeliiltkoncentrationen juli-november høj i slut-

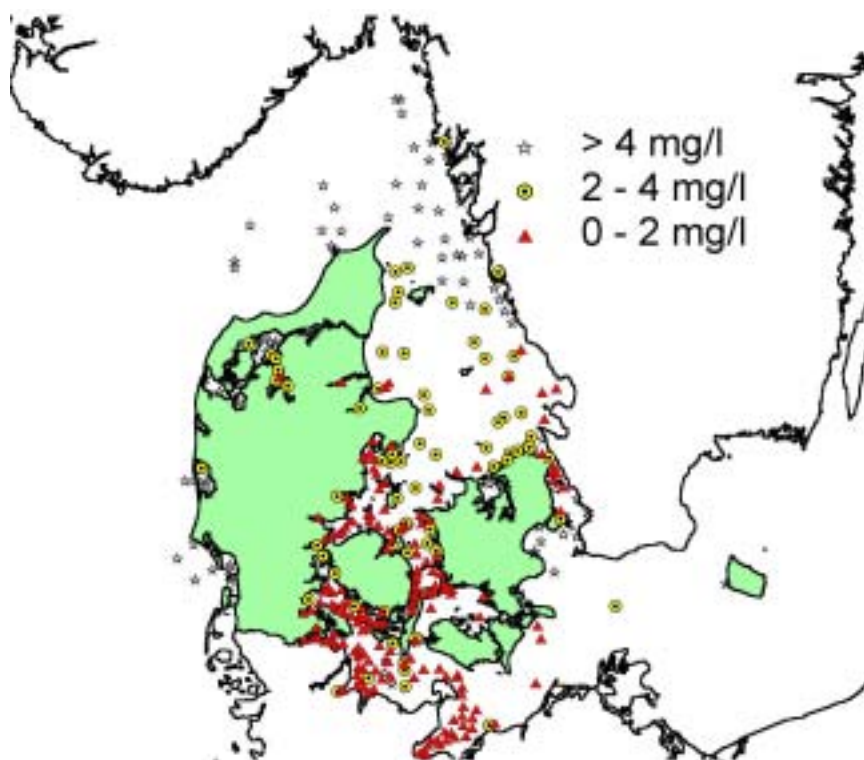
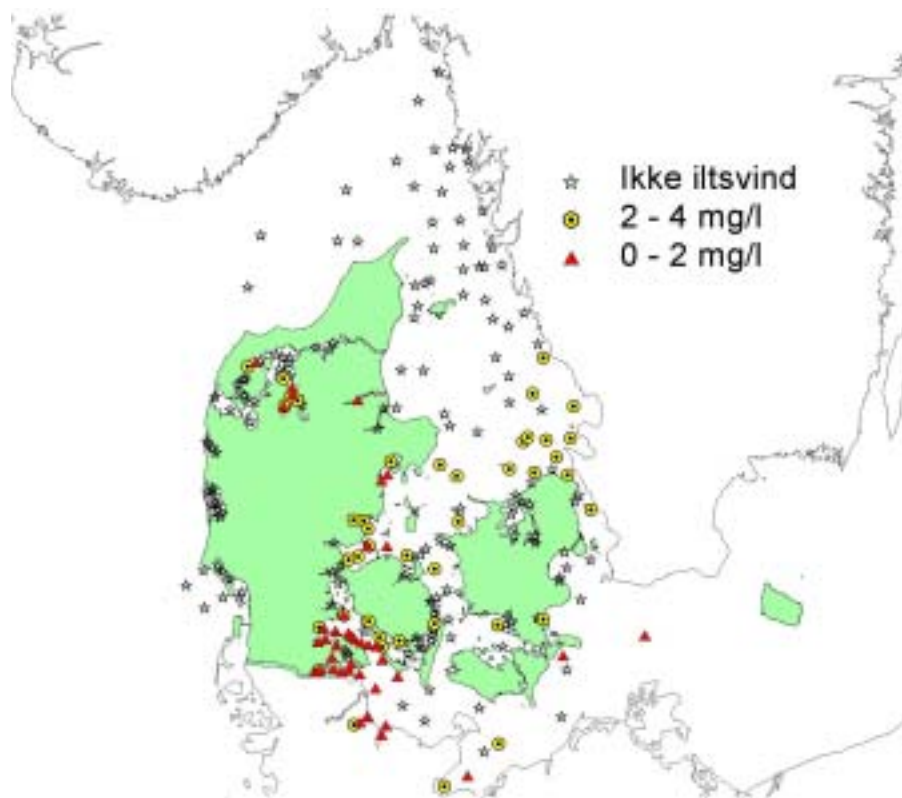


Figur 10.1. Middeliiltkoncentration i bundvandet for NOVA-stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne havområder. Beregnet på prøvetagninger over bunden i juli-november med et veldefineret springlag ( $\Delta\sigma_T > 0.5$  for fjorde- og kyststationer, og  $\Delta\sigma_T > 1$  for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model.

ningen af 1960'erne og i 1970'erne, og faldt så gennem 1980'erne til et lavt niveau omkring 1990. I første halvdel af 1990'erne steg niveauet generelt til 1970'er-niveau i 1996-97, for derefter generelt at falde til den hidtil laveste middelværdi i 2002 (Figur 10.1).

Tabel 10.1 Trendanalyser for middeliiltkoncentration i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ( $\Delta\sigma_T > 0.5$  for fjorde- og kyststationer, og  $\Delta\sigma_T > 1$  for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model, og den undersøgte trend er lineær.

| Område                                  | Antal år | Antal stationer | Periode   | P-værdi | Udvikling                                  |
|---|----------|-----------------|-----------|---------|--|
| Vestjylland fjord- og kyststationer     | 9        | 8               | 1992-2002 | 0.1862  | 0.069 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>  |
| Limfjorden                              | 21       | 10              | 1982-2002 | 0.4235  | -0.016 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Østjyske fjorde                         | 21       | 10              | 1982-2002 | 0.0058  | -0.050 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Fynske fjorde og Det sydfynske Øhav     | 24       | 8               | 1977-2002 | <0.0001 | -0.065 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Sjællandske fjorde og smålandsfarvandet | 20       | 14              | 1982-2002 | 0.4731  | 0.019 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup>  |
| Kattegat                                | 36       | 17              | 1967-2002 | <0.0001 | -0.035 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Nordlige Bælthav og Storebælt           | 31       | 12              | 1970-2002 | <0.0001 | -0.048 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Lillebælt og Femer Bælt                 | 34       | 4               | 1969-2002 | 0.0124  | -0.036 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Øresund                                 | 35       | 3               | 1967-2002 | 0.0002  | -0.028 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |
| Østersøen                               | 35       | 9               | 1966-2002 | 0.0043  | -0.037 mg l <sup>-1</sup> år <sup>-1</sup> |



Figur 10.2. Iltvind i september 2001 (A) og 2002 (B) i de danske og tilstødende farvande. Svenske og tyske overvågningsdata er inkluderet.

# 11 Udvikling i bundvegetation

Dette afsnit analyserer udviklingen i ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad i inderfjorde, yderfjorde og kystnære områder samt udviklingen i makroalger på stenrev gennem de seneste 8-13 år. Vi forventer, at et fald i tilførslen af næringsalte vil føre til bedre lysforhold og at vegetationen derved vil få større dybdeudbredelse og større dækningsgrad på dybt vand. Samtidig forventer vi, at færre næringsalte vil begrænse mængden af eutrofieringsbetingede alger og dermed yderligere forbedre forholdene for ålegræs og flerårige alger. Endelig forventer vi, at færre næringsalte vil føre til færre iltsvind og dermed endnu bedre forhold for vegetationen.

## Ålegræssets dybdegrænse

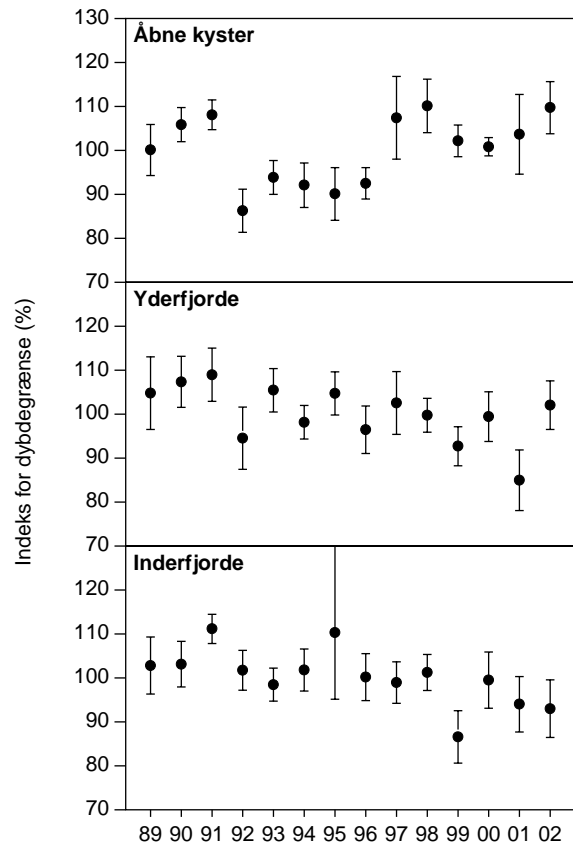
Ålegræssets dybdegrænse var størst langs de åbne kyster (4,7-6,2 m), lidt mindre i yderfjordene (3,3-4,2 m) og mindst i inderfjordene (2,6-3,6 m) i perioden 1989-2002. Dybdegrænsen var signifikant forskellig de tre områdetyper imellem (envejs ANOVA,  $p < 0,0001$ ).

På de åbne kyster var der ingen signifikant udvikling i dybdegrænsen set over hele overvågningsperioden 1989-2002 (Kendalls- $\tau$ ,  $p = 0,208$ ). Ålegræsset forekom ud til stor dybde fra 1989 til 1991, rykkede ind på lavere vand i 1992-1996 og forekom herefter igen på dybere vand (Figur 11.1). I den ydre del af fjordene er dybdegrænsen blevet signifikant mindre gennem perioden 1989-2002 (Kendalls- $\tau$ ,  $p = 0,033$ ). Ålegræsset i yderfjordene voksede dog markant dybere i 2002 end i 2001, hvor det havde periodens laveste udbredelsesdybde. Også i inderfjordene er dybdegrænsen blevet signifikant mindre gennem perioden 1989-2002 (Kendalls- $\tau$ ,  $p = 0,005$ ). I 2002 var dybdegrænsen på samme niveau som i 2001 og lå under gennemsnittet for overvågningsperioden 1989-2002.

Den samlede analyse af udviklingen i dybdegrænsen blev suppleret med Kendalls- $\tau$  analyser af udviklingen i hvert enkelt område gennem perioden 1989-2002. Blandt de 30 indre fjordområder var udviklingen signifikant negativ i de 7, positiv i de 2 og ikke signifikant i resten. Udviklingen i de 19 ydre fjordområder var signifikant negativ i de 5 og ikke signifikant i resten. Blandt de 18 åbne områder var udviklingen signifikant negativ i de 2, positiv i 2 og ikke signifikant i resten.

## Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m (Figur 11.2). Vi har valgt at udelade analyser af udviklingen i dækningsgrad på helt lavt vand (0-1 m), fordi dækningsgraden her i høj grad er



Figur 11.1. Udvikling i ålegræssets maksimale dybdegrænse ( $\pm$  standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2002 for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Dybdegrænsen er bestemt ved et indeks, der tager højde for forskelle i dybdegrænsens niveau (se også Bilag 4). En høj indekssværdi betyder, at ålegræsset forekommer ud til relativt dybt vand.

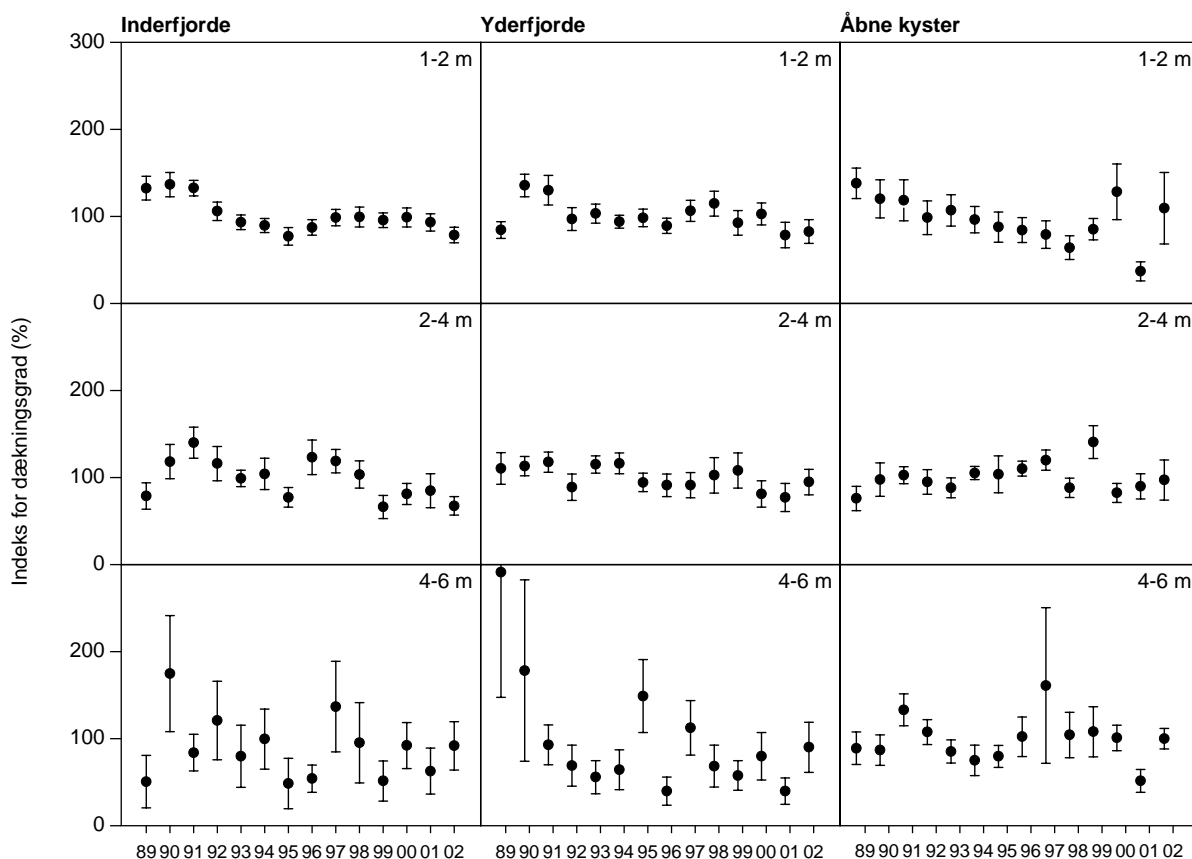
reguleret af bølge og vindeksponering og derfor kun i ringe grad vil afspejle ændringer i belastningen. Tilsvarende har vi udeladt analyser af dækningsgrad på vanddybder  $> 6$  m, fordi kun ganske få fjorde har ålegræs til så stor dybde, og analyserne er derfor behæftet med stor usikkerhed.

Ålegræssets dækningsgrad på vanddybder mellem 1 og 6 meters dybde viste generelt ingen signifikant udvikling gennem perioden 1989-2002. Kun dækningsgraden på 1-2 m's dybde i inderfjordene viste et signifikant fald gennem perioden (Kendalls- $\tau$ ,  $p = 0,033$ ).

## Ålegræssets arealudbredelse

Ålegræssets udbredelsesareal er blevet opgjort for en række områder i 2001/2002 og i perioden 1988-1999 (Tabel 11.1). De seneste opgørelser er overvejende baseret på et tæt net af punktdyk, mens de tidligere opgørelser typisk er baseret på flyfotos.





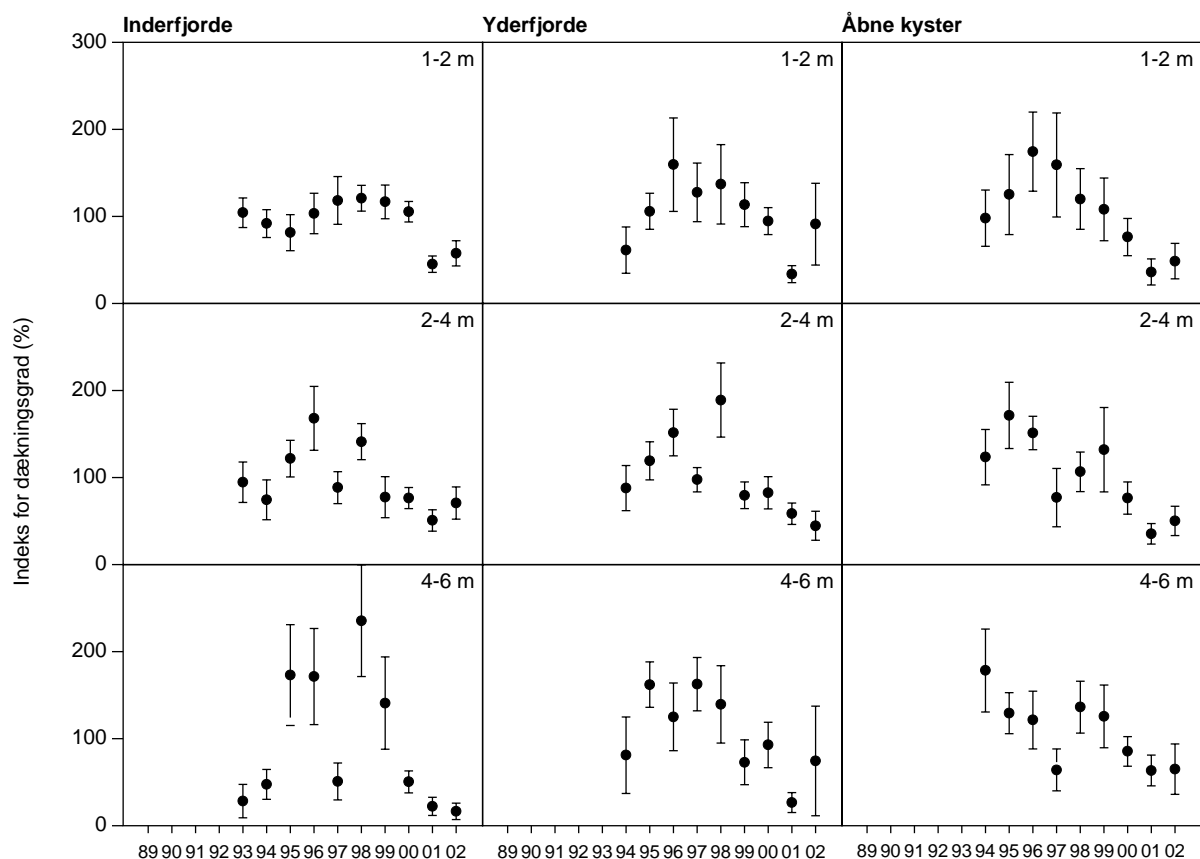
Figur 11.2 Udvikling i ålegræssets dækningsgrad ( $\pm$  standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2002. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 4).

Metoden blev ændret for at gøre resultaterne mere præcise. Ved sammenligning mellem undersøgelser foretaget med ny og gammel metode skal man dog være opmærksom på, at der er tendens til, at flyfotos giver større ålegræsareal end punktdyk. Årsagen er, at flyfotos består af små kvadrater (pixels), som i analysen enten tildeles 0 eller 100% ålegræs. Selvom en pixel blot indeholder lidt ålegræs, indgår den som 100% dækket af ålegræs i beregningen af det samlede ålegræsareal. Ved punktdyk-metoden beregner man derimod ålegræssets gennemsnitlige dækningsgrad udfra et stort antal målinger og ganger den med det samlede bundareal for at beregne ålegræsarealet. Hvis man analyserer punktdyk-resultaterne på en grov skala (0 og 100%) vil de være mere sammenlignelige med analyserne af flyfotos.

I Ringkøbing Fjord, Nibe/Gjøl Bredning og Randers Fjord er der benyttet samme analysemetode gennem en årrække. I Ringkøbing Fjord er vegetationens udbredelsesareal steget fra 1999 til 2002 (se også temaet i Kapitel 17). Derimod er ålegræssets udbredelsesareal reduceret markant i Nibe/Gjøl Bredning og i Randers Fjord gennem de seneste år.

Tabel 11.1. Ålegræssets arealudbredelse i udvalgte fjorde opgjort ud fra analyser af flyfotos suppleret med punktdyk (fly+dyk) eller ud fra et tæt net af punktdyk (dyk).

| Område                                    | År   | Ålegræsar. km <sup>2</sup> | Metode         |
|---|------|----------------------------|----------------|
| Odense Fjord<br>(alle rodfæstede pl.)     | 1998 | 14,9                       | fly+dyk        |
|   | 1999 | 12,5                       | dyk (gl. met.) |
|   | 2000 | 6,5                        | fly+dyk        |
|   | 2002 | 2,96                       | dyk            |
| Roskilde Fjord                            | 1998 | 23,5                       | fly+dyk        |
|   | 2001 | 17                         | dyk            |
| Nivå Bugt                                 | 1999 | 7,2                        | fly+dyk        |
|   | 2002 | 5,5                        | dyk            |
| Køge Bugt                                 | 1999 | 18                         | fly+dyk        |
|   | 2002 | 7,6                        | dyk            |
| Ringkøbing Fjord<br>(alle rodfæstede pl.) | 1999 | 1,975                      | fly+dyk        |
|   | 2002 | 3,327                      | fly+dyk        |
| Nibe/Gjøl Bredning                        | 1998 | 36                         | fly+dyk        |
|   | 2001 | 4,6                        | fly+dyk        |
|   | 2002 | 0,01                       | dyk            |
| Randers Fjord                             | 1988 | 0,9                        | fly+dyk        |
|   | 1993 | 0,09                       | fly+dyk        |
|   | 1997 | 0,01                       | fly+dyk        |
|   | 2002 | 0,01                       | dyk            |



Figur 11.3. Udvikling i eutrofieringsbetingede makroalgers dækningsgrad ( $\pm$  standard error) gennem perioden 1993/94-2002. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 4).

### Eutrofieringsbetingede alger

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er siden 1993/1994 blevet bestemt i forbindelse med ålegræsundersøgelserne. Ligesom for ålegræssets har vi analyseret udviklingen i de eutrofieringsbetingede algers dækningsgrad i dybdeintervallerne 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m (Figur 11.3). I inder- og yderfjorde er der ikke sket signifikante ændringer i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger gennem perioden 1993/94-2002, selvom dækningsgraden de seneste år har været lavere end sidst i 1990'erne. Yderfjordene har derimod oplevet en reduktion i dækningsgraden på vanddybder fra 1 til 6 m siden 1994 (Kendalls- $\tau$ ,  $p < 0,05$ ).

### Klimakorrektioner

I et forsøg på at korrigere vegetationsparametrene for klimatiske variationer blev de beregnede vegetationsindeks korreleret med et sæt klimavariabler (soltimer, temperatur, vind og afstrømning). Vegetationsindeksene for de enkelte år blev korreleret med klimaparametre beregnet som årsgennemsnit (samt som max. månedsgennemsnit for vind og temperatur) for hhv. 1) samme år, 2) året før og 3) perioden fra juli året før til juni samme år for at tage højde for en eventuel tidsforskydning i ålegræssets respons.

Der var ingen sammenhænge mellem klimatiske variable og indeks for hhv. ålegræs og eutrofieringsbetingede alger som gjaldt datasættet som helhed, og derfor har vi ikke klimakorrigeret data. Datasættene viste dog følgende korrelationer: Større afstrømning gav tendens til mindre tætte ålegræsbestande på 2-4 m dybde i inderfjorde ( $p=0,082$ , data forskudt 1 år) og på 1-2 m dybde i yderfjorde ( $p=0,010$ , data forskudt  $\frac{1}{2}$  år) og åbne områder ( $p=0,007$ , data forskudt 1 år). Den samme tendens forekom på 4-6 m dybde i yderfjorde ( $p=0,010$ , data forskudt 1 år).

I år med større maksimale vindhastigheder (månedsgennemsnit) var der tendens til, at ålegræsbestandene voksede dybere i yderfjordene ( $p=0,034$ , data forskudt  $\frac{1}{2}$  år), og at yderfjordenes bestande på 2-4 m dybde blev tættere ( $p=0,035$ , data forskudt 1 år). I de åbne områder var der tendens til lavere dækningsgrad på 1-2 m dybde og højere dækningsgrad på 2,4 m dybde i år med større gennemsnitlige vindhastigheder ( $p=0,040$  og  $p=0,052$ , data forskudt 1 år).

### Makroalger på stenrev i de åbne farvande

Algevegetationen på hård bund overvåges på otte stenrev i Kattegat og ét i det nordlige Bælthav. Vegetationen beskrives med en samlet dæknings-

procent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter inkl. skorpeformede alger.

Vegetationen på stenrevne i de indre åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m dybde. På større dybder end 12-14 m aftager algerne samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet. De oprette algers dækning aftager med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebælagninger fortsat træffes med stor dækning på 24 m dybde.

Grønne søpindsvins græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat og på den stenede havbund ud for Vejrhø i Samsø Bælt. På begge lokaliteter har græsningen stået på i nogle år. Ved en specialundersøgelse blev der også observeret masseforekomst af søpindsvin på den nærliggende Lillegrund nord for Samsø i august 2002. Fra andre dele af verden er masseforekomst af søpindsvin sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havodder og hummere (Little and Kitching, 1996). En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande i indre danske farvande og fremkomst af søpindsvin kan være en mulig forklaring, men der eksisterer ikke i dag et videngrundlag om fisks føde på stenrevne, som kan underbygge en sådan hypotese.

I Henriksen et al. (2001) blev det påvist, at der var en positiv signifikant empirisk sammenhæng mellem de oprette algers samlede dækning og tilførslen af henholdsvis kvælstof, fosfor eller ferskvand på de dybe stationer i Kattegat, som ikke var græsningsreguleret af søpindsvin. Det var de centralt placerede rev i Kattegat, Kim's Top og Store Middelgrund, der udviste den klareste respons på tilførslerne, hvorimod effekten gradvist blev reduceret nord for Læsø. Høje tilførsler af næringsalte eller ferskvand fører til en reduceret udvikling af den bentiske vegetation. Der blev tilsvarende fundet en signifikant sammenhæng mellem den bentiske vegetation og sigtddybden og klorofylkoncentration - forhold, der understøtter hypotesen om, at næringsalttilførslerne har betydning for lysniveauet, der når bunden, og dermed miljøkvaliteten på den enkelte lokalitet.

Udviklingen af den oprette vegetations samlede dækning på de undersøgte stationer var signifikant ringere i 2002 end gennemsnittet for perioden 1994-2001 (Tabel 11.2) Vegetationens samlede dækning var samlet set den ringeste observerede for perioden 1994 til 2002. (Figur 11.4).

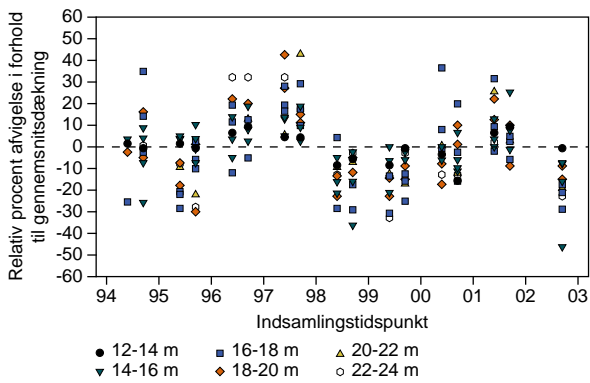
Multivariate analyser af algesamfundene på Kim's Top viser betydelige variationer i artssammensætningen både med stigende undersøgelsesdybde og over den undersøgte periode. Specielt algesamfund beskrevet fra juni (Ærtebjerg et al. 2002) har en tydelig udvikling i retning af klart adskilte dybdegrupperinger, men også en tydelig udvikling i vegetationen i de tørre år 1996 og 1997 og i 2001 i retning af, at samfund fra større dybder i disse år har en større lighed med samfund fra mindre vanddybder de øvrige år. Det vil med andre ord sige, at lysforholdene på en given dybde har været bedre i disse år. I datasæt indsamlet i august kan det samme mønster iagttages omend knap så tydeligt. Algesamfund fra 16 meters dybde i 2002 har en større lighed med samfund indsamlet på 18 meters dybde de øvrige år. En tilsvarende forrykning af algesamfund fra 14 og 18 meters dybde imod samfund beskrevet for henholdsvis 16 og 21 meters dybde kan ikke ses (Figur 11.5).

*Tabel 11.2.* Den oprette algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer over og under gennemsnittet er ens. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

\* = P < 5%, \*\* = P < 1%, \*\*\* = P < 0,1%.

| Under-søgesår | Måned  | Antal observationer | Samlet vegetationsdækning i forhold til gennemsnit for 1994-2001 | P-værdi  |
|---------------|--------|---------------------|--|----------|
| 1994          | juni   | 4                   | ← →  | ej sign. |
|               | august | 11                  | ↑  | ej sign. |
| 1995          | juni   | 11                  |  | ej sign. |
|               | august | 12                  | ↓  | ej sign. |
| 1996          | juni   | 9                   | ↑  | ej sign. |
|               | august | 9                   | ↑  | *        |
| 1997          | juni   | 11                  | ↑  | ***      |
|               | august | 11                  | ↑  | ***      |
| 1998          | juni   | 10                  |  | *        |
|               | august | 10                  | ↓  | **       |
| 1999          | juni   | 10                  |  | *        |
|               | august | 11                  | ↓  | ***      |
| 2000          | juni   | 10                  |  | ej sign. |
|               | august | 12                  | ↓  | ej sign. |
| 2001          | juni   | 11                  | ↑  | ej sign. |
|               | august | 11                  | ↑  | ej sign. |
| 2002          | august | 12                  |  | ***      |

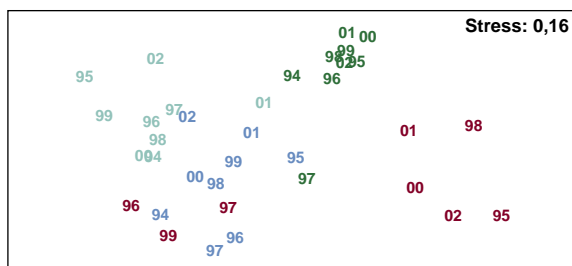
Udviklingen i den bentiske algevegetations sammensætning, mellem de forskellige år på en given dybde på stenrevet Kim's Top, er ikke blot foregået ved mindre forskydninger i dækningen blandt arterne i det pågældende samfund. Arten alm. kællingehår (*Desmarestia aculeata*) har haft potentiale til at kolonisere de frie områder på stenene i de gunstige vækstår 1996-97, men sygnede bort igen i løbet af 1998 (Ærtebjerg et al. 2002).



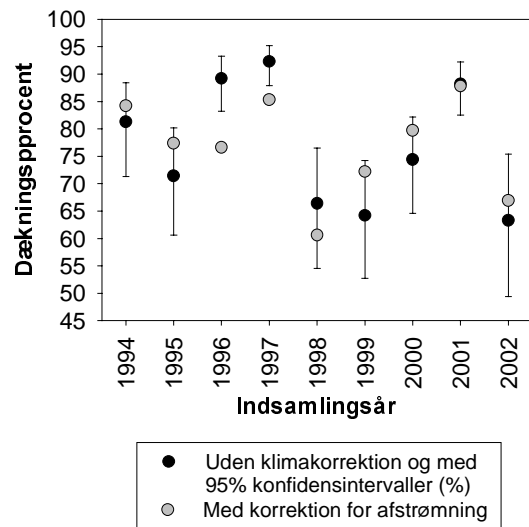
Figur 11.4. Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, hvorfra der foreligger data i perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 meters dybdeintervaller. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset fx. søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt. På grund af metodeændringer i 1994 er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

Effekt af kolonisering af nye individer på algesamfundenes artssammensætning og på de enkelte arters dækning må antages at øges med dybden på et rev, idet færre og færre individer overlever fra år til år. I Ærtebjerg et al. (2002) fremgår det, at samfundene på 22 meters vanddybde er opsplittet i to forskellige samfund. Røde trådalger (pudderkvatalge (*Spermothamnion repens*)), krogalge (*Bonnemaisonia hamifera*) og lignende)) bidrog mest til algedækket i 1996, 1997 og 1999. I de øvrige år er den mest dækkende alge buftet ribbeblad.

Algedata fra stenrev er analyseret med en GLM-model, som beskriver algevegetationens samlede dækning som funktion af lokalitet, afstrømning til Kattegat (DK+S) i foregående 12 måneder før algeundersøgelsen, indstråling i de foregående 12 måneder, middelvind i de foregående produktive



Figur 11.5. MDS plot af algesamfund fra stenrevet Kim's Top i det centrale Kattegat beskrevet ved utransformerede dækningsprocenter på det højest genkendelige taksonomiske niveau for en dykker. Plottene viser ligheden udtrykt ved Bray-Curtis similariteter med hensyn til artssammensætning beskrevet på 4 dybder ved forskellige år fra 1994 til 2002 i august måned.



Figur 11.6. Klimakorrigeret årlig indeks.

måneder (juli-oktober og marts-juni) samt undersøgelsestidspunktet (juni og august). Dækningsgrader for algerne blev logistisk transformeret inden modelleringen. Modellen viste, at dybde og afstrømning fra land er de vigtigste af de valgte faktorer til at forklare variationerne i data. Indstrålingen, middelvind samt undersøgelsestidspunkt var derimod ikke signifikante som forklarende variable. Modellen viste, at effekten af øget afstrømning fra land var en generelt mindre algeudbredelse, men at denne effekt ikke var ens for de 6 lokaliteter. Algedækningens dybdeafhængighed var ligeledes forskellig fra rev til rev.

Et årligt indeks, normaliseret til et gennemsnitsrev og en standarddybde på 15 meter, for algedækningen på stenrev blev beregnet ved en tilsvarende model uden afstrømning fra land som forklarende variable (Figur 11.4). Dernæst blev der foretaget en klimakorrektion for år-til-år variationer i afstrømning efter samme metode som for næringsalte (se Kapitel 8). Metoden er beskrevet i appendiks 1. Den fundne sammenhæng mellem afstrømning og de normaliserede algedata var næsten signifikant ( $p=6,5\%$ ) på dækningsprocentdata og signifikant ( $P=4,9\%$ ) på logistisk transformerede data.

Det klimakorrigerede årlige indeks fremgår også af Figur 11.6. I de fleste år minimerer korrektionen for afstrømning år til år variationen bortset fra i 1998. Der er ingen tegn på, at vegetationsforholdene har fået det bedre i den undersøgte periode fra 1994 til 2002, selv når der er taget hensyn til den varierende afstrømning. Specielt årene 1998 og 2002 markerede sig ved relativt lave dækningsgrader, når der er taget hensyn til afstrømningen.

### Konklusion

Sammenfattende viste vegetationen følgende udvikling:

- ingen ændring i ålegræssets dybdegrænse langs åbne kyster fra 1989-2002
- faldende dybdegrænse for ålegræs i inder- og yderfjorde fra 1989-2002
- ingen udvikling i ålegræssets dækningsgrad på 1-6 m's dybde bortset fra et fald på 1-2 m's dybde i inderfjordene 1989-2002
- dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er reduceret siden 1994 langs åbne kyster, men er uændret i fjordene
- vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var signifikant ringere i 2002 end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

Tendensen til forbedret sigtdybde (*Kapitel 10*) afspejler sig altså endnu ikke i forbedrede dybdegrænser og forøget dækningsgrad og arealudbredelse for ålegræsset på landsplan. Mange enkeltområder viste heller ingen sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse. I områder med store forekomster af løstliggende alger (eksempelvis Køge Bugt) er det formentlig algerne, der forhindrer ålegræsset i at vokse så dybt som sigtdybden tillader, mens det i andre områder (eksempelvis Århus Bugt) ser ud til, at iltsvind i nogle år regulerer dybdegrænsen. Det forhold, at ålegræsbestande spreder sig langsomt ved vegetativ vækst, og at dødeligheden blandt nyetablerede frøplanter ofte er stor, kan medvirke til at forklare, at ålegræsset endnu ikke følger den positive udvikling i sigt- dybden på landsplan. Temaet om ålegræs (*Kapitel 20*) uddyber denne diskussion.

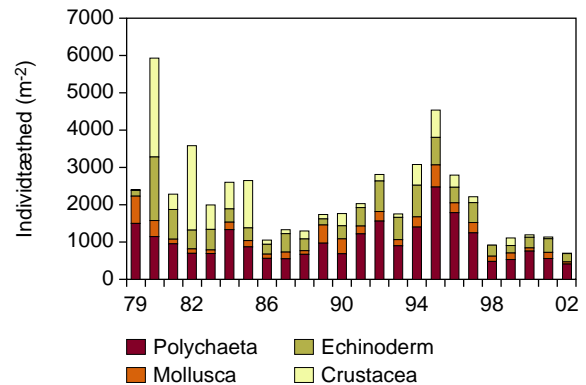
## 12 Udvikling i bundfauna

### Åbne farvande

Som det er blevet beskrevet i de tidligere DMU-havrapporter, så forventes bundfaunaens bestandsstørrelse at være en indikator for den mere generelle eutrofieringstilstand, forudsat at det ikke er iltmangel, som begrænser bundfaunaen. Til analyse af udviklingen i bundfaunaen er der anvendt data både fra stationerne i de åbne farvande, hvorfra der findes forholdsvis lange tidsserier, samt fra de nye BF-områder i NOVA-programmet, der nu omfatter data indsamlet gennem 5 år. Det er tidligere vist, at den tidsmæssige samvariation på stationerne i de åbne farvande er markant, mens stationerne i de kystnære områder og fjordene samlet viser en større rumlig end tidsmæssig variation, og dermed i højere grad er præget af forskellige lokale forhold (Hansen et al. 2000). Som forklarende klimavariabel er tidligere anvendt indekset for den nordatlantiske oscillation (NAO; Hurrell 1995), samt afstrømning af ferskvand fra danske områder til de indre danske farvande (Henriksen et al. 2001). Faunavariablen blev relateret til klimaet de tre foregående år, og residualvariationen blev siden brugt som klimakorrigeret variabel for at vurdere effekter af andre faktorer end klima (Ærtebjerg et al. 2002). Inddragelse af de sidste to år i disse analyser viser imidlertid en væsentlig forringelse af forklaringsgraden med hensyn til afstrømning (Tabel 12.1), hvilket indikerer øget betydning af andre regulerende faktorer i de senere år. Som vist i tidligere rapporter, havde afstrømningskorrektionen en relativt lille effekt, og denne effekt er således blevet mindre med tiden. Vi har derfor i denne rapport valgt kun at præsentere ukorrigerede ændringer.

På de tre HELCOM-stationer i de indre danske farvande har den totale bundfaunatæthed svinget over de sidste 22 år med høje værdier i begyndelsen af 1980'erne og midt i 1990'erne efterfulgt af et markant fald. Værdierne fra 2002 ligger stadig på et lavt niveau (Figur 12.1). Sammensætning med hensyn til taksonomiske grupper viste en forandring i denne periode. Mens toppen i firserne var domineret af både børsteorme og krebsdyr, så var halvfemser puklen kun domineret af børsteorme (Figur 12.1).

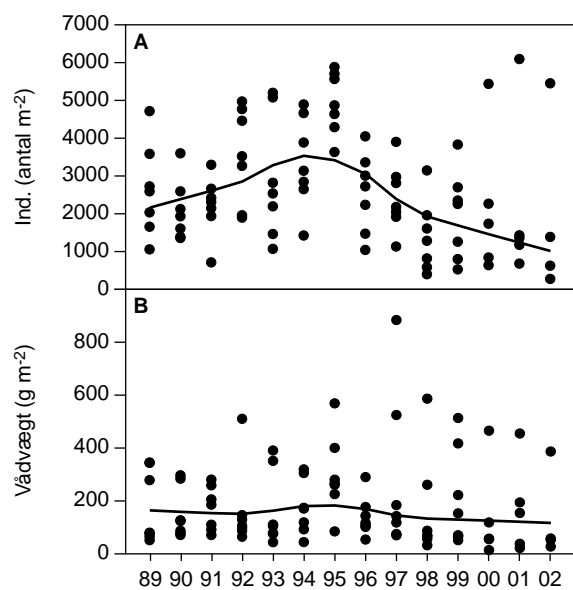
Udviklingen i perioden efter Vandmiljøplanerne (1989-2002), hvor 5-7 stationer (1416, 409, 413, 1238, 1402, 939, 31S, se Figur 4.35 i Hansen et. al. 2000) er blevet undersøgt hvert år, er af speciel interesse, da man vil forvente, at en reduktion i næringsstofftilførslen vil blive fulgt af et fald i bundfaunaen. Den totale tæthed af bunddyr viste et signifikant fald fra 1994 og fremover ( $P < 0,01$ ), men ikke biomassen ( $P > 0,05$ ) selv om der var en tendens til høje



Figur 12.1. Tidsmæssig udvikling i den totale individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande. Polychaeta = børsteorme; Mollusca = muslinger og snegle; Echinodermata = pighude, herunder søstjerner og sømus; Crustacea = krebsdyr.

værdier midt i 90'erne (Figur 12.2). Siden 1994 er der desuden foretaget bundfaunaundersøgelser på 22 stationer i Kattegat, Øresund og bælteerne. På disse stationer er der i perioden 1994-2002 ligeledes sket et signifikant fald i tætheden ( $P < 0,001$ ).

Sammenfattende viser bundfaunaens tæthed altså ikke nogen linear tendens set over hele perioden, ej heller i biomasse over hele perioden. Tætheden af dyr er dog lav i NOVA perioden og ligger på



Figur 12.2. Tidsmæssig udvikling på de 7 stationer i de indre danske farvande, hvorfra data findes fra alle årene i perioden 1989-2002, (A) Individttæthed og (B) Biomasse udtrykt som g vædvægt per m<sup>2</sup>. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).

Tabel 12.1. Sammenligning af middel individtæthed og biomasse (g vådvægt) for de to tidsperioder 1993-1997 og NOVA-perioden 1998-2002 fra 24 stationer i Kattegat, Øresund, Storebælt og Arkona havet. Fald mellem perioderne er markeret med rød, stigning med grøn farve.

| Station | Tæthed    |           |    | Biomasse  |           |     |
|---------|-----------|-----------|----|-----------|-----------|-----|
|         | 1993-1997 | 1998-2002 | %  | 1993-1997 | 1998-2002 | %   |
| 939     | 2243      | 543       | 76 | 120       | 31        | 74  |
| 444     | 530       | 489       | 8  | 24        | 59        | 146 |
| 1238    | 2675      | 921       | 66 | 204       | 289       | 42  |
| 1402    | 2507      | 1630      | 35 | 227       | 892       | 293 |
| 1416    | 3842      | 3490      | 9  | 234       | 338       | 44  |
| 31s     | 3739      | 1789      | 52 | 74        | 50        | 32  |
| 409     | 4717      | 4260      | 10 | 429       | 408       | 5   |
| 413     | 2943      | 846       | 71 | 194       | 80        | 59  |
| 952     | 1621      | 810       | 50 | 216       | 282       | 31  |
| 42      | 3217      | 735       | 77 | 103       | 90        | 13  |
| 49      | 5067      | 2229      | 56 | 160       | 280       | 75  |
| 14      | 2396      | 1647      | 31 | 425       | 635       | 49  |
| 150     | 2119      | 1849      | 13 | 382       | 845       | 121 |
| 155     | 2770      | 1539      | 44 | 946       | 679       | 28  |
| 158     | 1213      | 634       | 48 | 106       | 62        | 42  |
| 19      | 6728      | 1698      | 75 | 759       | 157       | 79  |
| p11     | 3285      | 2322      | 29 | 131       | 96        | 27  |
| p21     | 7968      | 3431      | 57 | 372       | 107       | 71  |
| p23     | 1961      | 1280      | 35 | 851       | 669       | 21  |
| p26     | 2764      | 1248      | 55 | 801       | 873       | 9   |
| p35     | 3730      | 2131      | 43 | 712       | 541       | 24  |
| p46     | 5591      | 2005      | 64 | 199       | 225       | 13  |
| p6      | 2565      | 1411      | 45 | 122       | 106       | 13  |
| p9      | 2148      | 882       | 59 | 564       | 192       | 66  |
| Middel  | 3264      | 1659      | 46 | 348       | 333       |     |

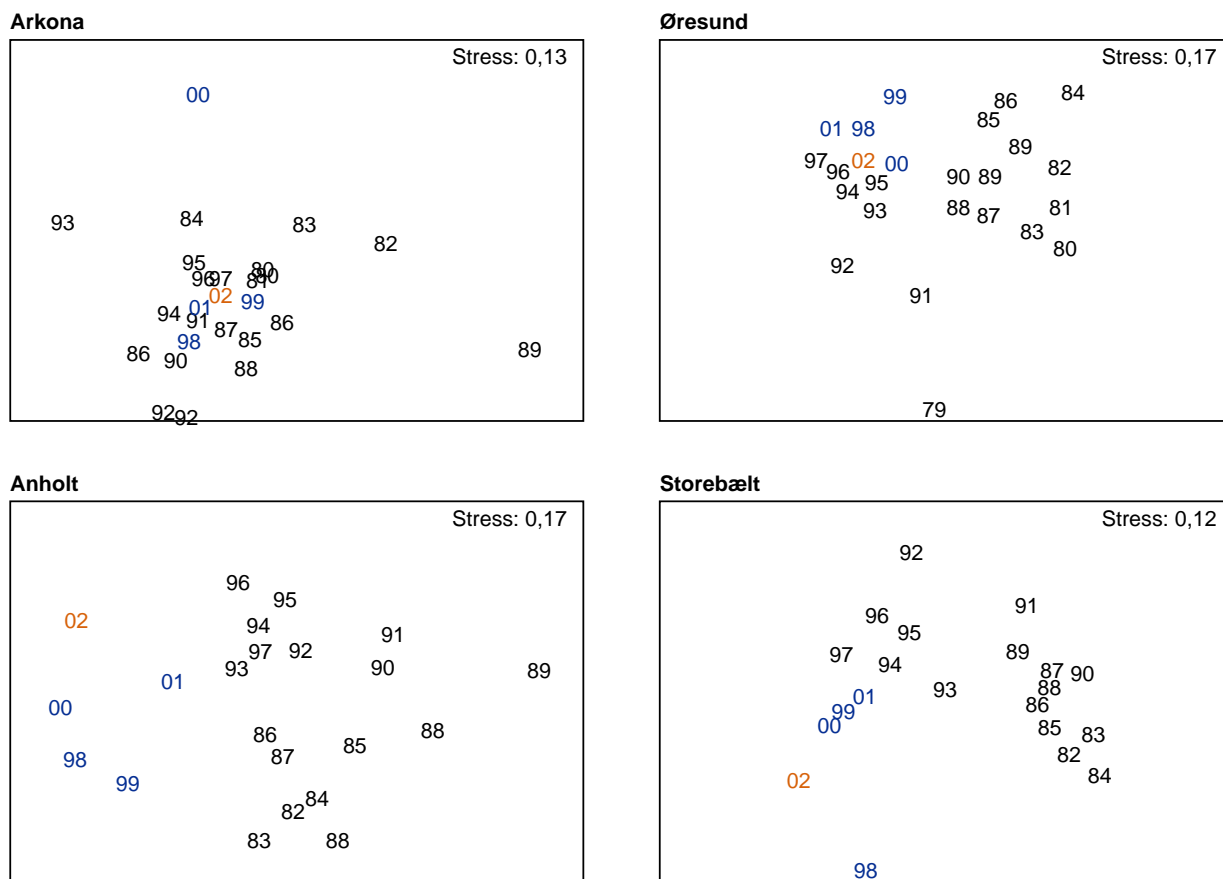
samme niveau som midt i 80erne (Figur 12.1) Middeltætheden i NOVA perioden sammenlignet med i de 5 foregående år (93-97) på de 24 stationer i det åbne program, viser et generelt lavere niveau, med ca 50% (Tabel 12.1). Tilsvarende sammenligning af biomassen viste ikke nogen forskel mellem perioderne (Tabel 12.1). En reduktion af tætheden er i overensstemmelse med forventningerne ved en reduktion i tilførslen af næringsstoffer. Tendensen er i det mindste kvalitativt i overensstemmelse med det faktisk observerede fald i kvælstofkoncentrationen i ferskvandsafstrømningen til Kattegat og faldet i kvælstof koncentrationen i vandet. Reduktionen i NOVA-perioden af kvælstof koncentrationen var ca. 20 % sammenlignet med de 6 foregående år, hvorimod reduktionen af afstrømning kun var 10 % (Ærtebjerg et al. 2002, og denne rapport). Som det fremgår af Bilag 5 har også ferskvandsafstrømning en relativt lille effekt på det generelle mønster af individtæthed i de åbne farvande. Dette kan skyldes flere forskellige forhold. Antagelsen om, at der er en lineær sammenhæng mellem bundfaunatæthed og afstrømning er muligvis en oversimplificering. En anden mulighed er, at andre og endnu uidentificerede faktorer

styrer disse observerede svingninger. Med undtagelse af stationen i Arkonahavet, hvor der forekommer tilbagevendende iltsvind, så har iltsvindshændelserne på de andre stationer i de åbne farvande ikke været så alvorlige, at de kan forklare populationsændringerne.

Tabel 12.2. Total individtæthed, antal m<sup>-2</sup>, i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2002. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald.

|   | Individtæthed |       |       |       |       |
|---|---------------|-------|-------|-------|-------|
|   | 1998          | 1999  | 2000  | 2001  | 2002  |
| Roskilde Bredning                       | 7091          | 8056  | 7512  | 8092  | 14629 |
| Horsens midt og inderfj.                | 564           | 372   | 564   | 850   | 986   |
| Vejle midt og inderfj.                  | 1097          | 1428  | 1055  | 698   | 1266  |
| Kolding midt og inderfj.                | 2067          | 2314  | 643   | 1232  | 1315  |
| Ringkøbing Fjord                        | 9306          | 5601  | 3957  | 3617  | 4222  |
| Nissum Fjord                            | 16684         | 9270  | 7287  | 5868  | 3764  |
| Hevring Bugt                            | 2397          | 3581  | 5949  | 4990  | 3783  |
| Øresund                                 | 1722          | 1615  | 3776  | 1761  | 674   |
| Køge Bugt, midt                         | 5733          | 9535  | 7029  | 9591  | 9220  |
| Odense Fjord                            | 11189         | 14767 | 17071 | 12413 | 8085  |
| Ringgård bassin                         | 399           | 550   | 507   | 965   | 421   |
| Roskildefjord N, Frederiksværk Bredning | 1919          | 1076  | 3754  | 1208  | 1.813 |
| Isefjord                                | 1694          | 1548  | 769   | 1736  | 1489  |
| Kattegat                                | 1862          | 1588  | 1733  | 1202  | 1246  |
| Lillebælt                               |               | 1086  | 1762  | 748   | 986   |
| Karrebæksminde Bugt                     | 2886          | 1557  | 3417  | 2417  | 2443  |
| Skive Fjord                             | 2904          | 702   | 524   | 3809  | 11770 |
| Nissum Br.                              | 1493          | 1337  | 2938  | 2099  | 5308  |
| Løgstør Br.                             | 2824          | 1010  | 1224  | 502   | 3305  |
| Vadehav N                               | 7349          | 10680 | 15696 | 19499 | 12773 |
| Århus Bugt                              | 1540          | 1546  | 3164  | 3589  | 1943  |
| Mariager Fjord                          | 4205          | 4270  | 3436  | 2195  | 1528  |
| Flensborg Fjord                         | 2802          | 497   | 787   | 835   | 599   |
| Vadehav S                               | 34697         | 60513 | 45119 | 34057 | 31573 |
| Middel                                  | 5410          | 6021  | 5820  | 5166  | 5214  |

Arts sammensætningen på HELCOM stationerne blev analyseret med multidimensional scaling for at vurdere om specielt store ændringer var sket i NOVA perioden (Figur 12.3). Med undtagelse for Arkona-stationen, hvor NOVA-årene i stort set ikke adskilte sig fra de øvrige år, dannede NOVA-årene en adskilt gruppe på de øvrige 3 stationer. På Øresund og Storebælt stationerne viste Nova gruppen størst affinitet med prøverne i 90erne, medens der på Anholt var lige så stor affinitet med både 90er og 80er grupperne. Ændringerne af sammensætning indenfor NOVA perioden syntes ikke være større end i de andre grupperinger (Figur 12.3).



Figur 12.3. Mds plots fra de 4 HELCOM stationer der viser Bray-Curtis lighed mellem prøvetagninger (år) baseret på rod-rod transformerede artsdata. 2002 er markeret med rød farve og øvrige år i NOVA-perioden med blå farve.

### Kystnære områder

Ved overgangen til NOVA-programmet i 1998 blev overvågningsprogrammet for bundfauna i de kystnære områder ændret således, at der nu indsamles én Haps-prøve fra et stort antal stationer spredt over et område, og ikke som tidligere 10 delprøver fra nogle få stationer. Med data fra år 2002 er der nu en tidsserie på 5 år, hvor data er indsamlet efter den nye metode. Det er derfor muligt indenfor denne periode at vurdere generelle udviklingstendenser for bundfaunaen i de kystnære områder. Det er ikke umiddelbart muligt at foretage en generel sammenligning af data fra NOVA-perioden med ældre data. Der er dog i mange af de amtslige rapporter (se *Hvor kan jeg læse mere?*) for en del områder foretaget analyser af data på tværs af metodeskiftet, og hvor der så vidt muligt er blevet taget forbehold for de konkrete ændringer, der er sket i de pågældende områder.

I foregående års rapport blev der peget på forskelle i mønstre af populationsvingninger mellem åbne og kystnære områder, og flere forklarende hypoteser blev diskuteret (Ærtebjerg et al. 2002). Svingningerne af tæthed i de åbne områder var mer eller mindre synkrone, medens svingerne i de kystnære områder varierede mellem områder og tidsperioder. Konklusionen fra 2002 års data (Tabel

12.2, 12.3 og 12.4) ændrer ikke de tidligere konklusioner. Det skal specielt bemærkes, at artsrigdommen som helhed set (Tabel 12.4) er forbavsende stabil mellem de fem år i NOVA-perioden, dette på trods af dårlige iltforhold i nogle af disse områder. Denne observation er i overensstemmelse med erfaringerne fra en synoptisk undersøgelse af bundfauna mangfoldigheden i de danske områder (Josefson and Hansen in review, Josefson og Hansen, tema i denne rapport) hvor strømforhold og ikke iltforhold syntes at bestemme mangfoldigheden af visse dyre grupper. Resultaterne er også i overensstemmelse med undersøgelser fra andre systemer der viser at mangfoldigheden er en tidligt meget stabil variabel. Ser man på alle områderne under et, så udjævner svingningerne i de enkelte områder hinanden. Det samlede billede af alle de kystnære områder viser således, at der ikke er sket nogen udvikling igennem de sidste 5 år, hverken når det gælder faunaens biomasse, tæthed eller artsrigdom (antal arter) (Tabel 12.2, 12.3 og 12.4).

Igennem perioden for NOVA-programmet er der dermed ikke sket nogen udvikling i de kystnære områder. De tendenser, der har været til faldende eutrofi, kan ikke aflæses på bundfaunaen for perioden 1998-2002 isoleret set. Dette er i overensstemmelse med den generelle forventning om, at



**Tabel 12.3.** Total biomasse af bunddyr, g m<sup>-2</sup>, i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2002. Grøn baggrund betyder at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald. t angiver, at vægten er målt i tørstof, og v at biomassen er målt som vådvægt.

|  |   | Biomasse |      |      |      |      |
|--|---|----------|------|------|------|------|
|  |   | 1998     | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 |
| Roskilde Bredning                        | t | 368      | 411  | 291  | 162  | 365  |
| Horsens midt og inderfjord               | t |          | 273  | 161  | 288  | 278  |
| Vejle midt og inderfjord                 | t |          | 416  | 279  | 217  | 125  |
| Kolding midt og inderfjord               | t |          | 360  | 138  | 136  | 211  |
| Ringkøbing Fjord                         | t | 132      | 181  | 82   | 134  | 163  |
| Nissum Fjord                             | t | 160      | 12   | 14   | 21   | 48   |
| Hevring Bugt                             | t | 59       | 98   | 211  | 128  | 170  |
| Øresund                                  | v | 129      | 103  | 83   |      | 169  |
| Køge Bugt, midt                          | t | 64       | 93   | 78   | 89   | 95   |
| Odense Fjord                             | v | 599      | 173  | 163  | 233  | 374  |
| Ringgårdbassin                           | v | 33       | 18   | 7    | 24   | 5    |
| Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning | v | 582      | 152  | 724  | 404  | 365  |
| Isefjord                                 | t | 11       |      | 9    | 18   | 157  |
| Kattegat                                 | v | 27       | 24   | 47   | 34   | 27   |
| Lillebælt                                | t |          | 76   | 209  | 407  | 615  |
| Karrebæksminde Bugt                      | v | 128      | 54   | 45   | 49   | 151  |
| Skive Fjord                              | v | 21       | 610  |      | 151  | 365  |
| Nissum Bredning                          | v | 303      | 339  |      | 409  | 250  |
| Løgstør Bredning                         | v | 174      | 375  |      | 638  | 507  |
| Vadehav N                                | t | 176      | 126  | 226  | 271  | 244  |
| Århus Bugt                               | t | 64       | 207  | 215  | 71   | 262  |
| Mariager Fjord                           | t | 58       | 382  | 450  | 397  | 666  |
| Flensborg Fjord                          | t | 149      | 63   | 109  | 159  | 71   |
| Vadehav S                                | t | 503      | 531  | 400  | 272  | 280  |
| Nivå Bugt                                | v |          | 82   | 480  | 544  | 474  |
| Hornbæk                                  | t |          |      | 640  | 509  |      |
| "Middel"                                 |   | 187      | 215  | 220  | 231  | 257  |

faunaens tæthed i de kystnære områder i mindre grad er begrænset af føde, end det er tilfældet i åbne områder. I samme periode er der heller ikke nogen tydelige tendenser i iltforholdene.

### Konklusion

Vi kan konkludere, at NOVA-perioden (første halvår 1998 – første halvår 2002) har været en meget stabil periode både i de kystnære områder og i de åbne farvande. Dette gælder de fleste respons-

**Tabel 12.4. A:** Samlet antal arter, der er fundet i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2002. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald, og blå at der ikke har været nogen udvikling. Prøvetagningsarealet er enten 123 cm<sup>2</sup> eller 143 cm<sup>2</sup>. I områderne i Vadehavet er der anvendt et prøvetagningsareal på 490 cm<sup>2</sup>.

|  |  | Antal arter |      |      |      |      |
|--|--|-------------|------|------|------|------|
|  |  | 1998        | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 |
| Roskilde Bredning                        |  | 29          | 29   | 23   | 30   | 30   |
| Horsens midt og inderfjord               |  |             | 24   | 24   | 40   | 46   |
| Vejle midt og inderfjord                 |  |             | 52   | 36   | 55   | 47   |
| Kolding midt og inderfjord               |  |             | 57   | 36   | 61   | 58   |
| Ringkøbing Fjord                         |  | 20          | 22   | 22   | 17   | 15   |
| Nissum Fjord                             |  | 30          | 29   | 33   | 28   | 27   |
| Hevring Bugt                             |  | 76          | 69   | 87   | 91   | 95   |
| Øresund                                  |  | 68          | 51   | 54   | 52   | 30   |
| Køge Bugt, midt                          |  | 26          | 30   | 28   | 35   | 34   |
| Odense Fjord                             |  | 66          | 78   | 57   | 57   | 56   |
| Ringgårdbassin                           |  | 27          | 28   | 25   | 19   | 17   |
| Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning |  | 33          | 30   | 31   | 37   | 33   |
| Isefjord                                 |  | 24          | 36   | 19   | 15   | 17   |
| Kattegat                                 |  | 63          | 51   | 61   | 66   | 59   |
| Lillebælt                                |  | 35          | 50   | 51   | 27   | 61   |
| Karrebæksminde Bugt                      |  | 40          | 28   | 37   | 31   | 38   |
| Skive Fjord                              |  | 31          | 36   | 24   | 41   | 46   |
| Nissum Bredning                          |  | 33          | 31   | 49   | 34   | 41   |
| Løgstør Bredning                         |  | 42          | 34   | 32   | 35   | 36   |
| Vadehav N                                |  | 43          | 43   | 41   | 47   | 42   |
| Århus Bugt                               |  | 62          | 46   | 54   | 57   | 33   |
| Mariager Fjord                           |  | 17          | 14   | 28   | 26   | 21   |
| Flensborg Fjord                          |  |             | 30   | 30   | 17   | 24   |
| Vadehav S                                |  | 41          | 36   | 43   | 40   | 42   |
| Nivå Bugt                                |  |             | 62   | 65   | 57   | 62   |
| Middel                                   |  | 40          | 40   | 40   | 41   | 40   |

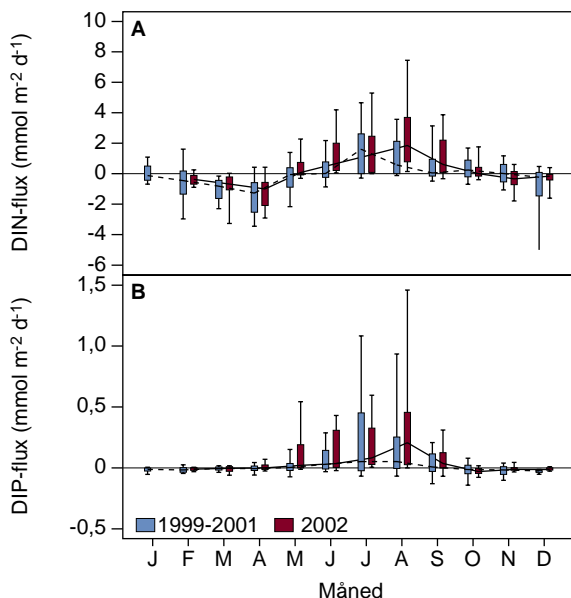
variable: total abundans, biomasse og antallet af arter. Arts sammensætning i denne periode er også relativt stabil i de åbne farvande (Figur 12.3). Effekter på bundfaunaen af det usædvanligt kraftige iltsvind i efteråret 2002 er beskrevet i rapport (Hansen, Josefson & Carstensen, 2003).

## 13 Sedimentkemi

Fluxen af næringsstoffer mellem fjordbunden og vandsøjlen blev bestemt i de 5 typefjorde (Roskilde, Odense, Horsens og Ringkøbing Fjorde med hver 3 stationer og Limfjorden/Skive Fjord med 5 stationer) 8 gange i løbet af 2002. Næringsstoffluxen bruges til at vurdere den interne belastning i forhold til den eksterne (landbaserede) belastning. Sedimentets svovlbrintebufferkapacitet (SBK) og svovlbrintefront (SBF) blev i 2002 bestemt hhv. forår og efterår på stationerne i typefjordene og på 28 repræsentative stationer. Målingerne er et mål for det, man kalder bundens sundhedstilstand, idet SBK fortæller, hvor meget bunden kan tilbageholde af det uhyre giftige  $H_2S$ , der dannes ved omsætningen af organisk stof i havbunden. Bestemmelsen af SBF fortæller, hvor tæt  $H_2S$  er i at nå op til sedimentoverfladen og ud i bundvandet.

### Næringsstofflux (intern belastning)

Fluxene af kvælstof og fosfor er vist på Figur 13.1 for hhv. 2002 og 1999/2000 og omfatter samtlige observationer fra de 5 fjorde. Figur 13.1 repræsenterer derfor årstidsvariationen "på tværs af landet" udtrykt ved median-værdien. På grund af regionale forskelle mellem fjordene og variationer inden for den enkelte typefjord, kan der forekomme afvigelser mellem den tværgående analyse og de observationer, der er beskrevet i amsrappporterne.



Figur 13.1. A: Kvælstofflux (DIN;  $mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ ) og B: fosforflux (DIP;  $mmol\ m^{-2}\ d^{-1}$ ) målt på 17 stationer fordelt på 5 typefjorde i hhv. 2002 og 1999/2000 (se tekst). Medianværdien for samtlige målinger er vist sammen med 25%- (tykke søjler) og 75%-fraktilerne (tynde søjler). Positive værdier viser flux fra sediment til vand (intern belastning), mens negative værdier svarer til næringsstoffoptagelse i fjordbunden.

Ligesom i 1999/2000 optog fjordbunden uorganisk kvælstof ( $DIN = NO_2^- + NO_3^- + NH_4^+$ ) igennem vinterhalvåret, mens DIN blev afgivet fra bunden fra maj til oktober (Figur 13.1A). I alle fjordene var  $NO_3^-$  optagelsen i vinterhalvåret så stor, at en mindre  $NH_4^+$  afgivelse i enkelte områder ikke ændrede DIN-fluxens retning. Det var primært den høje  $NO_3^-$  koncentration i vandet i vintermånederne, der førte til det store  $NO_3^-$  optag. Med stigende temperatur i sommerhalvåret steg den organiske stofomsætning i fjordbunden og dermed også  $NH_4^+$  produktionen. Samtidig blev der afgivet DIN fra bunden, hvor  $NH_4^+$  fluxen dominerede på de fleste stationer; men også  $NO_3^-$  bidrog markant til DIN-fluxen på enkelte stationer (fx Odense Fjord og Horsens Fjord). Det  $NO_3^-$ , der slap ud fra bunden, blev produceret af nitrificerende bakterier. Bakterierne iltede  $NH_4^+$  til  $NO_3^-$  og mindskede på den måde  $NH_4^+$  puljen, mens  $NO_3^-$  puljen i første omgang steg tilsvarende. Det  $NO_3^-$ , der ikke blev denitrificeret til  $N_2$ , bidrog til DIN-fluxen, når  $NO_3^-$  koncentrationen i vandet var lavt.

Frigivelsen af DIP fra bunden fulgte i 2002 samme mønster som i 1999/2000 (Figur 13.1B). Produktionen af  $PO_4^{3-}$  (DIP) i fjordbunden var et resultat af den organiske stofnedbrydning, og derfor var  $PO_4^{3-}$  produktionen særlig intens i sommerhalvåret. Under veliltede sedimentforhold ville  $PO_4^{3-}$  binde sig til sedimentets oxiderede jern, men om sommeren dominerede de anaerobe respirationsprocesser (især sulfatreduktionen), og derfor steg  $H_2S$  produktionen. Svovlbrinte bandt sig til jernpuljen i stedet for  $PO_4^{3-}$ , og på den måde blev der frigjort  $PO_4^{3-}$  til porevandet, foruden det der kom fra omsætningen af organisk stof. I sommerhalvåret var  $PO_4^{3-}$  koncentrationen i fjordene tilmed lav, og DIP blev derfor frigjort fra bunden.

I perioden maj-juni 2002 var sedimentets iltoptag (midlet over alle typefjorde) betydeligt større end iltoptagelsen for samme periode i 1999/2000, mens iltoptagelsen i den øvrige del af året stort set var den samme (data ikke vist). Det tyder på, at der var tilført mere organisk stof til fjordbunden i 2002 end i 1999/2000. Derfor var en øget produktion af  $NH_4^+$  og  $PO_4^{3-}$  også forventet. Selvom iltforholdene i sommerhalvåret varierede mellem gode iltforhold (dvs. intet registreret iltvind som fx i Roskilde Fjord og Odense Fjord) til alvorlige iltvind af større eller længere varighed (fx Skive Fjord), blev både DIN og DIP frigivet til vandet i sommerperioden (maj-oktober) i alle fjordene. Det formodes, at den intense stofomsætning i fjordbunden førte til "iltvind" i sedimentet og dermed til frigivelse af  $NH_4^+$  og  $PO_4^{3-}$ . Det er dog tidligere vist, at der er en signifikant sammenhæng mellem omfanget af den

Tabel 13.1. Intern vs. ekstern N- og P-tilførsel til typefjordene<sup>1)</sup> for perioden juni-august 2000 og 2002.

|             | Intern<br>tons N | Ekstern<br>tons N | Total<br>tons N | Intern/total<br>% | Intern<br>tons P | Ekstern<br>tons P | Total<br>tons P | Intern/total<br>% |
|-------------|------------------|-------------------|-----------------|-------------------|------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| <b>2000</b> |                  |                   |                 |                   |                  |                   |                 |                   |
| Roskilde    | 387,1            | 107,8             | 494,9           | 78%               | 81,7             | 8,3               | 90,0            | 91%               |
| Odense      | 17,3             | 152,6             | 169,9           | 10%               | 7,2              | 6,5               | 13,7            | 53%               |
| Horsens     | 39,7             | 108,0             | 147,7           | 27%               | 43,1             | 3,2               | 46,3            | 93%               |
| Ringkøbing  | 263,8            | 884,8             | 1148,7          | 23%               | 10,3             | 18,4              | 28,7            | 36%               |
| <b>2002</b> |                  |                   |                 |                   |                  |                   |                 |                   |
| Roskilde    | 381,3            | 143,9             | 525,2           | 73%               | 219,0            | 17,6              | 236,6           | 93%               |
| Odense      | 119,3            | 193,7             | 313,0           | 38%               | 26,1             | 8,8               | 34,9            | 75%               |
| Horsens     | 94,1             | 178,7             | 272,7           | 34%               | 38,1             | 7,1               | 45,2            | 84%               |
| Ringkøbing  | 582,8            | 891,9             | 1474,8          | 40%               | 21,5             | 30,3              | 51,8            | 42%               |

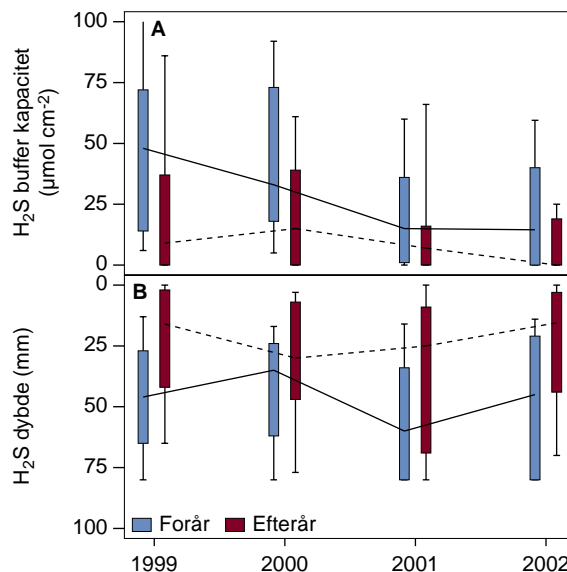
<sup>1)</sup> Den interne tilførsel af N og P til Limfjorden og Skive Fjord er ikke opgjort, da antallet af stationer i de to typeområder (4 og 1) skønnes for lavt til at beregne en realistisk intern næringsstofftilførsel for hele Limfjordsområdet.

interne belastning og iltkoncentrationen i bundvandet. Jo lavere iltindhold, jo større DIN og DIP afgivelse (Henriksen *et al.* 2001).

DIN-fluxen var i 2002 signifikant større end i 1999/2000 ( $p < 0,01$ , Wilcoxon), men det var dog kun i perioden juli-september (inkl.), at belastningen var markant højere. DIP-fluxen var også signifikant forøget i 2002 ( $p < 0,01$ , Wilcoxon) både i og uden for perioden juli-september, hhv.  $p < 0,01$  og  $p < 0,05$ . Det er kendetegnende for de fjorde, hvor den eksterne og interne næringsstofbelastning er opgjort, at den eksterne belastning var betydeligt større i 2002 end i 2000, især hvad angår belastningen med DIP (Tabel 13.1). Den interne N- og P-belastning var dog øget endnu mere og udgjorde hhv. 42-93% af den totale belastning. Den interne P-belastning var altså, bortset fra Ringkøbing Fjord, den mest betydende kilde for tilførsel af fosfor til fjordene i sommermånederne.

### Sedimentets svovlbrintebufferkapacitet og H<sub>2</sub>S frontens dybdeudbredelse

De fire år, der er gennemført målinger af SBK og SBF, viste en signifikant forskel mellem forårs- og efterårsmålingerne (Figur 13.2). Således var SBK højest i foråret, hvor SBF lå dybest nede i fjordbunden. Det er dog værd at bemærke, at selvom SBF flyttede mod sedimentoverfladen i løbet af sommerhalvåret, og SBK samtidig aftog, var der en ringe korrelation mellem SBF og SBK ( $p < 0,0001$ , Pearson). Det skal også bemærkes, at når alle amters observationer "samles under en hat", vil generaliseringen naturligvis føre til, at der forekommer forskelle mellem det overordnede mønster og de observationer, der er gjort på de enkelte stationer. Denne forskel understeges også af 25- og 75%-fraktilernes ret så store bredde (se Figur 13.2). Sammenlignet med 3-års perioden 1999-2001 var SBK i 2002 signifikant lavere både forår ( $p < 0,0001$ , Wilcoxon) og efterår ( $p = 0,0028$ ), mens SBF ikke afveg fra de tidligere års målinger. Sammenligner vi derimod "kun" SBK i 2001 og 2002, var SBK de to år ikke signifikant forskellige fra hinanden ( $p = 0,99$  og  $p = 0,13$  hhv. forår og efterår, Wilcoxon). Det var de omfattende iltsvind i både 2001 og 2002, der reducerede SBK voldsomt i efteråret.



Figur 13.2. A: Svovlbrintebufferkapaciteten (SBK;  $\mu\text{mol cm}^{-2}$ ) målt forår og efterår. B: Dybden (mm) af svovlbrintefronten (SBF). Medianværdien for samtlige målinger er vist sammen med 25%- (tykke søjler) og 75%-fraktilerne (tynde søjler).

Samtidig har SBK ikke genvundet samme (høje) kapacitet i foråret som i 1999 og 2000, fordi fjordbunden ikke blev tilstrækkeligt iltet i løbet af vintrene 2000/01 og 2001/02 (se også Henriksen *et al.* 2001). Vurderet på landsplan afslørede SBK i efteråret 2002, at fjordbunden har været udsat for betydelig tilførsel af organisk stof i sommerhalvåret, hvilket også bekræftes af det høje iltforbrug, der blev observeret i typefjordene (se ovenfor).

### Konklusion

I 2002 blev der omsat betydeligt mere organisk stof i bunden af typefjordene i maj-juni end i samme periode i 1999 og 2000. Den tilsvarende forøgede produktion af  $\text{NH}_4^+$  og  $\text{PO}_4^{3-}$  blev afgivet fra sedimentet til bundvandet fra maj til oktober i et omfang, der var signifikant højere end de tidligere år. Derved fik den interne belastning i 2002 stor betydning for næringsstofftilførslen til typefjordene i sommermånederne, hvor tilførslen fra land var begrænset.

# 14 Tungmetaller i muslinger og fisk

NOVA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Desuden er medtaget regionale prøver fra Køge Bugt og Isefjord, som er analyseret efter NOVA-programmets metoder. Analyserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger, rødspætter og skrubber), dels 2 gange inden for programperioden i sediment. Sediment indgår ikke i 2002. I 2002 har Fyn, Ribe og Ringkøbing Amt efter aftale ændret på prøvetagningsstrategien. En station til tidstrend analyse er bibeholdt fra det tidligere program, og de øvrige stationer er spredt ud over nye områder for at opnå en bedre geografisk dækning.

Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrundsniveau. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, fx i forbindelse med spildevandsudledning. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og kan ophobes op igennem fødekæden. Cd kan fx påvirke fiskelarvers overlevelsessevne og give nyreskader, og fx Hg såvel som Pb påvirker centralnervesystemet hos højerestående dyr. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer. Ved forhøjede koncentrationer kan de påvirke algers funktion og struktur. Muslinger anvendes som generel indikator for belastningen af tungmetaller i havmiljøet.

## Vurdering af målte koncentrationer

For metallerne findes der kun en dansk grænseværdi for Hg i konsumvarer på 1,5 mg kg<sup>-1</sup> (Miljøministeriet 1985), som var overskredet i 2002 for en fisk

(fra Københavns Havn) ud af 115 analyserede fisk ialt, men ikke i nogen muslinger.

Koncentrationer af metaller vurderes derfor primært i forhold til OSPARs baggrundskoncentrationer og det vejledende norske klassificeringssystem udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997) baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en femdel klassificering af forureningsgraden (miljøtilstanden i parentes), kun de 3 reneeste findes i Danmark:

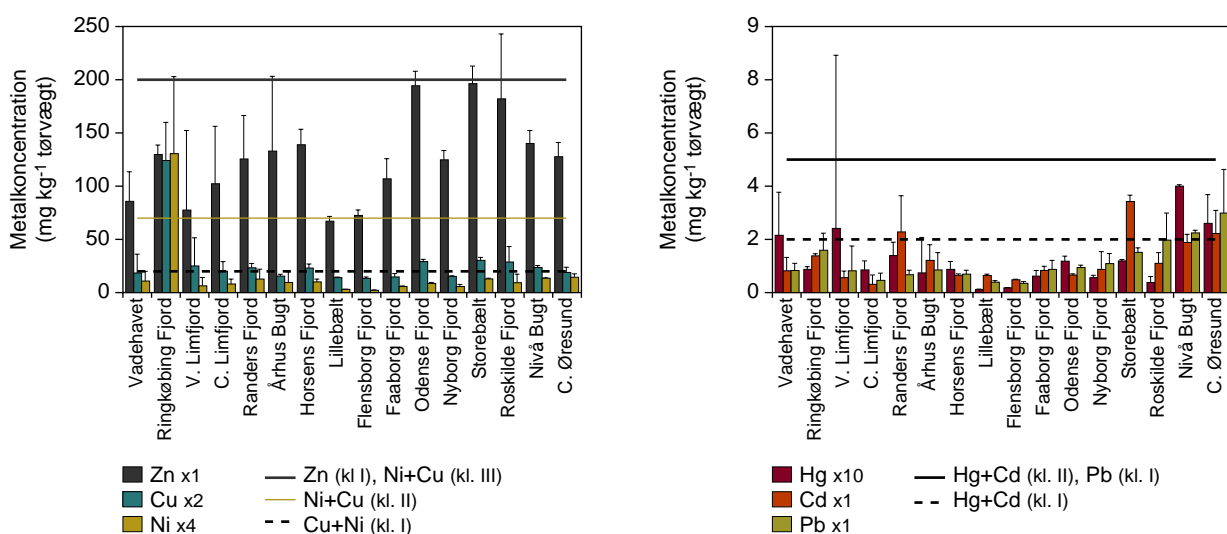
- I. Ubetydeligt til lidt forurenat (god)
- II. Moderat forurenat (mindre god)
- III. Markant forurenat (noget dårlig)

Indtil et dansk miljøtilstandsklassificeringssystem i medfør af EU's Vandrammedirektiv er udarbejdet anvendes SFTs norske forureningsgradssystem.

## Muslinger

Målingerne af tungmetaller blev foretaget i bløddelene af blåmuslinger, undtagen i Ringkøbing Fjord og 2 af 3 stationer i Limfjorden, hvor der ikke forekommer blåmuslinger, og der i stedet blev indsamlet sandmuslinger.

Figur 14.1 viser resultaterne for udvalgte metaller i de forskellige områder med angivelse af SFT's grænse for moderat forurening (klasse II). Alle metallerne fandtes i koncentrationer svarende til klassificeringen moderat forurenat i et eller flere områder. I de fleste tilfælde var overskridelserne af grænseværdien for denne tilstand dog små.



Figur 14.1. Metalkoncentrationer (mg kg<sup>-1</sup> tørvægt) i muslinger (gennemsnit og maksimum af 1 til 5 stationer pr. område med 1-3 replikater pr. station) med linier, som markerer grænsen for moderat (klasse I) og markant (klasse II) forurening i SFT's klassificering. Bemærk: opskalering af Hg, Cu og Ni i forhold til skalaen på akserne.

For Cu og Ni fandtes overskridelser til markant forurenede i sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord (se sammenfatning). Herudover var det maksimale Cu-indhold i moderat forurenede klassen for 10 af de 15 tilbageværende områder, heraf 7 med middelværdi i moderat forurenede. For de øvrige metaller fandtes Hg (5/4), Cd og Zn (4/3 og 4/0) og Ni (3/1) i moderatklasse for maksimal/middelværdien. For prøverne i V-Limfjord er der dog tale om prøver i et område der tidligere er blevet forurenede med Hg med de højeste værdier helt inde i Markant forurenede. Middelværdi-niveauet i Øresund og Nivå Bugt er dog højere end i V-Limfjord. For Cd findes de højeste koncentrationer i Storebælt fulgt af Randers Fjord og Øresund/Nivå Bugt. Også Pb-niveauet topper i Øresund/Nivå Bugt fulgt af Ringkøbing Fjord.

### Fisk

Der blev indsamlet skrubber på tre stationer i Øresund, samt i Vadehavet, Storebælt og Nordsøen. Resultaterne fremgår af Tabel 14.1. Nikkel og bly var stort set under detektionsgrænsen i alle prøver og er derfor ikke medtaget i tabellen. Koncentrationen varierede med en faktor 2-3 for samtlige metaller. Højeste koncentration af Cd fandtes i fisk fra de indre farvande, men for stationen ved Københavns Havn fandtes meget høje værdier i år, en faktor 3-6 over tidligere. Koncentrationen af Hg i skrubbefiler er i Øresund en faktor 2-3 højere end OSPAR's baggrundsværdi for fladfisk i fileten (0,15-0,35 mg kg<sup>-1</sup> tørvægt).

Tabel 14.1 Fiskestationer, middel koncentrationer af metaller i lever (og filet for Hg). Der er målt i skrubber, hvor art ikke er angivet. Enhed: mg kg<sup>-1</sup> tørvægt.

| Område       | Zn     | Cu   | Cd        | Hg        | Hg filet  |
|--------------|--------|------|-----------|-----------|-----------|
| Øresund      |        |      |           |           |           |
| - Nivå Bugt* | 171±8  | 47±3 | 0,56±0,11 | 0,26±0,03 | 0,50±0,04 |
| - Vedbæk#    | 171±11 | 45±4 | 0,77±0,15 | 0,22±0,03 | 0,76±0,08 |
| - Kbh.havn#  | 158±11 | 43±6 | 3,04±1,88 | 0,42±0,09 | 0,93±0,17 |
| Storebælt*   | 160±9  | 42±3 | 0,42±0,06 | 0,09±0,01 | 0,21±0,02 |
| Vadehavet#   | 121±9  | 37±3 | 0,25±0,05 | 0,15±0,01 | 0,37±0,02 |
| Nordsøen*    | 201±10 | 67±7 | 0,74±0,23 | 0,29±0,04 | 0,61±0,08 |
| -rødspætter# | 168±11 | 16±2 | 0,43±0,04 | 0,25±0,25 | 0,36±0,03 |

Bemærkninger til resultaterne:

\*: middel af 25 fisk; #: middel af 10 fisk;

"Kbh.havn" stationen ligger ved Svanemøllen.

### Kvalitetssikring

Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem parallelle prøver på en lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i % kan bruges som et samlet estimat af den analyse- og den naturlige variation og giver herved et udtryk for den samlede variation på stationerne. Resultaterne for de sidste fire års NOVA-program for muslinger er opgjort i Tabel 14.2.

CV% viser, at analysekvaliteten er god og på niveau med, hvad man ville forvente for de respek-

tive metaller, dog er Cu noget højere i 2002 end sædvanlig. Årsagen til de generelt højere CV% for Ni og Pb er sandsynligvis, at koncentrationen i muslinger er tæt på detektionsgrænsen (0,2-0,3 mg kg<sup>-1</sup> tørvægt) i mange områder. En del stationer er i år baseret på dobbeltbestemmelser i stedet for triplikater, hvilket også kan øge middel CV%. Alle prøver er analyseret på samme laboratorium, målevnen for reference materiale og præstationsprøvninger er angivet i Tabel 14.3.

Tabel 14.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationerne i muslingeprøver mellem prøverne på hver lokalitet udtrykt som en variationskoefficient (CV%) i %.

| År   | Zn | Cu | Hg | Cd | Ni | Pb |
|------|----|----|----|----|----|----|
| 2002 | 9  | 15 | 16 | 11 | 17 | 18 |
| 2001 | 7  | 10 | 16 | 9  | 12 | 15 |
| 2000 | 8  | 9  | 10 | 10 | 18 | 15 |
| 1999 | 7  | 8  | 13 | 15 | 17 | 19 |
| 1998 | 8  | 7  | 13 | 13 | 14 | 17 |

Tabel 14.3 Resultater fra Quasimeme præstationsprøvning (QTM) og Reference materialer (RM). Værdier <2 er acceptable. DOLT-3 er en certificeret fiskelever (CRM), Marina er et Internt (IRM) muslingehomogenat. For RM angives genfinding og relativ standardafvigelse desuden.

| Materiale      | Zn    | Cu    | Hg                | Cd    | Ni    | Pb                |
|----------------|-------|-------|-------------------|-------|-------|-------------------|
| QTM 57 musling | 0,7   | 0,41  | 0,43              | i.z.* | 1,02  | <d.l.             |
| QTM 58 fisk    | 0,33  | -0,65 | 0,82              | i.z.* | 1,32  | <d.l.             |
| IRM: Marina    | -0,04 | 0,19  | -0,47             | 0,97  | -0,22 | -0,67             |
| Genfinding:    | 100%  | 102%  | 94%               | 111%  | 97%   | 89%               |
| Relativ stdev: | 2,1%  | 8,9%  | 9,8%              | 7,7%  | 11%   | 12%               |
| CRM: DOLT-3    | 0,61  | -2,8  | 1,4 <sup>a</sup>  | -0,49 | -0,85 | 2,62 <sup>c</sup> |
| Genfinding:    | 102%  | 91%   | 108% <sup>a</sup> | 99%   | 89%   | 137% <sup>c</sup> |
| Relativ Stdev: | 2,2%  | 2,8%  | 8,7% <sup>a</sup> | 6,6%  | 16%   | 76% <sup>c</sup>  |

#: i.z.: ikke beregnet af Quasimeme, \*: <d.l. under detektionsgrænsen, <sup>a</sup>: kursiv på niveau med d.l. &: DORM-2 fiskemuskel CRM

### Sammenfatning

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til ubetydeligt til moderat forurenede ifølge SFT's vejledende klassificering, undtagen Hg i den vestlige Limfjord og Ni og Cu i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, som er markant forurenede. For Ringkøbing Fjord er der det forbehold, at kriteriet gælder for blåmuslinger. Der er ikke gjort forsøg på at omregne kriteriet fra blåmuslinger til sandmuslinger, men det vides, at forskelle i levevis, fx fødevalg, kan påvirke optaget af metaller (se fx Szefer & Szefer 1990). Det forhøjede Hg niveau i V-limfjord forekommer i et område, der ikke tidligere været med i NOVA 2003, men med en kendt punktkilde til Hg-forurening (Chemnova).

Hg-indholdet i skrubbefilet fra Københavns.Havn er generelt højt, og en enkelt over konsum-grænseværdien. Udover by- og industrispildevand findes også ældre (nu nedlagte) punktkilder.

# 15 Miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk

De miljøfarlige stoffer, som indgår i NOVA, er udvalgt på baggrund af en viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Programmet opfylder også de internationale forpligtelser i henhold til EU, OSPAR og HELCOM. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (*Kapitel 14*). Bemærk den ændrede prøvetagningsstrategi i tre amter.

I fisk og muslinger blev der analyseret for polyklorerede biphenyl (PCBer) og klorerede pesticider (DDT, HCH m.fl.), og i muslinger desuden for organotinforbindelser herunder tributyltin (TBT) samt polycykliske og andre aromatiske hydrokarboner (PAHer). De enkelte komponenter fremgår af programbeskrivelsen for NOVA (Miljøstyrelsen 2000). PAH resultat for 2002 vil først blive rapporteret i 2004 på grund af problemer i analyselaboratoriet.

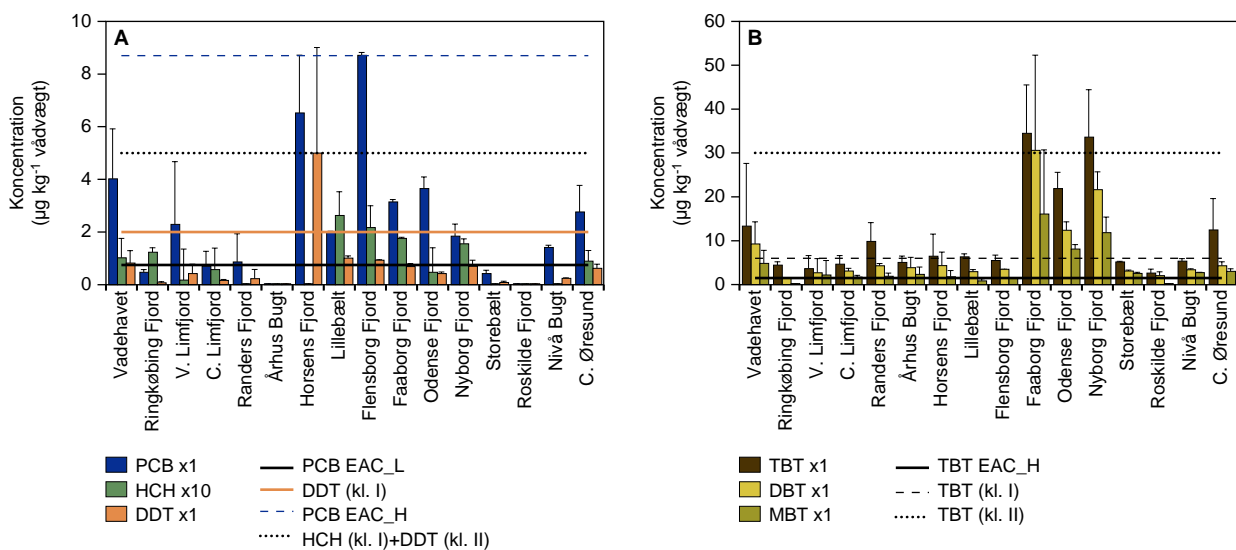
PCB-forbindelser vides at kunne nedsætte immunforsvaret, påvirke reproduktionen samt mistænkes for at have østrogenlignende effekter. Flere af de klorerede pesticider kan have lignende effekter. Det er vist, at flere PAHer og deres nedbrydningsprodukter bl.a. kan have mutagene effekter, hvilket kan føre til udvikling af cancer, samt reproduktive skader hos de vandlevende organismer. TBT vides at kunne forårsage kønsændringer hos en række havsnegle (se *Kapitel 16*), men også at kunne have en negativ effekt på andre dele af økosystemet.

## Vurdering af resultater

Der findes p.t. ikke nogle danske grænseværdier for koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det marine miljø. I de nærmeste år vil der blive udviklet et dansk miljøklassificeringssystem i medfør af EUs Vandrammedirektiv, hvor også koncentrationen af miljøfarlige stoffer skal inddrages. Miljøfremmede stoffer i biota vurderes derfor primært i denne rapport i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecological Assessment Criteria (EACs)", udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OSPAR 1998) (her omregnet for 15% tørstof) samt de vejledende norske SFT-klassificeringer, som er beskrevet i *Kapitel 14*. EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse er fastlagt, så det er sandsynligt, at der vil forekomme effekter i miljøet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger i intervallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, men der vil sandsynligvis ikke opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse.

## Koncentrationer i muslinger

Koncentrationerne af PCB og de klorerede pesticider i muslinger er vist i Figur 15.1A. I Figur 15.1B er vist koncentrationer af TBT, DBT og MBT. De højeste koncentrationer af  $\Sigma$  PCB er fundet i Horsens og Flensborg Fjord. I alle områder var den nedre EAC-grænse ( $0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt) overskredet i mindst en prøve, hvilket betyder, at der i disse områder ikke kan udelukkes effekter i miljøet pga. forhøjede koncentrationer af PCB. I Horsens og



Figur 15.1. Koncentrationer af klorerede pesticider og PCB i muslinger (middelværdi og maksimum) sammenholdt med EAC grænseværdier (kun for sum PCB) (bemærk forskel i skaleringfaktor) samt koncentrationer af TBT og nedbrydningsprodukterne DBT og MBT i muslinger (middelværdi og maksimum) sammenholdt med EAC-grænseværdier og SFT grænseværdier. Kun den øvre TBT EAC-grænse er indtegnet.



Flensborg Fjord er også den øvre EAC-grænse overskredet ( $8 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt), hvilket betyder, at der i disse områder kan forekomme effekter på grund af forhøjede koncentrationer af PCB. Koncentrationen af  $\Sigma$  DDT var med undtagelse i Horsens Fjord under  $2 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt svarende til den norske vejledende klassificering for ubetydeligt til moderat forurenede. Årsagen til den høje koncentration af  $\Sigma$  DDT i Horsens Fjord, svarende til "Markant forurenede, klasse 3" i det norske klassificeringssystem kendes ikke, men er bemærkelsesværdig, da DDT er forbudt i Danmark, og hverken bør bruges eller udledes. Koncentrationen af  $\Sigma$  HCH var under  $0,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt i samtlige områder, svarende til den norske vejledende klassificering for ubetydeligt til moderat forurenede. Koncentrationen af HCB var i alle prøver mindre end detektionsgrænsen ( $0,1 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt).

De højeste koncentrationer af TBT blev fundet ved Fyn i de to nye områder Faaborg og Nyborg Fjorde. Begge fjorde havde et højere niveau end Odense Fjord, hvor der i de øvrige år er fundet de højeste koncentrationer. De højeste niveauer af TBT fandtes i de inderste dele af Fåborg Fjord på molen ud for lystbådehavnen. For stationerne i den vestlige del af Limfjorden, der er nye for 2002, findes samme TBT-niveauer som i den centrale del. For enkelte prøver i Vadehavet og det centrale Øresund findes koncentrationer svarende til dem i Odense Fjord, et område karakteriseret ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter.

I samtlige områder var den øvre EAC-grænse for TBT-Sn overskredet ( $0,8 \mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt) for mindst en delprøve. Dvs. der er en stor sandsynlighed for, at der vil forekomme effekter i alle de undersøgte områder på grund af forhøjede koncentrationer af TBT (se også Kapitel 16).

### Koncentrationer i fisk

Koncentrationen af klorerede forbindelser målt i fisk fremgår af Tabel 15.1. Stationsplaceringen fremgår af Figur 15.1. Koncentrationen af  $\Sigma$  PCB i de to områder i Øresund er en faktor to til tre højere end i de øvrige tre områder. Også  $\Sigma$  DDT og  $\Sigma$  HCH er højere i disse to områder. Fedtprocenten kan have en indflydelse på de koncentrationer, man finder i en organisme, men det bemærkes, at fedtprocenten i Øresund, Vadehavet og Nordsøen ikke er signifikant forskellige.

Tabel 15.1 Middelkoncentration  $\pm$  standardafvigelse (std.) af klorerede forbindelser, samt % ekstraherbart fedt i lever fra skrubber. Enhed:  $\mu\text{g kg}^{-1}$  vådvægt.

| Lokalitet               | $\Sigma$ PCB      | $\Sigma$ DDT      | $\Sigma$ HCH      | Ekstraherbart fedt, %       |
|-------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------------------|
|                         | middel $\pm$ std. | middel $\pm$ std. | middel $\pm$ std. | middel $\pm$ std.           |
| København <sup>1)</sup> | 71,0 $\pm$ 12,6   | 2,6 $\pm$ 0,6     | 22,3 $\pm$ 6,3    | 7,9 $\pm$ 1,7 <sup>2)</sup> |
| Vedbæk <sup>1)</sup>    | 75,1 $\pm$ 16,3   | 1,9 $\pm$ 0,3     | 18,7 $\pm$ 2,9    | 7,5 $\pm$ 0,6               |
| Vadehavet <sup>1)</sup> | 25,6 $\pm$ 6,7    | 1,3 $\pm$ 0,3     | 7,1 $\pm$ 1,8     | 7,6 $\pm$ 1,4 <sup>2)</sup> |
| Storebælt <sup>1)</sup> | 32,2 $\pm$ 3,6    | 1,2 $\pm$ 0,3     | 14,1 2,3 $\pm$    | 10,6 $\pm$ 1,0              |
| Nordsøen <sup>1)</sup>  | 28,3 $\pm$ 3,4    | 0,5 $\pm$ 0,1     | 7,9 $\pm$ 1,2     | 8,6 <sup>3)</sup>           |

1) 10 fisk målt

2) ikke nok prøvemateriale nok til fedtbestemmelse i alle fisk

3) Kun målt i en fisk

Tabel 15.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem 3 muslingeprøver indsamlet på samme lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i %.

| År   | TBT | $\Sigma$ PCB | $\Sigma$ HCH* | $\Sigma$ DDT |
|------|-----|--------------|---------------|--------------|
| 2002 | 17  | 10           | 42            | 17           |
| 2001 | 9   | 29           | 52            | 32           |
| 2000 | 14  | 10           | 14            | 9            |
| 1999 | 17  | 12           | 23            | 11           |
| 1998 | 15  | 9            | 11            | 10           |

\* For HCH er stationer, hvor to ud af tre målinger lå under detektionsgrænsen, udeladt af beregningen.

### Kvalitetssikring

Der er i år anvendt samme laboratorium til alle analyser for organiske stoffer, pånær org-Sn i C-Limfjord. Resultat af analyse af forskellige typer af referencemateriale er desværre rapporteret for sent til at indgå i en nærmere analyse. Laboratoriet, der udførte analyser for PCB/klorerede pesticider, deltog i 2002/03 i en præstationsprøvning (QUASIMEME) med tilfredsstillende resultat. For organo-Sn var der ikke en præstationsprøvning i QUASIMEME regi i 2002/03.

Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem parallelle prøver på en lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i % kan bruges som et samlet estimat på analyse- og den naturlige variation. Resultaterne for de sidste fire års NOVA-program for muslinger er opgjort i Tabel 15.2.

CV% viser, at analysekvaliteten er god og på niveau med, hvad man ville forvente for de respektive stofgrupper og koncentrationsniveauer. Det bemærkes, at CV % igen er lav for  $\Sigma$  PCB og på niveau med de øvrige år.

### Sammenfatning

De danske fjorde og indre farvande er forurenede med så høje koncentrationer af TBT, at der må forventes at forekomme effekter heraf. Generelt er koncentrationerne af PCB og de øvrige klorerede forbindelser stadig på niveauer, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet. PAH resultat for 2002 indgår ikke i årets havrapport år på grund af problemer i analyselaboratoriet, men vil blive rapporteret i 2004.

# 16 Biologisk effektmonitoring af TBT

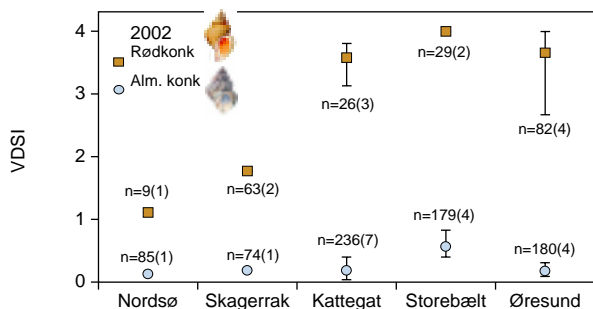
Undersøgelser af udbredelsen af imposex og intersex i fire arter af havsnegle, hhv. alm. konk, dværgkonk, rødkonk og alm. strandsnegl indgår i NOVA 2003 som biologiske markører for forureningen med miljøgiften tributyltin (TBT), der anvendes i skibsmalinger på mange større skibe.

Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle irreversible hanlige køns karakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet. Graden af imposex, der er udviklet i snegle fra et område, beskrives med indeks-værdien, VDSI, der er en midlet værdi af alle observerede imposex stadier. Tilsvarende beskrives graden af intersex med indekset ISI. Den maksimale værdi for VDSI og ISI er 4,0 i de undersøgte arter. Yderligere er antallet af peniskirtler, givet ved et middel kirtelantal (mPK), hos hanner af alm. strandsnegl også undersøgt, da lave værdier af mPK er fundet i TBT-belastede områder.

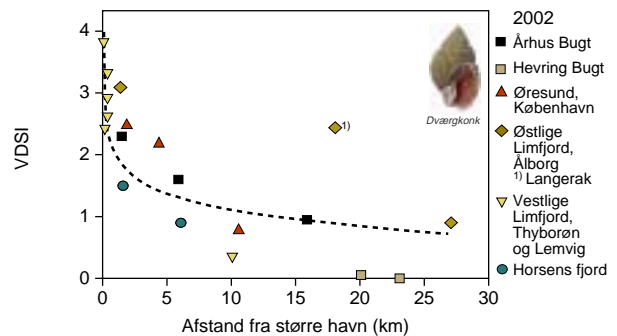
## Resultater og diskussion

De undersøgte arter er ikke alle lige følsomme over for TBT-forurening. Rødkonk er den mest følsomme. I Kattegat, Sund og Bælt havde 134 ud af i alt 137 hunner udviklet imposex og oftest i fremskrednen grad, VDSI = 2,7-4,0. De højeste niveauer forekommer i Storebælt og Øresund, men selv i Skagerrak og Nordsøen har 55-80% udviklet imposex, VDSI = 1,1-2,2 (Figur 16.1).

Hos alm. konk havde 4-70% udviklet imposex og oftest kun i de begyndende stadier, VDSI = 0,05-0,8. De højeste niveauer forekommer i Storebælt (Figur 16.1). Dværgkonk er undersøgt for imposex i Århus, Vejle, København og Nordjyllands amter. Som noget nyt har Ringkøbing amt også undersøgt dværgkonk fra den vestlige Limfjord. I alle områder aftager graden af imposex med stigende afstand fra havne. I en afstand op til 5 km er VDSI = 1,5-3,8, hvorimod længere væk fra havne er VDSI



Figur 16.1. Imposex i rødkonk og alm. konk i fem danske farvands-afsnit. n er antallet af undersøgte hunner fordelt på (x) stationer.



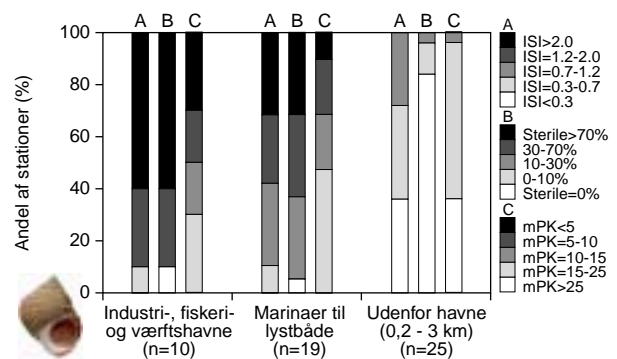
Figur 16.2. Imposex i dværgkonk i kystnære farvande.

= 0,0-1,6. Langerak ved Ålborg er igen i år en undtagelse med VDSI = 2,4 (Figur 16.2).

Alm. strandsnegl er undersøgt for intersex ved 54 stationer inde i eller tæt på havne. Dette omfatter 9 NOVA-stationer i Fyn og Sønderjyllands amter, men yderligere stationer er også undersøgt i Ringkøbing, Århus, Sønderjylland og Fyns amter. I 90% af havnene og marinaerne forekommer høje niveauer af intersex og deraf sterilitet, ISI = 0,7 - 3,0. Enkelte sterile snegle er kun fundet ved 16% af stationerne uden for havnene (Figur 16.3). Et tilsvarende billede giver undersøgelserne af peniskirtler hos hanner, hvor lave antal, mPK < 15, er fundet i 59% af havnene og marinaerne sammenlignet med kun 4% uden for havnene (Figur 16.3).

## Konklusion

Imposex og intersex er stadig udbredt i de fire undersøgte arter af havsnegle i 2002. I havne, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, er mange strandsnegle sterile pga. intersex. Høje niveauer af imposex forekommer også i mange kystnære områder, og i de mest følsomme arter også i de åbne farvande.



Figur 16.3. Den procentvise fordeling af stationer fra industrihavne o.l., marinaer og uden for havne inddelt i fem klasser ud fra niveauet af hhv. a) ISI, b) % sterile og c) mPK i alm. strandsnegl (n er antal stationer).



### Introduktion

De seneste 3 år har den årlige vurdering af miljø- og naturforholdene i de danske farvande indeholdt korte tematiske kapitler. Den tematiske rapportering har gjort det muligt at analysere data og problemstillinger grundigere. I år omfatter den tematiske rapportering følgende 4 temaer:

- Iltsvind og fiskedød i 2002 – Omfang og årsager.
- Strukturskift i Ringkøbing Fjord.
- Bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde og kystnære farvande – mønstre og regulerende faktorer.
- Regulering af ålegræssets dybdegrænse i tid og rum.

Det første tema omhandler iltsvindet i 2002, som var det måske mest omfattende iltsvind i den tid, som der har været gennemført en systematisk overvågning af de danske farvande. Det andet tema omhandler ændringer i den biologiske struktur som følge af ændret slusepraksis og dermed ændringer i saltholdigheden. De to sidste temaer er en opfølgning på dele af fjordrapporten fra 1996, som havde fokus på miljø- og naturtilstanden i de danske fjorde og kystvande (Kaas et al. 1996).

Det første tema, om ålegræssets dybdegrænse, forsøger at besvare spørgsmålet, om hvorfor ålegræsset ikke umiddelbart reagerer på ændringer i sigtdybden, som er koblet til næringsstofftilførsler, næringsstoffkoncentrationer, eksponering og den biologiske struktur. Resultater fra overvågningsprogrammet dokumenterer, at der mod forventning ikke er direkte tidsmæssig kobling mellem ålegræsset rekolonisering og en forbedret sigtdybde. Meget tyder på, at der er tale om en kompleks regulering af dybdegrænsen via flere fysisk/kemiske faktorer.

I det andet tema, om bundfauna artsrigdom, er den rumlige variation i bundfaunaens artsrigdom blevet analyseret i forhold til fjord- og kystområdernes morfologi, kvælstoftilførsler, saltholdighed, temperatur, iltkoncentration og den hydrauliske opholdstid. Som forventet sås en meget tæt kobling mellem artsrigdommen og saltholdigheden. Analyserne peger på, at transport af planktoniske larvestadier ind i lukkede fjord- og kystområder udgør en barriere for spredningen og for artsrigdommen inde i disse områder. Endelig viste det sig, at artsrigdommen ikke var relateret til iltfor-

holdene eller kvælstoftilførslerne i fjord- og kystområderne.

Titlen på det tredje tema "Iltsvind og fiskedød i 2002" er valgt med tanke på Miljøstyrelsens redegørelse "Iltsvind og fiskedød i 1981 – Omfang og årsager" fra 1983 (Miljøstyrelsen 1984). Denne redegørelse har haft stor betydning for bl.a. tilblivelsen af NPo-handlingsplanen fra 1985 og Vandmiljøplan I fra 1987. Temaet beskriver udviklingen af det ekstremt kraftige iltsvind i 2002 og gør rede for årsager, omfang og de økologiske konsekvenser. Der er ingen tvivl om, at de ekstreme meteorologiske forhold i 2002 forstærkede iltsvindet. Problemet er imidlertid, at vind og vejr ikke kan reguleres. Det konkluderes derfor, at det fortsat er nødvendigt at nedbringe tilførslerne af næringsstoffer til havet, så tilfældige klimatiske svingninger ikke kan udløse ekstraordinært store iltsvind.

Det har været tanken, at de mere omfattende analyser skal have en sådan substans, at de vil kunne skrives sammen til videnskabelige artikler. Der er således en klar forventning om, at der vil blive arbejdet videre med temaerne, og at arbejdet på sigt vil resultere i egentlige artikler i internationale tidsskrifter.

# 17 Iltsvind i 2002

Af Gunni Ærtebjerg, Jacob Carstensen, MAR, Philip Axe, SMHI, og Jean-Noël Druon, EC-JRC

På trods af vandmiljøplanerne og tilsvarende planer i Sverige og Tyskland udvikledes i sensommeren og efteråret 2002 det hidtil alvorligste iltsvind i de indre farvande. De væsentligste årsager var usædvanlig stor nedbør og dermed stor tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfæren både vinter og sommer, hvilket førte til forøget fytoplanktonproduktion og et relativt stort iltforbrug. Dette kombineret med ringe vindaktivitet og dermed reduceret ilttilførsel til bundvandet i sensommeren og i efteråret førte til det exceptionelle iltsvind. Et mindre tilskud af nitrat fra Den jyske Kyststrøm samt lidt forhøjede bundvandstemperaturer kan have forøget iltforbruget i mindre grad og medvirket til iltsvindets persistens. Næringsstoffudledningernes betydning understreges af, at en lang periode med stille vejr i 1997 ikke førte til udbredte iltsvind pga. næsten en halvering af kvælstofudledningerne i de tørre år 1996 og 1997. Iltsvindet i 2002 viser, at på trods af en reduktion i kvælstofudledningerne fra Danmark i et normalår på ca. 1/3 og også fald i udledningerne fra Sverige og Tyskland, så er potentialet for næringsstoffudvaskning i de omgivende lande i nedbørsrige år stadig så højt, at langvarig lav vindaktivitet gennem sensommeren og efteråret kan føre til omfattende iltsvind i de indre farvande.

## Introduktion

I sensommeren og efteråret 2002 optrådte det hidtil mest alvorlige og udbredte iltsvind i de indre farvande og Arkonahavet. Især i Bælthavet var iltkoncentrationerne lave, og der registreredes svovlbrinte i bundvandet og bunddyrdød i en række områder. Døde bunddyr og fisk skyllede op på strandene i begyndelsen af oktober flere steder langs den jyske østkyst.

De indre farvande er af naturlige årsager følsomme over for eutrofiering, der her nemt kan resultere i iltsvind. Den kraftige lagdeling af vandsøjlen pga. det brakke udstrømmende Østersøvand i overfladen og indstrømning af salt vand fra Skagerrak i bunden forhindrer i høj grad en vertikal transport af ilt fra luften og overfladelaget til bundvandet (Rasmussen 1997). Lagdelingen er om sommeren yderligere forstærket af solens opvarmning af overfladelaget. Desuden er de indre farvande lavvandede med en middeldybde på ca. 19 m. Skillefladen ligger i middel i ca. 13 m dybde. Bundvandets volumen er derfor relativt lille (~250 km<sup>3</sup>) og iltmængden til rådighed for respiration dermed begrænset. Samtidig er indstrømningen af nyt iltrigt vand fra Skagerrak til Kattegats og Bælthavets bundvand væsentlig lavere i sommerhalvåret (marts-oktober, middel 28.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) end om vinteren (november-februar, middel 64.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) (Andersson & Rydberg 1996) pga. af mindre vindaktivitet, der også giver en mindre vertikal blanding. Endvidere stiger bundvandets temperatur fra ca. 5°C i februar-marts til ca. 12°C i september-oktober, hvorved hastigheden af iltforbruget øges i løbet af sommerhalvåret.

Ved vinterens slutning er bundvandet normalt tæt på at være mættet med ilt pga. stor vandudskiftning, vertikal vindblanding og lavt iltforbrug pga. ringe tilførsel af organisk stof og lav temperatur

gennem vinteren. På grund af de ovenfor nævnte naturlige forhold bliver iltforbruget i april, efter sedimentationen af fytoplanktonets forårsopblomstring, større end ilttilførslen, og iltindholdet i bundvandet falder gennem foråret og sommeren til et minimum i august-september, hvorefter ilttilførslen normalt igen stiger med stigende vindaktivitet (Rasmussen et al. 2003a). Et forøget iltforbrug forårsaget af antropogen udledning af næringsalte kan derfor føre til iltsvind i sensommeren og efteråret, hvor iltkoncentrationen af naturlige årsager er lavest. Kombineres den øgede eutrofiering med vejrforhold, der medfører usædvanlig ringe ilttilførsel til bundvandet, kan der udvikles kraftige og udbredte iltsvind som i 2002.

I det efterfølgende analyseres forløbet og årsagerne til iltsvindet i sensommeren-efteråret 2002 ud fra hypotesen, at en relativt stor næringsstoffudledning om vinteren og igen om sommeren forårsagede et relativt stort iltforbrug. Dette kombineret med usædvanlig ringe vindaktivitet og megen østenvind i sidste halvdel af 2002, som medførte ringe ilttilførsel til bundlaget, betingede udviklingen af det udbredte og langvarige iltsvind.

## Metoder

Det tidsmæssige forløb af iltsvindet gennem sidste halvdel af 2002 mht. areal og vandvolumen påvirket af iltkoncentrationer under henholdsvis 4 mg l<sup>-1</sup> og 2 mg l<sup>-1</sup> er analyseret uge for uge og sammenlignet med forløbet af iltsvindet i 2001, der generelt var et gennemsnitsår mht. styrke og udbredelse. Analysen er baseret på målinger af iltprofiler foretaget af amterne og DMU samt svenske og tyske institutioner i de indre farvande med tilstødende fjorde og bugter. For hver profil er dybderne for henholdsvis 4 mg l<sup>-1</sup> og 2 mg l<sup>-1</sup> bestemt ved interpolation. Derefter foretages en interpolation mellem stationerne, og de fremkomne flader for

hhv.  $4 \text{ mg l}^{-1}$  og  $2 \text{ mg l}^{-1}$  kombineres med en dybdemodell for bestemmelse af arealudbredelse og påvirket vandvolumen. Metoden er beskrevet i detaljer i Carstensen & Erichsen (2003) og HELCOM (2003).

De samlede næringsstofftilførsler i 2002 og tidligere år fra land og atmosfæren er analyseret ud fra opgørelser fra Danmark, Sverige og Tyskland. Hvor endelige beregninger ikke forelå, er tilførslerne estimeret ud fra ferskvandsafstrømningen (HELCOM 2003).

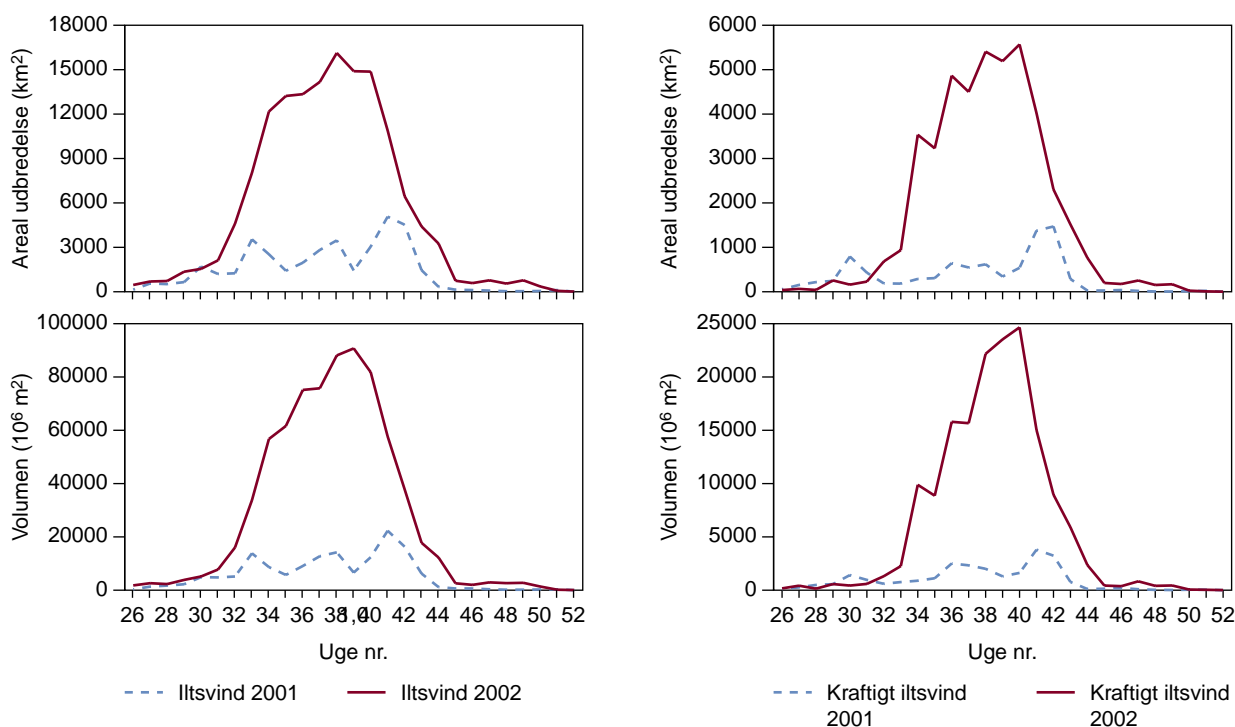
Iltforbrugets størrelse i 2002 er vurderet på baggrund af næringsstof og klorofyl *a*-koncentrationer samt primærproduktion målt af amterne på intensive stationer i de åbne indre farvande. Ilttilførslen til bundvandet i 2002 er vurderet ud fra vindforhold, hydrografi og vandudveksling. Vindforholdene i juni-november 2002 er analyseret på basis af vindmålinger fra Nidingen Fyr ud for den svenske Kattegatkyst. Vinddata er opdelt i 6 klasser for vindstyrke og 8 klasser for vindretning og sammenlignet med middel for perioden 1992-02. Temperatur, salinitet og lagdeling i 2002 er analyseret på basis af amtsdata fra intensive stationer i de åbne indre farvande. Endelig er vandudveksling og stagnation af bundvandet i de indre farvande analyseret med tre forskellige 3D-modeller, nemlig akkumuleret vandtransport gennem Storebælt beregnet af DHI med Farvandsmodellen, akkumuleret vandtransport i forskellige dybdeintervaller mellem Kattegat og Bælthavet samt op-

holdstid af bundvandet i Bælthavet, beregnet af SMHI med HIROMB-modellen, og endelig månedlig vandtransport i bundlaget under skillefladen i henholdsvis Storebælt og mellem Kattegat og Bælthavet beregnet med EC-JRC's model.

## Resultater

### Iltsvindets forløb i 2002

Udviklingen af iltsvindet i 2002 mht. arealudbredelse og påvirket vandvolumen i de indre farvande med tilstødende fjorde, men eksklusiv Arkonahavet, er vist i Figur 17.1 og sammenlignet med forløbet i 2001. I begge år begyndte iltsvindet i slutningen af juni (uge 26) og udviklede sig ens gennem juli (uge 27-31) med iltsvind i følsomme områder som Limfjorden, Lillebælt og Mecklenburg Bugt. I august 2002 (uge 31-35) eskalerede iltsvindet meget voldsomt sammenlignet med 2001, og påvirkede i september (uge 36-39) et ca. 10 gange større areal og vandvolumen end i 2001 med kraftigt iltsvind (se også Kapitel 10 og Figur 2.6). Gennem oktober (uge 40-44) aftog iltsvindet, men i 2002 var der ved månedens slutning stadig betydelige områder med iltsvind i det sydlige Kattegat, nordlige Bælthav, Lillebælt og Mecklenburg Bugt. I det sydlige Lillebælt var der svovlbrinte i bundvandet ind til midten af december. Sammenlagt blev  $20.500 \text{ km}^2$  ramt af iltsvind i 2002, heraf  $9.170 \text{ km}^2$  af kraftigt iltsvind, i en kortere eller længere periode, hvilket svarer til henholdsvis 47% og 21% af de indre farvande med tilstødende fjorde (Tabel 17.1).



Figur 17.1. Areal og vandvolumen påvirket af iltsvind (venstre panel) og kraftigt iltsvind (højre panel) i 2001 og 2002 i de indre farvande inklusiv tilstødende fjorde og kystvande, men eksklusiv Arkonahavet.

Tabel 17.1. Total areal og areal påvirket af iltsvind og kraftigt iltsvind i delområder af de indre farvande med tilstødende fjorde i 2001 og 2002 (eksklusiv Arkonahavet).

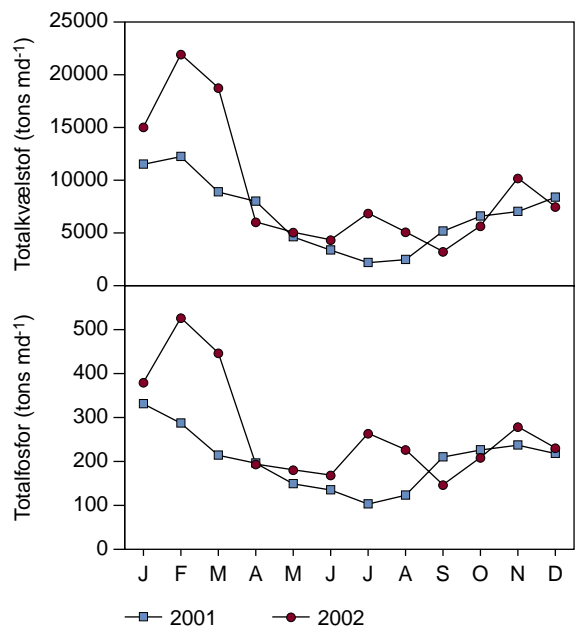
| Område            | Total areal (km <sup>2</sup> ) | 2001                  |                       | 2002                  |                       |
|-------------------|--------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
|                   |                                | <4 mg l <sup>-1</sup> | <2 mg l <sup>-1</sup> | <4 mg l <sup>-1</sup> | <2 mg l <sup>-1</sup> |
| Nordlige Kattegat | 4405                           | 2 (0%)                | 0 (0%)                | 106 (2%)              | 0 (0%)                |
| Limfjorden        | 1522                           | 385 (25%)             | 329 (22%)             | 377 (25%)             | 251 (17%)             |
| Centrale Kattegat | 8491                           | 66 (1%)               | 8 (0%)                | 1688 (20%)            | 524 (6%)              |
| Sydlig Kattegat   | 9432                           | 2386 (25%)            | 93 (1%)               | 7012 (74%)            | 1360 (14%)            |
| Øresund           | 1049                           | 248 (24%)             | 3 (0%)                | 443 (42%)             | 205 (20%)             |
| Nordlige Bælthav  | 4027                           | 1421 (35%)            | 220 (5%)              | 2596 (64%)            | 1208 (30%)            |
| Storebælt         | 4012                           | 653 (16%)             | 37 (1%)               | 1740 (43%)            | 965 (24%)             |
| Lillebælt         | 3019                           | 1103 (37%)            | 608 (20%)             | 1641 (54%)            | 1281 (42%)            |
| Flensborg Fjord   | 293                            | 160 (55%)             | 121 (41%)             | 162 (55%)             | 138 (47%)             |
| Sydlig Bælthav    | 7597                           | 2970 (39%)            | 1491 (20%)            | 4820 (63%)            | 3241 (43%)            |
| Samlet areal      | 43847                          | 9394 (21%)            | 2909 (7%)             | 20586 (47%)           | 9173 (21%)            |

Det var især i de åbne farvande (centrale og sydlige Kattegat, Øresund, Storebælt, nordlige og sydlige Bælthav), at iltsvind i 2002 var langt mere udbredt end i 2001. I Lillebælt var areal og vandvolumen med iltsvind ca. dobbelt så stort i 2002 som i 2001, mens påvirket areal og vandvolumen i Limfjorden og Flensborg Fjord var ret ens i de to år (Tabel 17.1).

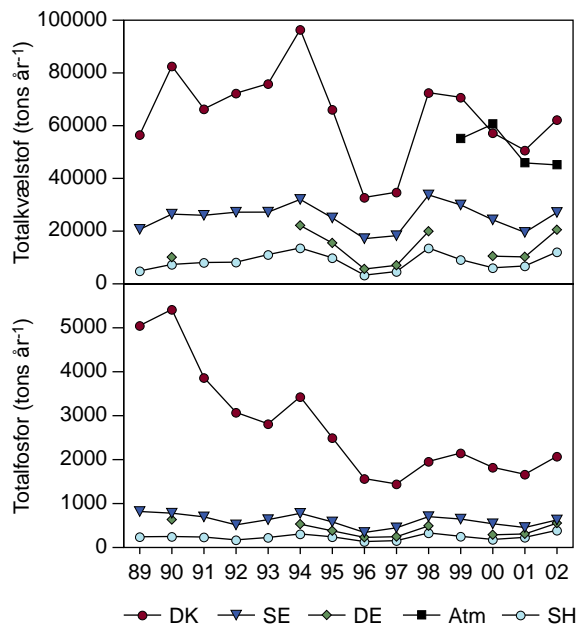
### Næringsstofftilførsel fra land og atmosfæren

Den samlede månedlige næringsstofftilførsel i 2002 fra Danmark, Tyskland og Sverige til Kattegat, Øresund og Bælthavet med tilstødende fjorde fremgår af Figur 17.2. Til sammenligning er også vist tilførslen i 2001, der kan betragtes som et normal-år, da sæsonvariationen svarer til et gennemsnitsår, og ferskvandsafstrømningen var omkring langtidsmidlen. Tilførslerne af både TN og TP var høje i februar-marts og i juli-august pga. stor nedbør i januar-februar og i juni-juli. Samlet over året var TN-tilførslen dog omkring middel for perioden 1989-01, og TP-tilførslen var mere end halveret i forhold til 1990 (Figur 17.3).

Den atmosfæriske kvælstofdeposition var relativ stor i Bælthavet i februar 2002 og i hele området i juli, men både mængden og fordelingen over året var ikke usædvanlig. Den samlede deposition i



Figur 17.2. Månedlig tilførsel af kvælstof og fosfor fra land (Danmark, Sverige, Tyskland) til de indre farvande inklusiv fjorde i 2001 og 2002.



Figur 17.3. Årlig tilførsel af kvælstof og fosfor til de indre farvande inklusiv fjorde fra Danmark (DK), Sverige (SE), Tyskland (DE), Schleswig-Holstein (SH) og atmosfæren (Atm) i perioden 1989-2002.

2002 til Kattegat, Øresund og Bælthavet udgjorde 45.100 tons kvælstof, hvilket svarer til depositions i 2001, men var lavere end i både 1999 og 2000.

Kilderne til næringsstoffudledningerne fra Danmark, Sverige og Tyskland fremgår af Tabel 17.2. I alle tre lande er landbruget (i Sverige landbrug og skovbrug) den største kvælstofkilde med henholdsvis 80%, 65% og 58% af tilførslerne til ferskt

**Tabel 17.2.** Den procentvise fordeling af hovedkilderne for udledning af total kvælstof og fosfor til både vandløb, søer og kystvande i de indre farvande fra hhv. Danmark, Sverige og Tyskland. Tabellen angiver endvidere, hvor meget af de samlede udledninger, der når frem til kystvandene, både i procent og i tons. Kildefordelingen er baseret på opgørelser fra 2000, mens udledningen i tons er for 2002.

| Kilder                                 | Kvælstof i % |         |          | Fosfor i % |         |          |
|--|--------------|---------|----------|------------|---------|----------|
|  | Danmark      | Sverige | Tyskland | Danmark    | Sverige | Tyskland |
| Baggrund                               | 9            | 25      | 24       | 11         | 18      | 20       |
| Landbrug                               | 80           | 65      | 58       | 45         | 55      | 50       |
| Punktkilder og spredt bebyggelse       | 11           | 10      | 18       | 44         | 27      | 30       |
| Når frem til kystvandene i pct.        | 90           | 82      | 71       | 99         | 76      | 41       |
| Når frem til kystvandene i tons i 2002 | 66.630       | 27.100  | 20.500   | 2.034      | 550     | 630      |

og marint overfladevand. Landbruget er også en stor fosforkilde med ansvar for 45-55% af tilførslerne, men punktkilder og spredt bebyggelse er også en væsentlig fosforkilde (27-44%).

### Næringssalte, klorofyl og primærproduktion

I februar 2002 viste overfladekoncentrationen af DIN i de indre åbne farvande en stærk påvirkning fra lokale kilder (Figur 17.4), dvs. tilførsler fra land, atmosfæren og intern omsætning, hvor tilførslerne fra land er de største (Rasmussen et al. 2003b). I februar 1996, hvor tilførslerne fra land var små, svarede koncentrationerne til en ren blanding mellem Østersø- og Skagerrakvand. I Øresund og Bælthavet var DIN-koncentrationen høj i marts, indtil fytoplanktonets forårsopblomstring reducerede indholdet (Figur 17.5). I det vestlige Kattegat afveg DIN-vinterkoncentrationerne ikke fra 2001 eller middel 1990-01. Vinter DIP-koncentrationerne

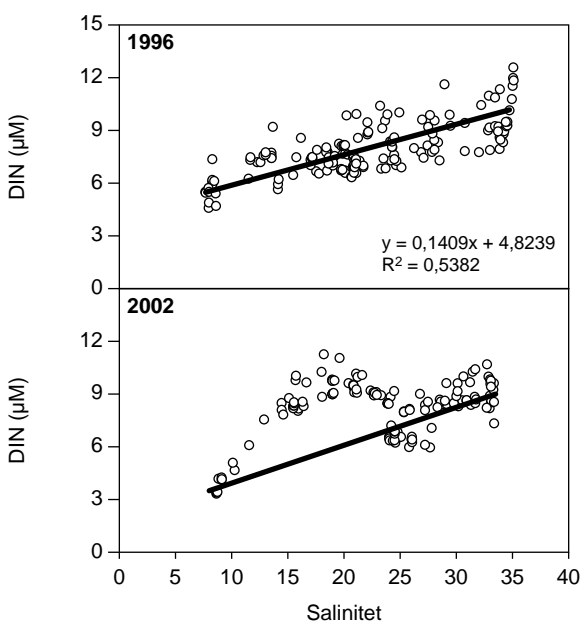
var i 2002 omkring middel eller lavere, dog var koncentrationen i det sydlige Lillebælt højere end middel. Under det langvarige iltsvind blev der opbygget en stor pool af ammonium, fosfat og silikat i bundvandet, som fra oktober efterhånden blev blandet op i overfladevandet (Figur 17.6).

Klorofyl viste i 2002 et kraftigt forårsbloom i det vestlige Kattegat og Århus Bugt i marts, men i Øresund og Bælthavet afveg forårstoppen ikke markant fra middel (Figur 17.5). Et kraftigt klorofylmaksimum forekom i Bælthavet omkring springlaget fra maj til september (Figur 17.7), og satellitbilleder viste en lidt højere klorofylkoncentration i overfladen forår og sommer 2002 end i 2001 (HELCOM 2003). Opblanding af næringssalte fra bundlaget medførte en kraftig klorofyltop om efteråret i store dele af Kattegat og Bælthavet (Figur 17.5).

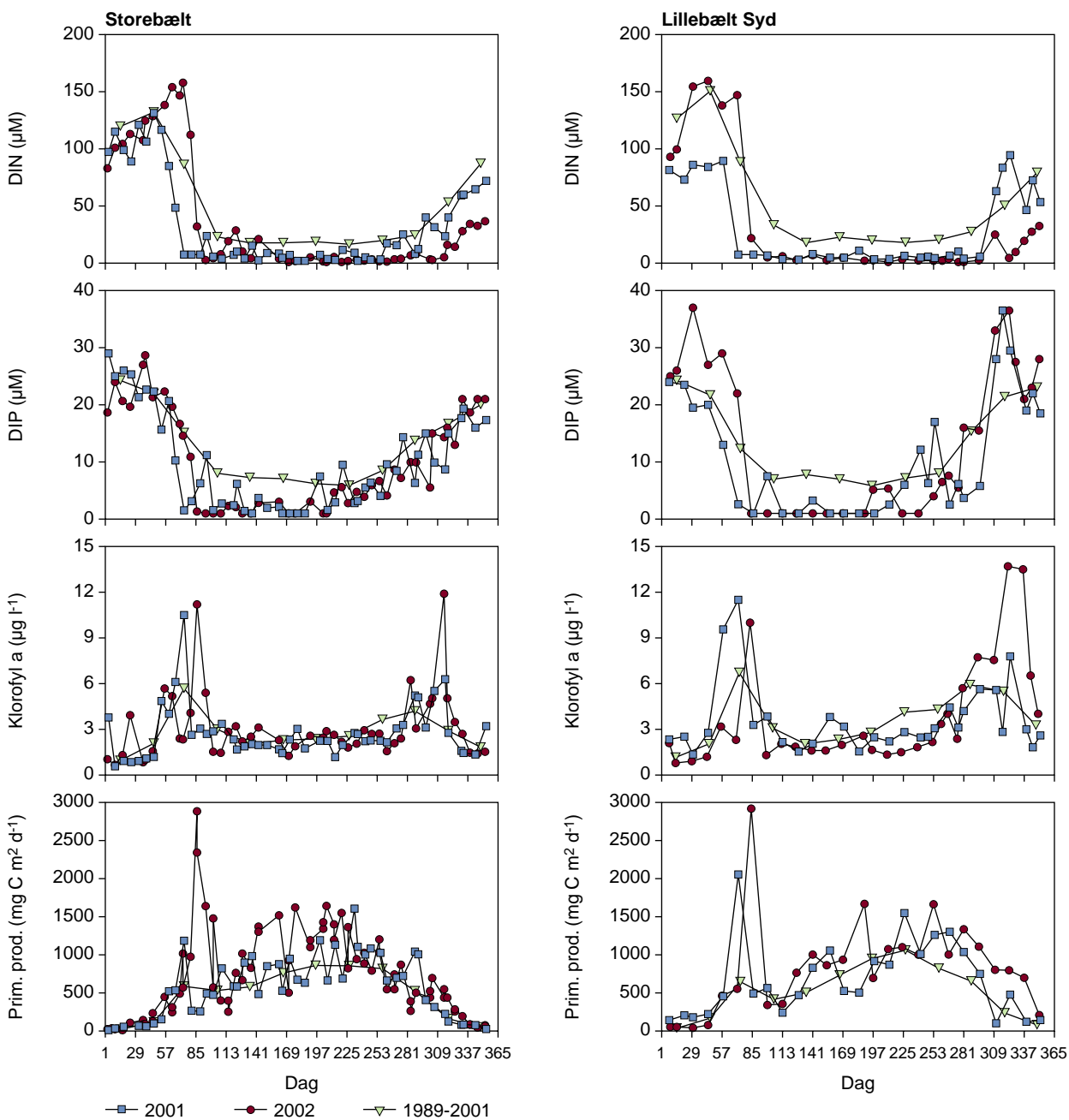
Primærproduktionsmålinger viste i 2002 en usædvanlig kraftig forårsopblomstring i det vestlige Kattegat og Bælthavet. Også gennem sommeren og efteråret var produktionen i Bælthavet generelt højere end i 2001 (Figur 17.5), og i Ålborg Bugt observeredes en ekstremt høj produktion i oktober efter iltsvindets ophør.

### Vindforhold

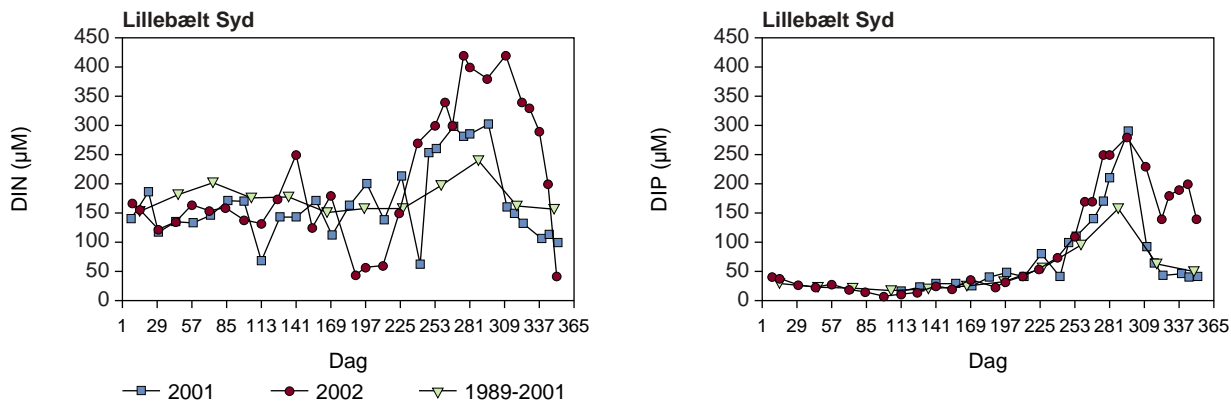
August og september 2002 var præget af stabilt højtryksvejr med meget lavere vindaktivitet end normalt. Vindstyrker over  $8,5 \text{ m s}^{-1}$  forekom kun i 8% og 17% af tiden i henholdsvis august og september mod normalt (middel 1992-2002) i 26% og 32% af tiden. Også i oktober og november 2002 var vindaktiviteten under middel. Frekvenser af vindstyrker mellem  $8,5 \text{ m s}^{-1}$  og  $11,4 \text{ m s}^{-1}$  var ret normal, men vindstyrker over  $11,4 \text{ m s}^{-1}$  forekom kun i henholdsvis 14% og 10% af tiden mod normalt 19% og 20%. Også i sommeren 1997 forekom en lang periode med rolige vindforhold (Figur 17.8) uden, at det førte til udbredte iltsvind. Både i 1996 og 1997 var kvælstofudledningerne mere end 40% lavere end i 2002.



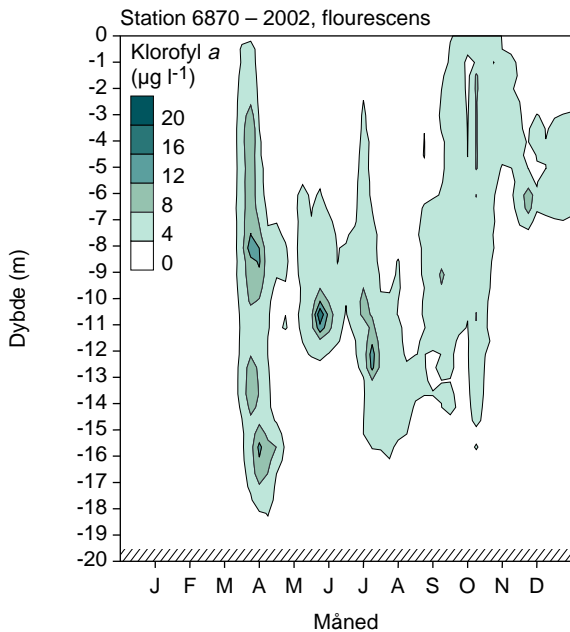
**Figur 17.4.** Relation mellem salinitet og DIN-koncentration i alle vanddybder i de indre farvande i februar 1996 og 2002. Linien i 1996-plottet er en regressionslinie, mens linien i 2002-plottet er en teoretisk linie for blanding af Østersø- og Skagerrakvand.



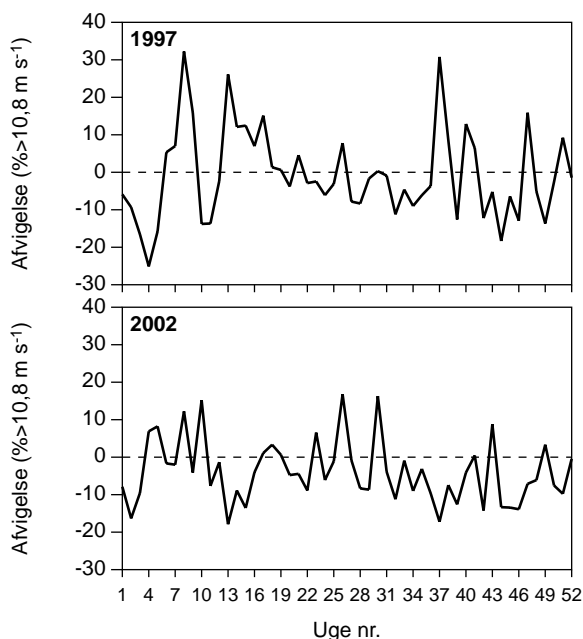
Figur 17.5. Tidlig variation i koncentrationene af DIN og DIP i overfladen (0-10 m), klorofyl i den fotske zone (0-15 m) og primærproduktionen i henholdsvis Storebælt (St. 6700053) og det sydlige Lillebælt (St. 6300043) i 2002 sammenlignet med 2001 og med langtidsmiddel 1989-2001.



Figur 17.6. Tidlig variation i koncentrationen af DIN og DIP ved bunden i det sydlige Lillebælt (St. 6300043) ig 2002 sammenlignet med 2001 og med langtidsmiddel 1989-2001.



Figur 17.7. Fordelingen af klorofyl a i vandsøjlen i det nordlige Lillebælt (St. 6870) i 2002.



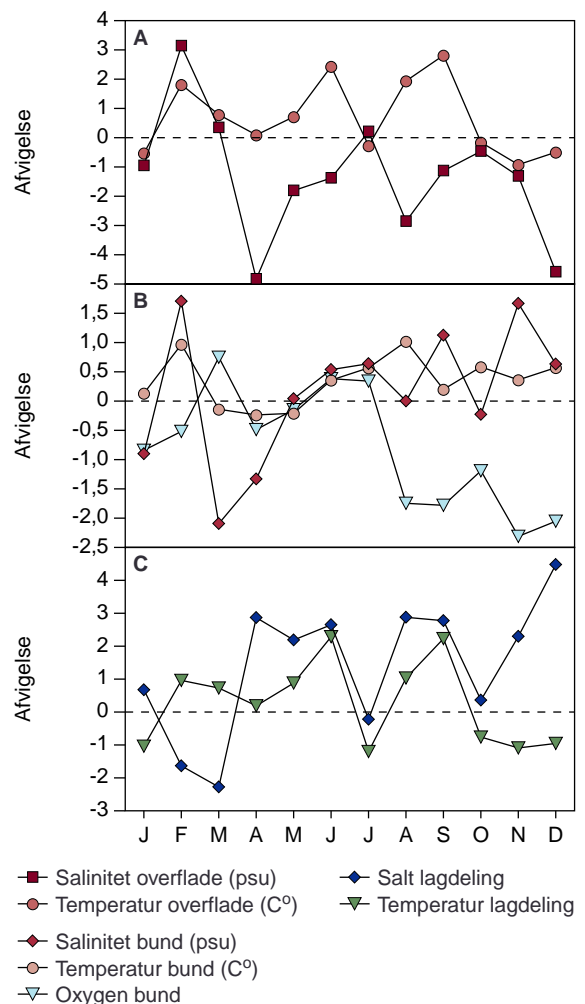
Figur 17.8. Afvigelse i ugefrekvenser af vindstyrker  $>10,8 \text{ m s}^{-1}$  i 1997 og 2002 i forhold til middel for perioden 1994-2001 givet som procentpoint større eller mindre end middel. Baseret på data fra DMI's ugeberetninger.

De dominerende vindretninger i sidste halvdel af 2002 var også usædvanlige. I august var den dominerende vindretning fra øst (25% af tiden) mod normalt fra vest. I september kom vinden fra skiftende retninger. Oktober var domineret af vind fra nordøst og øst, mens november havde mest vind i området fra nordøst til syd.

## Hydrografi og lagdeling

Den varme sommer 2002 medførte, at temperaturen i overfladelaget i de indre farvande var  $2\text{-}3^\circ\text{C}$  varmere end middel for perioden 1990-01 i juni, august og september. Ved bunden var temperaturen også lidt højere end normalt i sidste halvår af 2002 med den største afvigelse på  $1^\circ\text{C}$  i august. Dette medførte en kraftigere temperaturlagdeling end normalt på  $1\text{-}2^\circ\text{C}$  i maj-juni og i august-september (Figur 17.9).

Saliniteten i overfladelaget i Øresund og Bælthavet var i 2002 generelt lavere end middel for 1990-01 i hele perioden april-december, med undtagelse af juli, pga. udstrømmende Østersøvand og reduceret opblanding af bundvand i overfladelaget. Ved bunden var saliniteten fra maj til december omkring eller lidt over middel. Salinitetslagdelingen blev derved  $2\text{-}3 \text{ psu}$  kraftigere end normalt i april-juni og august-september (Figur 17.9). I maj-juni



Figur 17.9. Månedsmiddel-afvigelser i temperatur og salinitet i henholdsvis overfladen (01-10 m) og ved bund samt temperatur og salinitetslagdeling i forhold til middel 1990-2001. Beregnet som middel af 6 intensive stationer i Øresund (St. 431), sydvestlige Kattegat (St. 925) og Bælthavet (St. 170006, 6870, 6300043, 6700053).



og august-september var lagdelingen yderligere forstærket af den forhøjede temperaturforskel mellem overflade og bundlag.

### Vandudveksling og opholdstid

Tre uafhængige 3D-modelleringer fra DHI, SMHI og JRC viste god overensstemmelse mht. beskrivelse af den totale udstrømning og de større flowvariationer i 2002 (HELCOM 2003). Akkumuleret vandføring i forskellige dybdeintervaller og totalt mellem Kattegat og Bælthavet i 2002 beregnet med SMHI's HIROMB model er vist i Figur 17.10. I juni strømmede ca. 100 km<sup>3</sup> fra Kattegat ind og fornyede bl.a. bundvandet i Bælthavet med bundvand fra Kattegat. Gennem hele perioden fra begyndelsen af juli til midten af oktober var udveksling af bundvand enten ringe, eller bundvandet strømmede fra Bælthavet til Kattegat. Ikke før i slutningen af oktober forekom en lidt større indstrømning af nyt bundvand til Bælthavet. I november-december forekom generelt udstrømning i hele vandsøjlen (Figur 17.10).



Figur 17.10. Akkumuleret vandføring i 2002 mellem Kattegat og Bælthavet i snittet Griben-Hasenøre i hele vandsøjlen og i dybdeintervallerne 0-4 m, 4-8 m, 8-12 m, 12-18 m og 18-24 m beregnet med SMHI's HIROMB model (HELCOM 2003).

Beregninger af bundvandets opholdstid i Bælthavet baseret på resultater fra HIROMB-modellen viste, at stagnationsperioderne i juli-oktober 2002 generelt var længerevarende end i årene 1998-2001 (HELCOM 2003).

### Diskussion

Iltforholdene i bundvandet var generelt omkring middel i første halvdel af 2002. Men et exceptionelt kraftigt og udbredt iltsvind udvikledes i august i de indre farvande og Arkonahavet. Iltsvindt kulminerede omkring begyndelsen af oktober og vedblev i udsatte områder til ind i december. Hvad var hovedårsagerne til dette iltsvind, når Vandmiljøplanerne nu er begyndt at virke?

Iltforbrugets størrelse afhænger af mængden af sedimenteret organisk stof, der igen er afhængig af

næringsstofforslerne til den fotiske zone. Trods stor nedbør og afstrømning var årstilførslerne af næringsstoffer fra land og atmosfæren i 2002 sammenlignelige med de seneste år. Men sæsonfordelingen viste store tilførsler fra land i februar-marts og juli-august, og fra atmosfæren i februar og juni. Tilførslerne i februar-marts medførte høje DIN-koncentrationer i Øresund og Bælthavet, som blev opfanget af fytoplanktonets forårsopblomstring. Målinger viser således usædvanligt høj forårstop af klorofyl i hele det vestlige Kattegat og Århus Bugt og af primærproduktion i Ålborg Bugt og Bælthavet i marts. Tilførslerne fra land i sommerperioden påvirkede sandsynligvis kystvande og Bælthavet mere end Kattegat, hvor depositionen fra atmosfæren kan have haft relativt større betydning. Således var primærproduktionen i Bælthavet i sommerperioden generelt højere end i 2001, mens dette ikke var tilfældet i Ålborg Bugt. Opblanding af næringsrigt bundvand medførte forhøjet primærproduktion i oktober-november.

Den lidt forhøjede temperatur i bundvandet i Bælthavet i sidste halvdel af 2002 på op til ca. 1°C i august kan have forøget hastigheden af iltforbruget og derved medvirket til iltsvindets persistens, men kan ikke forklare den stærke udvikling af iltsvindt allerede tidligt i august.

Det har ikke været muligt at vurdere, om næringsstofudvekslingen mellem de indre farvande og henholdsvis Østersøen og Skagerrak i 2002 afveg markant fra tidligere år. Analyse af de indberettede data fra amter og SMHI viser, at der i marts 2002 var en indstrømning af vand fra den jyske kyststrøm til Kattegats bundvand. De forhøjede nitratkoncentrationer nåede ned i Øresund i april og kunne spores i det centrale Storebælt i maj. Indstrømningen forhøjede DIN-koncentrationen i bundvandet i de indre farvande i forårmånederne med mindre end 10% (Kapitel 8), og kan efter opblanding til overfladen i maj-juni i mindre grad have medvirket til iltforbruget i sommerperioden.

Fytoplanktonets kulstofbiomasse var i 2002 generelt over middel, og høje biomasser var domineret af kiselalger, der er kendt for at sedimentere ved næringsstoffebegrænsning (Kapitel 10). Dette sammenholdt med den store forårsopblomstring og relativt høje sommerprimærproduktion indikerer, at tilførslen af organisk stof til bunden og dermed iltforbruget var over middel forår og sommer 2002. Men høje næringsstofforsler vinter og sommer er forekommet i andre år, uden at det førte til så omfattende iltsvind som i 2002, som derfor ikke alene kan tilskrives næringsstofforslerne.

Normal vandudveksling vinter og forår og den store indstrømning fra Skagerrak til de indre farvande i juni 2002 sikrede tilstrækkelig ilttilførsel



til, at iltkoncentrationerne i bundvandet frem til juli ikke afveg fra middel. Varmt højtryksvejr med svag vind fra øst eller skiftende retninger i august-september medførte udstrømning fra Østersøen, kraftig lagdeling af vandsøjlen og stagnerende bundvand. Også i oktober-november var vindaktiviteten lavere end normalt og med dominerende vind i sektoren fra nordøst til syd. Herved blev ilttilførslen til bundvandet usædvanligt ringe gennem august og frem til midten af oktober. I slutningen af oktober fandt en mindre indstrømning af bundvand sted, iltkoncentrationerne begyndte at stige og iltsvindet at aftage. Men en egentlig udskiftning af bundvandet i de indre farvande fandt ikke sted året ud, og iltkoncentrationen vedblev i Bælthavets bundvand at ligge ca. 2 mg l<sup>-1</sup> under middel i hele perioden august-december 2002.

Det er ikke muligt kvantitativt at vægte betydningen af næringsstofftilførslerne contra vindforholdene. Men tilførslernes betydning understreges af forholdene i de to tørre år 1996 og 1997. I disse to år var kvælstofftilførslerne fra de omgivende lande mindre end 60% af middel 1989-01. Dette medførte lave kvælstofkoncentrationer både i kystvandene og de åbne indre farvande (Kapitel 8). I 1997 var vindaktiviteten generelt lav i maj-august og især i august fra østlige retninger, uden at det førte til omfattende iltsvind. Tværtimod var iltforholdene i 1997 de bedste siden 1970'erne (Kapitel 11).

## Konklusion

På trods af virkninger af Vandmiljøplanerne og tilsvarende planer i Sverige og Tyskland var tilførslen af kvælstof fra land og atmosfæren i 2002 omkring middel for perioden 1989-2001, men over middel i februar-marts og juli-august. Dette skyldes en usædvanlig stor nedbør og afstrømning vinter og sommer 2002. Dette medførte, at iltforbruget i bundvandet sandsynligvis var over middel forår og sommer 2002. Svage østlige vinde, især i august-september, men også i oktober-november, medførte usædvanlig ringe ilttilførsel til bundvandet og betingede, at iltforbruget førte til et udbredt, kraftigt og langvarigt iltsvind i de indre farvande. Dette viser, at på trods af en reduktion i kvælstofudledningerne fra Danmark i et normalår på ca. 1/3 (Ærtebjerg et al. 2003) og også fald i udledningerne fra Sverige og Tyskland, så er potentialet for kvælstofudvaskning i de omgivende lande i nedbørsrige år stadig så højt, at langvarig lav vindaktivitet gennem sensommeren og efteråret kan føre til omfattende iltsvind i de indre farvande.

# 18 Strukturskift i Ringkøbing Fjord

Jens Kjerulf Petersen, DMU - Afd. for Marin Økologi; Jens Würigler Hansen, Ringkøbing Amt; Daniel Conley, DMU - Afd. for Marin Økologi

**Abstract.** Som følge af ændret slusepraksis steg saltholdigheden i Ringkøbing Fjord i perioden 1995-2002 i forhold til tidligere. Med ændringen i saltholdighed blev der grundlag for invasion af sandmuslinger i fjorden. Det dermed øgede bundnære græsningstryk har haft stor betydning for den biologiske struktur i fjorden. Ændringerne er diskuteret i relation til skift i økosystem-tilstand og forvaltning i relation til Vandrammedirektivet og naturbeskyttelses-direktiver.

## Introduktion

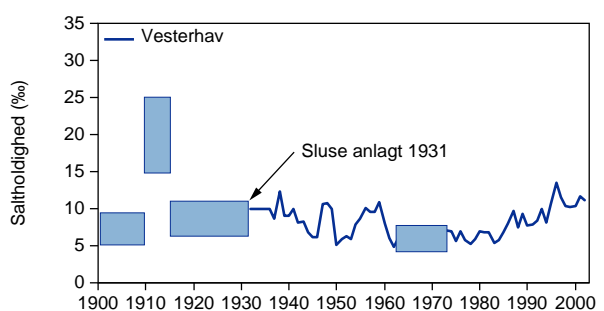
Med vedtagelsen af EU's Vandrammedirektiv og den kommende implementering af direktivet i danske farvande er der principielt lagt op til en fokusering på vores overfladevandes økologiske tilstand. Denne fokusering skal ikke bare forhindre yderligere forringelse af overfladevandenes tilstand, men helst føre til en forbedring i retning af høj økologisk status (Anon 2000, Andersen et al. 2001). "Høj økologisk status" er i denne sammenhæng af EU-kommissionen optimistisk bestemt som værende tæt på eller sammenfaldende med den naturlige tilstand upåvirket af menneskelig aktivitet. I et tætbeholdt land med en lang tradition for at udnytte alle dele af naturen for indad at vinde tilbage, hvad der udad blev tabt, kan det være svært at finde en uberørt natur, som kan danne forbillede for den naturtilstand, vi skal tilstræbe.

For kystnære vande kan vi forholdsvis nemt pege på en række faktorer, som vi med sikkerhed ved har påvirket naturtilstanden. Opdyrkning af landet med deraf følgende ændringer i afstrømningen og næringsstofftilførslen, dannelse af bysamfund og industri med deres koncentrerede udledning af affaldsstoffer, fiskeri og jagt, der kraftigt påvirker enkelte arter og konstruktion af dæmninger, havne, broer og diger er sådanne indlysende faktorer. For disse forudsigelige faktorer har vi ofte gode og troværdige data fra de seneste 10-30 år, og vi kan til nød med avancerede palæo-økologiske teknikker (Clarke et al. 2003, Conley et al. 2003) og studier af tidlige skrifter opnå estimerer fra 1800-tallet. Men 1800-tallets Danmark kan næppe beskrives som uberørt, og selv, hvis man kunne, er vores viden om sammensætning og funktion af den tids økosystemer i sagens natur meget begrænset.

Vi er derfor ved Vandrammedirektivets implementering i Danmark afhængige af at kunne opstille simple sammenhænge mellem påvirkningsfaktorer og en eller flere passende miljøindikatorer. Alternativet er at konstruere store avancerede økosystem-modeller for at kunne beskrive naturtilstanden, medmindre vi vil forlade os på ekspertvurderinger. Uanset om vi vil anvende simple

empiriske modeller eller avancerede dynamiske modeller, vil vi dog være afhængige af funktionelle sammenhænge mellem påvirkning, fx næringssalttilførsel, og effekt, fx sigtddybde. Sådanne sammenhænge er om ikke altid lineære så dog i sagens natur mulige at beskrive matematisk, altså forudsigelige. Nyere forskning (Sheffer et al. 2001) peger dog på, at skift i et økosystems tilstand ikke nødvendigvis er lineære endelige forudsigelige. Manglen på forudsigelighed er ikke kun et resultat af stokastiske hændelser, men kan også være et udtryk for, at økosystemets plasticitet eller evne til at modstå påvirkning er spændt til det yderste, og at selv minimale ændringer vil få det til at tippe fra én stabil tilstand til en anden stabil tilstand. Men også i en tilstand uden forurening eller eutrofiering kan antropogen påvirkning som fiskeri eller jagt ændre et økosystem ikke-lineært eller uforudsigeligt (Jackson et al. 2001).

Ringkøbing Fjord er et stort brakvandsområde, der gennem de seneste århundreder har oplevet en meget omskiftelig historie som følge af naturlig og menneskelig påvirkning. Markante påvirkninger har været forandringer i Skjern Ås løb, fiskeri på forskellige fiskearter til forskellige tider, store forandringer i tilførsel af næringssalte fra oplandet og tiltag i forbindelse med indførsel af diverse fredninger. Men en af de mest indgribende påvirkninger for sammensætningen af områdets dyre- og planteliv og den historisk mest konsistente er reguleringen af vandskiftet mellem fjorden og Vesterhavet (Figur 18.1). I 1700-tallet var saltholdigheden i fjorden sandsynligvis omkring 25-30‰, men efterfølgende faldt den gradvist i takt med, at vandudskiftningen mellem fjorden og Vesterhavet naturligt blev reduceret til at foregå gennem en



Figur 18.1. Saltholdighed i Ringkøbing Fjord 1900-2002.

snæver åbning ved Nymindegab. I 1910 blev der gravet en kanal ved Hvide Sande, som førte til øget saltholdighed (15-25‰) i fjorden frem til 1915, hvor hullet igen blev lukket. Frem til 1931, hvor den nuværende sluse blev etableret, og videre frem til 1995 har den gennemsnitlige saltholdighed stort set ligget på 6-11‰. Efter beslutningen om at ændre slusepraksis har saltholdigheden siden 1995 skullet ligge på 8-15‰, dog på 12-15‰ i maj-september. Foruden reguleringer i vandudvekslingen med Vesterhavet er de væsentligste påvirkninger af Ringkøbing Fjord udretningen af Skjern Å i midten af 1960'erne, de kraftigt forøgede tilførsler af næringssalte til fjorden op gennem 1970'erne og senest tilbageføringen af Skjern Åløbet i 2001.

Med udgangspunkt i det store data-materiale indsamlet under NOVA-programmet og tidligere overvågningsprogrammer er det vores mål at beskrive betydningen af den ændrede slusepraksis fra 1995 for Ringkøbing Fjords økosystem. Desuden vil vi vurdere, om erfaringerne fra Ringkøbing Fjord kan lære os noget i forhold til implementering af Vandrammedirektivet.

## Resultater

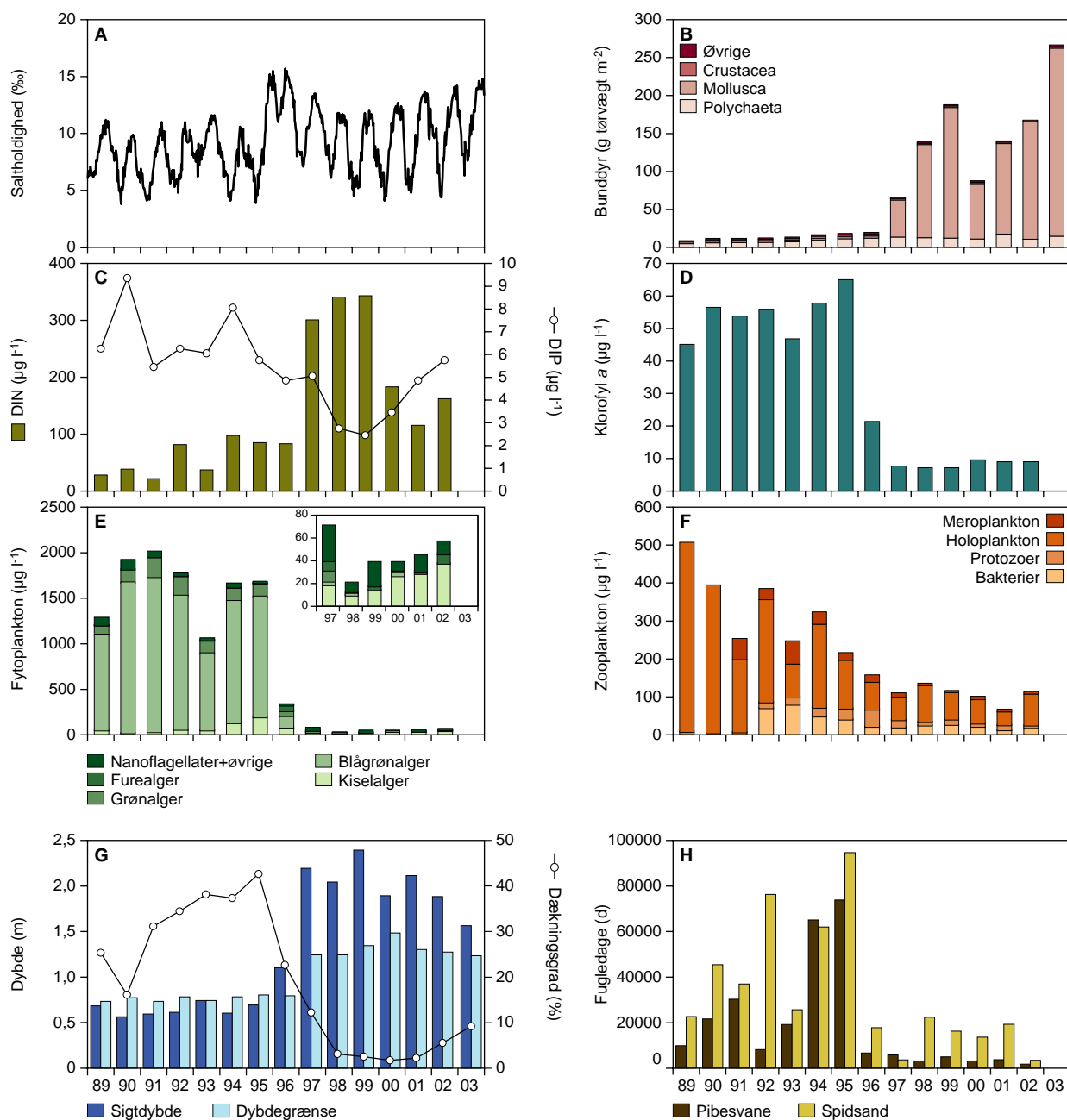
Den ændrede slusepraksis blev iværksat i sensommeren 1995 (Figur 18.2a) og medførte en signifikant forandring i den årlige gennemsnitlige saltholdighed for hele Ringkøbing Fjord fra 7,9‰ i perioden 1989-94 til 10,0‰ i perioden 1996-2002 og ikke mindst i den gennemsnitlige sommer (maj-september) saltholdighed fra 9,0‰ til 11,9‰. Ændringen slog kraftigst igennem i 1996, som var kendetegnet ved signifikant højere saltholdigheder end i noget andet år i perioden 1989-2002. Derimod blev målsætningen for saltholdigheden ikke opfyldt i perioden 1998-2000, hvor den årlige gennemsnitlige saltholdighed på 8,8‰ kun var marginalt (men dog signifikant) højere end i perioden før ændringen.

Med den ændrede saltholdighed blev det muligt for mere saltkrævende muslinger at etablere sig i fjorden. Dette afspejler sig tydeligt i bundfaunaens fordeling på systematiske grupper, hvor bløddyr fra 1997 er totalt dominerende på biomasse-niveau (Figur 18.2b). Af bløddyrene har sandmuslingen, *Mya arenaria*, været totalt dominerende. Fra 1989-1995 blev der også fundet sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, men dels var tæthederne signifikant lavere, dels voksede muslingerne ikke i betydende omfang til voksenstørrelse, og biomasse per arealenhed var følgelig meget lav og altid under 1 g tørvægt m<sup>-2</sup>. Invasion af muslinger i forbindelse med ændringer i saltholdighed er ikke ukendt i Ringkøbing Fjord. Således førte udgravningen af Hvide Sande-kanalen i 1910 til en øjeblikkelig og omfattende indvandring af bl.a. sandmusling med

det resultat tilføje, at "Fjordbunden var tæt besat med smaa Individider..., og Fjordens Skrubber fraadsede i den store Rigdom, saa de opnaaede en hidtil ukendt Fedme" (Blegvad 1936).

Ændringen i sammensætningen af bundfaunaen omkring 1996-97 medførte også et funktionelt skift fra en bund domineret af sediment-ædere og rovdyr til en overvældende dominans af filtratorer. Det potentielle græsningstryk fra bunden steg dermed fra at være af mindre betydning til i perioden 1998-2002 at være 1-4 gange fjordens totale vandvolumen dagligt. Selvom det potentielle græsningstryk ikke bliver realiseret fuldt ud og konstant – som følge af fx begrænsninger i vandmassernes blanding – kan man dog forvente, at sandmuslingernes græsning vil have en stor betydning i et lavvandet og ofte velopblandet fjordområde som Ringkøbing Fjord. Dette er da også afspejlet i udviklingen i klorofyl (Figur 18.2d), for mens den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i perioden 1989-94 var 52,3 µg l<sup>-1</sup>, var den kun 7,9 µg l<sup>-1</sup> i perioden 1997-2002. De lavere klorofylværdier efter 1995 kan i princippet også være forårsaget af næringssaltbegrænsning, evt. som en konsekvens af en øget fortynding med vand fra Vesterhavet. Analyser af næringssaltdata giver dog ikke anledning til en sådan fortolkning, da der ikke er nogen faldende tendens i målte koncentrationer af opløste næringssalte i fjorden (Figur 18.2c).

Alle de forskellige fytoplankton-grupper, pånær furealger, blev reduceret i biomasse som følge af det øgede benthiske græsningstryk, og der skete derudover et skift i sammensætningen af fytoplankton (Figur 2e). Hvor fytoplankton før 1995 var domineret af blågrønalger (82% af biomassen) og grønalger (10%), er fytoplankton efter 1995 ikke så ensidigt domineret af én gruppe, og de dominerende grupper er kiselalger (47%) og gruppen af nanoflagellater + øvrige (31%). Denne forandring kan ikke relateres til de trods alt relativt beskedne ændringer i saltholdigheder, men reflekterer i stedet et skift fra store langsomtvoksende arter til mindre hurtigtvoksende arter med korte generationsstider. Inden for gruppen af blågrønalger var det således store koloni-dannende arter som *Woronichinia cf compacta* og *Coelomorion pusillum*, der fuldstændigt dominerede før 1995, mens små coccoide enkelt-cellede arter dominerede efter 1996. Også for kiselalger skete der et skift i artssammensætningen, idet gruppen var domineret af store former som *Thalassiosira* sp før 1995 og af små centriske kiselalger (<10 µ) efter 1996. En anden mulig forklaring på skiftet i artssammensætning af fytoplankton kan være, at den høje stående biomasse og lave saltholdighed før 1995 har resulteret i høje pH-værdier i vandsøjlen, som har favoriseret blågrønalger og grønalger (Kaas et al 1998). Målinger af pH understøtter delvis denne hypotese, men

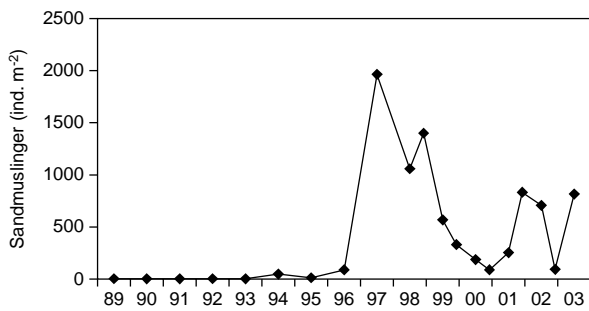


Figur 18.2. Gennemsnitlige værdier for perioden 1989-2002 af: **a)** Saltholdighed vægtet i forhold til volumen repræsenteret af de enkelte vandprøver; **b)** årlig biomasse af bunddyr fordelt på overordnede systematiske grupper; **c)** sommerkoncentration af opløst uorganisk kvælstof (DIN, ammonium dog først fra 1994) og fosfor (DIP); **d)** årlig tidsvægtet koncentration af klorofyl a; **e)** årlig koncentration og sammensætning af fytoplankton fordelt på systematiske grupper; **f)** årlig koncentration og sammensætning af zooplankton fordelt på systematiske grupper (bakterier fra 1992); **g)** sommersigtdybde, dybdegrænse for blomsterplanternes udbredelse og dækningsgrad på vegetationstransekterne; **h)** antal fugledage i august-november for pibesvane og spidsand.

da der ikke er foretaget pH-målinger med samme hyppighed som andre parametre, er data ikke på samme vis konkluderende. For zooplankton skete der også ændringer i forbindelse med introduktionen af sandmuslinger til Ringkøbing Fjord (Figur 18.2f). Biomassen af zooplankton (inklusive bakterier) faldt således fra et middel på  $352 \mu\text{g C l}^{-1}$  for perioden før den ændrede slusepraksis til  $108 \mu\text{g C l}^{-1}$  efter 1995. Forholdet mellem de forskellige systematiske grupper har dog ikke ændret sig markant, således er holoplanktoniske zooplanktonarter stadig dominerende i Ringkøbing Fjord. Li-

geledes viser en nøjere gennemgang af artssammensætningen, at der ikke har fundet væsentlige skift sted.

Med reduktionen i plankton-biomasse fulgte en markant forbedring af sigtddybden og dermed potentielt en forbedring af bundplanternes dybdeudbredelse. Der har da også fundet en signifikant forøgelse af blomsterplanternes dybdeudbredelse sted fra 1989 til 2002, således at den gennemsnitlige dybdegrænse ændrede sig fra 0,7-0,8 m i perioden før 1996 til 1,2-1,5 m i perioden fra 1997-2002



Figur 18.3. Tæthed af sandmuslinger i Ringkøbing Fjord 1996-2003.

(Figur 18.2g). Den signifikant forøgede dybdegrænse for vegetationen resulterede ikke i en øget dækningsgrad, men tværtimod i et stort fald i gennemsnitlig dækningsgrad (Figur 18.2g). Dette fald i dækningsgrad blev ledsaget af et markant skift i artssammensætningen, idet forekomsten af den før 1995 dominerende art børsteblandet vandaks, *Potamogeton pectinatus*, er blevet signifikant reduceret. Børsteblandet vandaks har vækstoptimum i intervallet 5-14‰, men trivedes dårligt ved den pludseligt ændrede saltholdighed i fjorden. Arten har tilsyneladende delvist tilpasset sig de ændrede forhold, idet dens dækningsgrad er øget de seneste år. Men denne spæde fremgang og spredning af mere salttolerante blomsterplanter som havgræs (*Ruppia* sp.) og ålegræs (*Zostera marina*) har endnu ikke kunnet opveje reduktionen af vandaks. Den kraftige reduktion af vegetationsdækket har reduceret fødegrundlaget for nogle af fjordens vandfugle og medført en reduktion i forekomst af arter som pibesvane (*Cygnus columbianus bewickii*) og spidsand (*Anas acuta*), der har børsteblandet vandaks som primær fødekilde (Figur 18.2h).

Ved at følge udviklingen i bestanden af sandmuslinger i Ringkøbing Fjord siden invasionen i 1996 er der en række forhold, som springer i øjnene (Figur 18.3). Fra 1997 og frem til og med 2000 faldt bestandstætheden, primært fordi rekrutteringen i årene 1998-2000 var lav. Dette fremgår også af skiftet i størrelsesfordeling (Figur 18.4) fra en helt entydig dominans af små muslinger til en mere jævn størrelsesfordeling. En sådan udvikling er set i andre områder med kraftig invasion (Strasser et al 1999, Maximovich & Guerassimova 2003) og kan være et udtryk for pladsmangel og konkurrence, eventuelt prædation på larvestadiet fra større individer. Der kan også have været prædation på de små muslinger fra skrubber (*Platichthys flesus*), idet fiskeriet på denne art efter en længere periode med lave fangster gav meget stort udbytte i 1996-97 med indikationer på overfiskeri (Ringkøbing Amt 2000). Men udviklingen i muslingebestanden kan også være udtryk for, at sommersaltholdigheden ikke levede op til målsætningen i perioden 1998-200. Specielt larverne og juvenil-stadierne er følsomme over for lave saltholdigheder og høje temperaturer (Newell & Hidu 1986, Matthiessen 1960,

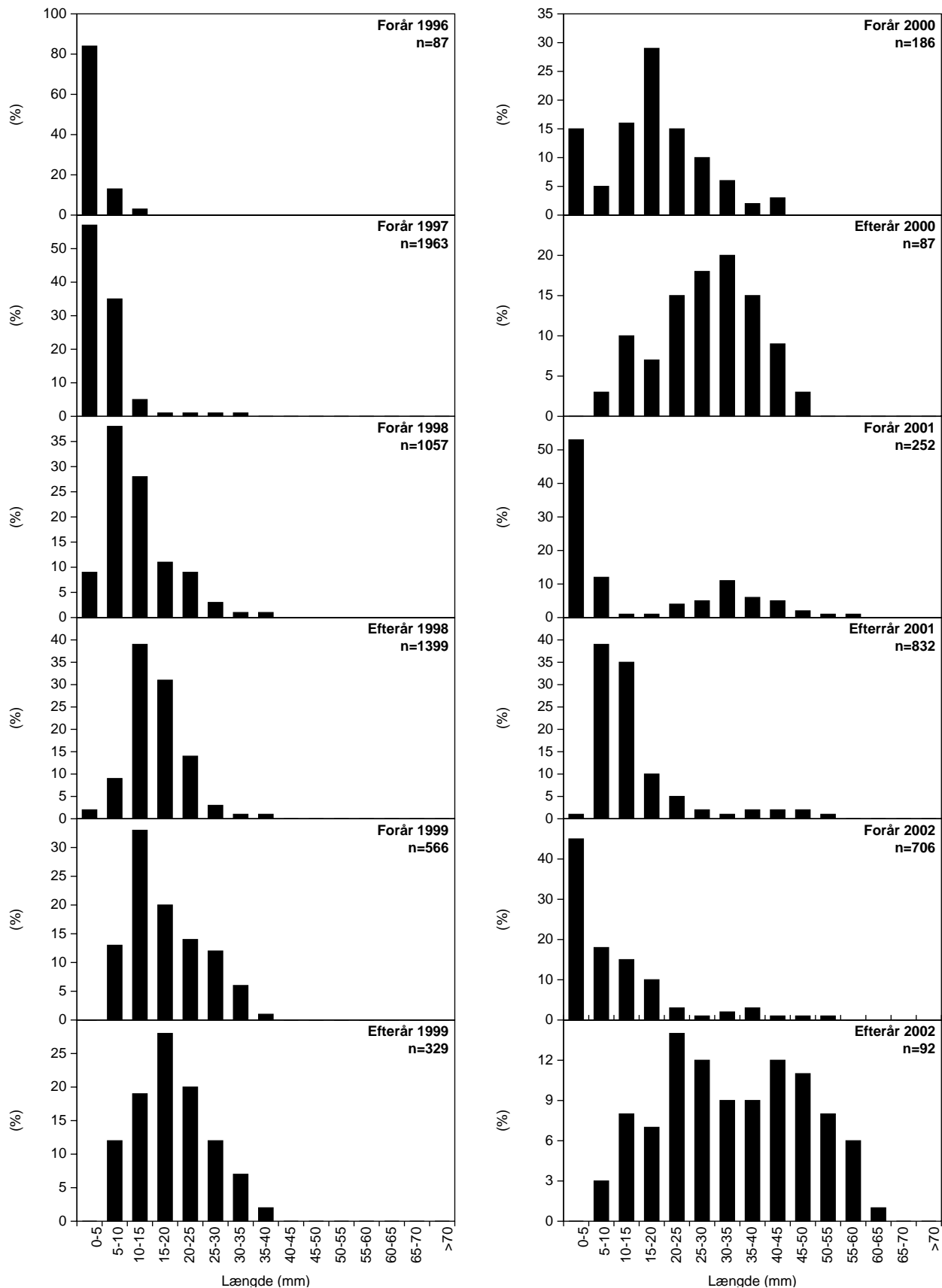
Kennedy & Mihursky 1971), og i Ringkøbing Fjord har der i perioden 1989-2002 været en tæt kobling mellem forekomst af levende larver i vandfasen i gydeperioden og henholdsvis saltholdighed (Figur 18.5a) og temperatur (Figur 18.5b). Generelt har der således ikke været larver i vandfasen ved saltholdigheder <8-10‰ og temperaturer >20-22°C. I efteråret 2002 bestod bestanden af sandmuslinger af flere årgange, og der havde været god rekruttering i de senere år.

## Diskussion

Den ændrede praksis ved slusen i Hvide Sande i 1995 gav anledning til en mindre ændring i den gennemsnitlige saltholdighed i Ringkøbing Fjord, men havde ingen direkte betydning for de vandkemiske parametre eller for plankton. Ingen af de plankton-arter, der var dominerende i fjorden før 1995, har salttolerancer, der kolliderer med de nye gennemsnitlige saltholdigheder. Ændringen havde dog stor betydning for to af bundens nøgle-arter – sandmuslingen og børsteblandet vandaks – som fik henholdsvis forbedret og forværret sine livsbetingelser. For begge gælder, at de nye livsbetingelser har haft en kaskade-effekt op gennem økosystemet. Indvandring af levedygtige og bundfældnings-kompetente larver af sandmusling resulterede i etableringen af en bestand med et stort filtrationspotentiale. Sandmuslingernes græsning ændrede vandsøjlen fra at være turbid og domineret af store langsomtvoksende planktonalger til en vandsøjle med stor sigtdybde og fytoplanktondomineret af små hurtigtvoksende arter. Den store tilbagegang i dækningsgrad af børsteblandet vandaks er endnu ikke blevet opvejet af artens tilpasning til højere saltholdigheder og/eller indvandring af mere salttolerante arter, og derfor har den reducerede biomasse af rodfæstede blomsterplanter haft betydning for mængden og sammensætningen af fugle i Ringkøbing Fjord.

Sammenfattende har en mindre ændring af saltholdighed, styret af menneskelig indgriben, altså haft omfattende konsekvenser for Ringkøbing Fjord som økosystem gennem en ændring i livsbetingelserne for to nøgleorganismer. De observerede ændringer i økosystemets tilstand som følge af sandmuslingernes indvandring kan være permanente, sålænge rekrutteringen til bestanden og dermed bundens filtrationspotentiale opretholdes.

Ligeledes kan det forventes, at den forøgede sigtdybde ved den nuværende saltholdighed i løbet af en årrække kan lede til større dækningsgrader og biomasse svarende til eller højere end før ændringen af slusepraksis. Tilstandsskiftet har ikke været lineært, og en tilbagevenden til saltholdighedsregimet før 1995 vil ikke umiddelbart resultere i en tilbagevenden til samme økologiske tilstand. Dels

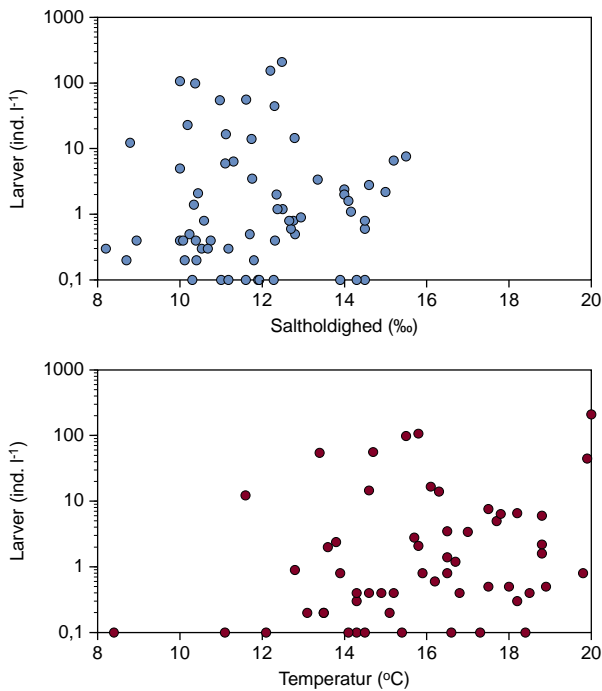


Figur 18.4. Størrelsesfordeling af sandmuslinger i Ringkøbing Fjord 1996-2002.

vil den etablerede bestand af sandmuslinger kunne overleve flere år, også ved lavere saltholdighed,

dels er forandringen ikke nødvendigvis reversibel. Da det især er saltholdigheden i bestemte perioder af året og ikke middelsaltholdighed, og da sand-

muslingens larve-produktion og rekruttering er variabel over år (fx Beukema 1982), kunne skiftet ikke forudsiges ud fra anerkendte økologiske teorier (Scheffer et al. 2001). Livsvilkår for nøgleorganismer frem for gradvise og/eller kumulative ændringer i abiotiske (pres-) faktorer kan således



Figur 18.5. Koncentration af larver af sandmusling i Ringkøbing Fjord i maj-september 1989-2002 som funktion af a) saltholdighed og b) temperatur. Uden for de angivne saltholdigheds- og temperatur-intervaller blev der ikke fundet larver af sandmusling.

være centrale for tilstandsskift i fysisk afgrænsede marine områder og typisk i kystzonen.

Amtets miljømålsætning for Ringkøbing Fjord er, at der skal være et alsidigt plante- og dyreliv upåvirket eller kun svagt påvirket af kulturbetingede faktorer. Det er fastsat, at der skal være et udbredt dække af bundplanter til mindst 2 m dybde og en sommersigt dybde på mindst 2 m. Denne målsætning ligner i vid udstrækning den tilstand, som forventeligt er karakteristisk for god til høj økologisk status ved implementeringen af Vandrammedirektivet. Dermed kan Ringkøbing Fjord i teorien i midten af 1990'erne have skiftet fra noget, der må forventes at blive kategoriseret som moderat eller ringe økologisk tilstand, til god eller høj økologisk tilstand for en del af de biologiske indikatorer som fx sigt dybde, dybdeudbredelse af rodfæstede planter og sammensætning af plante- og dyreliv. Der kan være andre parametre – såsom gennemsnitlig koncentration af klorofyl eller næringssalte – der muligvis ikke vil leve op til høj økologisk standard. Imidlertid vil en del af målet i teorien være nået alene ved, at økosystemet har skiftet tilstand og uden, at der er foregået en tilsvarende markant ændring i en væsentlig presfaktor som tilførsel af næringssalte. Om dette er en fyldestgørende måde at beskytte kystvandene mod yderligere forringelse af tilstanden, er dog principielt set meget tvivlsomt.

Ringkøbing Fjord indgår i netværket af europæiske NATURA2000 områder og er et internationalt

naturbeskyttelsesområde. Fjorden er udpeget som habitat-typen "Kystlagune" i EF's Habitatdirektiv og som RAMSAR- og EF fuglebeskyttelsesområde. Kystlaguner er karakteriseret som brakvandsområder, der er næsten eller helt adskilt fra havet af fx sandbanker. Artsdiversiteten er ringe i denne naturtype som følge af store fluktuationer i saltholdighed, og da vanddybden ofte er ringe, og voluminet lavt vil naturtypen være følsom over for eutrofiering. Det gælder for naturtyperne inden for direktivet, at der skal fastsættes en gunstig bevaringsstatus, som kan forventes at være sammenfaldende med god eller høj økologisk status. For fuglebeskyttelse og RAMSAR-klassifikationen gælder, at fjorden (specielt i den sydlige del) på grund af de omfattende lavvandede områder er hjemsted for store bestande af vandfugle. Udpegningsgrundlaget peger på en række arter, herunder pibevane og spidsand. Med hensyn til at leve op til kravene for fuglebeskyttelse var situationen umiddelbart før ændringen af slusepraksis i 1995 væsentlig nærmere målsætningen end i perioden efter, idet den store biomasse af børstebladet vandaks dannede fødegrundlag for fuglene. På Tipperne er der i årene med forøget saltholdighed konstateret en markant nedgang i antallet af ynglende engfugle. Engfuglene er dog ikke en del af udpegningsgrundlaget. I 1995 levede imidlertid ingen andre indikatorer op til hverken høj økologisk status eller gunstig bevaringsstatus, og modelberegninger har vist (DHI 2003), at en tilbagevenden til slusepraksis før 1995 over en periode på 6-8 år vil medføre reduktion i sommersigt dybde til omkring 1 m, med mindre tilførslen af næringssalte reduceres. Modelberegningerne viser også, at ved en slusepraksis som før 1995 (6-8‰) vil biomasse af rodfæstede blomsterplanter tilnærmelsesvis blive af samme størrelse som før 1995, mens biomassen ved den nuværende slusepraksis (8-15‰) vil blive væsentlig større i løbet af en årrække. Endelig viser modelberegningerne, at ved en saltholdighed på 6-8‰ vil en sommersigt dybde som den nuværende kun kunne opnås, såfremt tilførslen af kvælstof bliver reduceret med mindst 50%.

## Konklusioner og perspektiver

Af skiftet i Ringkøbing Fjord kan vi bl.a. lære, at forandringer i et økosystems tilstand ikke nødvendigvis er lineære endsige forudsigelige, at økosystemet kan befinde sig i to stabile tilstande udelukkende som funktion af svagt ændrede betingelser for nogle få nøgle-arter, og at det ikke er trivielt, hvor mange og hvilke bio-indikatorer vi vælger til beskrivelse af systemets økologiske status. Endelig rejser der sig specifikt for Ringkøbing Fjord et spørgsmål om, hvad saltholdigheden – og dermed artssammensætningen af plante- og dyreliv - i naturtilstanden eller ved gunstig bevaringsstatus er.



# 19 Bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde og kystnære farvande – mønstre og regulerende faktorer

*Alf Josefson og Jørgen Hansen*

**Abstract.** I dette studium blev bundfaunadata indsamlet under NOVA-programmet 1998-2001 og analyseret med hensyn til mønstre i artsrigdom. I analysen indgik data fra 26 stationsområder (BF-områder) med i alt 3602 prøver og ca. 200000 arts-registreringer. Artsrigdommen i hvert enkelt område blev normaliseret til antal arter i 40 hapsprøver bestemt ud fra permuterede arts-areal kurver. Den spatielle variation i bundfaunaens artsrigdom blev analyseret i relation til områdernes morfologi, kvælstofbelastning, saltholdighed, temperatur, iltkoncentration og den hydrauliske opholdstid. Som forventet ud fra tidligere undersøgelser sås en meget tæt kobling mellem artsrigdommen og saltholdigheden. For den del af datamaterialet som stammede fra mere eller mindre lukkede områder, kunne fluxen af højsalint vand ind i estuariet fra Kattegat forklare variationen i artsrigdommen ligeså godt som saltholdigheden i sig selv. Det var imidlertid kun arter tilhørende de taxonomiske grupper, som spredes ved planktoniske larvestadier, der udviste dette mønster. Krebsdyrene, som formerer sig ved direkte udvikling, havde derimod helt andre fordelingsmønstre. Dette tyder, sammen med mønstre i faunaens similaritet, på, at transport af planktoniske larvestadier ind i lukkede områder udgør en barriere for spredningen og for artsrigdommen inde i disse områder. Det diskuteres, hvorvidt spredning og transport er vigtigere styrende faktorer end saltholdigheden i sig selv. Fordelingen af artsrigdommen udviser fordelinger, som delvist kan forklares ud fra øbiogeografi-hypotesen. Dog blev der ikke fundet nogen relation mellem størrelsen af estuariet og artsrigdommen. Det viste sig, at artsrigdommen ikke var relateret til iltforholdene eller kvælstofbelastningen i estuarierne.

## Introduktion

I lange tider har økologer beskæftiget sig med det forhold, at mængden af forskellige arter varierer meget fra sted og til sted (fx MacArthur og Wilson 1967), og der er blevet rettet en stor forskningsindsats mod at klarlægge generelle processer, der styrer de enkelte områders diversitet og artsrigdom (fx Currie 1991). Men forskning i biodiversitet har som oftest taget udgangspunkt i terrestriske eller ferskvandsøkosystemer, hvorimod der eksisterer en begrænset mængde forskning i de processer, der styrer artsrigdommen i estuarier.

De marine områder, medregnet estuarierne, er kendetegnet ved at være åbne systemer i modsætning til terrestiske og ferskvandøkosystemer, der oftest betragtes som lukkede systemer. Det betyder, at estuarierne i højere grad påvirkes af regionale end lokale processer. Spredningen af organismer mellem områder er en meget vigtig regional proces for opretholdelse af biodiversitet. Når det gælder bundfaunaen, så har estuariernes åbenhed i særdeleshed stor betydning, fordi en stor del af arterne har planktoniske larvestadier, som derfor kan transporteres over store afstande og mellem estuarier. I det planktoniske livsstadium, hvor larvernes egen-bevægelse er lille i forhold til vandets bevægelser, må det derfor formodes, at de mest betydende spredningsveje følger de overordnede strømningssystemer.

Selv om alle estuarier i princippet er åbne for indvandring til to sider; en åbning mod det oceaniske

miljø og en åbning mod ferskvandsmiljøerne, så er det dog usikkert, om denne udveksling med de omgivende miljøer faktisk bliver realiseret. Forhold som opholdstid og flux af både ferskvand og saltvand er kritiske faktorer, som påvirker udvekslingen af planktoniske organismer mellem estuariet og de omgivende miljøer. Er den hydrauliske opholdstid i estuariet meget kortere end varigheden af det planktoniske larvestadium, vil bundfaunaens rekruttering inden for estuariet (Roegner 2000) og i de systemer, hvor vandtransporten er meget ensrettet, begrænse rekrutteringen modstrøms og dermed internt i estuariet (se f.eks. Herhsey et al. 1993). Der findes meget få undersøgelser af betydningen af vandudvekslingen for diversiteten af bundfaunaen. I norske tærskelfjorde er det dog blevet vist, at faunadiversiteten aftager med afstande til fjordmundingen (Larsen 1997), hvilket tyder på, at vandudvekslingen med de åbne områder spiller en vigtig rolle. I hvilket omfang estuariernes diversitet generelt styres af rekruttering fra åbne områder, og hvilken rolle vandudvekslingen spiller i denne sammenhæng, er et helt centralt spørgsmål, når det gælder management af estuariers biodiversitet.

Estuariets åbenhed for vandudveksling er således en potentiel styrende faktor for artsrigdommen (Teske & Wooldridge 2001). Men herudover er der en række andre fysiske faktorer (saltholdighed, temperatur m.v.), som almindeligvis anses for at styre artsrigdommen, således som det er vist for makroalger i danske fjorde (Middelboe et al. 1998). For bundfaunaen er det saliniteten, der er blevet fremhævet som den vigtigste (Edgar et al. 1999).



Det er endvidere blevet anført, at den generelt lave biodiversitet i estuarier skyldes de store udsving i salinitet, temperatur og iltforhold (Remane 1934, Bonsdorff & Pearson 1999, Levin et al. 2001).

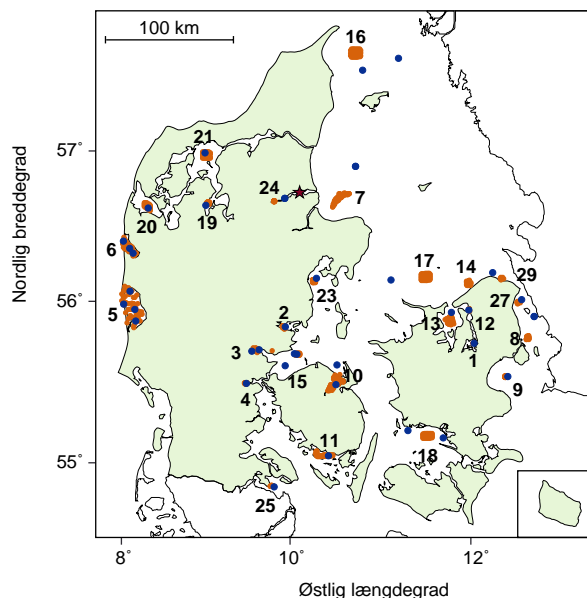
MacArthur og Wilson (1967) formulerede øbiogeografi-hypotesen, som forudsagde, at mængden af arter på en ø var større, desto større øen er og desto kortere vej, der er imellem øen og hovedlandet, hvorfra arter indvandrede. Artrigdommen på en given ø kan ifølge hypotesen beskrives som en dynamisk ligevægtssituation mellem på den ene side indvandring af arter og på den anden side uddøen af arter. Med udgangspunkt i norske tærskelfjorde er det blevet diskuteret, hvorvidt fjorde kan betragtes som funktionelle øer på grund af den begrænsede vandudveksling med de åbne havområder (Buhl-Jensen 1986, Buhl-Mortensen & Høj-sæter 1993). Den mulige analogi til øbiogeografi-hypotesen handler ikke kun om fjordenes forskellige grader af isolation, men også om, at fjordenes forskellige størrelse og fysiske karakteristika kan have indflydelse på arters uddøen inde i fjorden.

På baggrund af bundfaunadata fra NOVA præsenteres der her i dette studium en analyse af mønstrene i bundfaunaens artsrigdom i danske fjorde i relation til fjordenes hydrauliske åbenhed, eutrofi-eringsgrad og hyppigheden af lave iltkoncentrationer.

## Materialer og metoder

### Områdebeskrivelse

De danske fjorde og kystnære områder i de indre farvande er generelt karakteriseret ved at være forholdsvis lavvandede. De har en lille tidevandsamplitude, og saliniteten varierer fra nogle få promille til ca. 33 promille (Conley et al. 2000). Derimod er der store forskelle mellem områderne, når det gælder den areal-specifikke tilførsel af uorganisk kvælstof, der varierer mellem 1 til >100 g N m<sup>-2</sup> år<sup>-1</sup> (Conley et al. 2000, Josefson & Rasmussen 2000). I denne analyse anvendes der data fra 26 forskellige bundfaunaområder, hvoraf 18 er placeret inde i mere eller mindre lukkede fjordområder (Figur 19.1), som herefter under ét vil blive benævnt "fjorde". To områder - Karrebæksminde Bugt og Ringgårdsbassinet - betegnes som "halvlukkede", medens resten af områderne ligger i de åbne indre danske farvande. Alle bundfaunadata stammer fra områder med sedimentbund, der i hovedsagen er uden vegetation, og i mange tilfælde er der tilbagevendende iltvind i perioden august-oktober. Det overordnede strømningsmønster i de åbne områder er givet af en indadgående bundstrøm af højsalint vand, der er adskilt af en haloklin i ca. 15 m's dybde fra udadgående strøm af lavsalint vand. Den indadgående strøm fordeler vandfluxen i forholdet 8:3 (Møller 1996) imellem Storebælt og Øresund.



Figur 19.1. Prøvetagningsområdet. Mørke punkter viser bundfaunastationer med angivelse af BF-områdenummer. Åbne symboler angiver hydrografi-stationer, hvorfra der er anvendt fysisk/kemiske data. Stjerne angiver regional bundfaunastation.

### Fauna

Analyserne er baseret på data fra 23 stationsområder - BF-områderne i NOVA-overvågningsprogrammet. I de enkelte stationsområder er der hvert år indsamlet en hapsprøve med et areal på enten 0,0123 eller 0,0143 cm<sup>2</sup> (Nicolaisen & Kannevorff 1973) på mellem 24 og 90 individuelle stationer (se Bilag). Prøvetagningsproceduren er beskrevet i Kaas & Markager (1997), og hver prøve forventes at indeholde den samlede fauna >1mm i ned til en dybde på 10-20 cm. Det anvendte datamateriale stammer fra de 4 år 1998-2001, hvor de fleste data er indsamlet i sæsonen april-juli og består af 3602 individuelle prøver svarende til et total areal på 51 m<sup>2</sup> og indeholdende registreringer af mere end 200000 individer. Faunaen er bestemt til lavest mulige taxa og kvantificeret som abundansen og biomassen, som er omregnet til askefri tørvægt i følge Josefson & Rasmussen (2000).

### Fysisk og kemiske data

Der er regelmæssigt foretaget målinger af saltholdighed, temperatur og iltmætning med CTD-probe enten inden for eller tæt på bundfaunastationsområderne siden 1989. Data for iltmætning er regelmæssigt kalibreret vha. Winkler-titrering (Kaas & Markager 1997). I dette studium er der kun anvendt fysiske data, som er indsamlet i den samme dybde, som bundfaunaen er indsamlet på. Salt- og temperaturkarakteristika for hvert område er baseret på mellem 300 og 14000 målinger (se Bilag). For at karakterisere iltforholdene er der kun anvendt data fra de måneder, hvor der normalt forekommer iltvind (august-oktober). For 4 områder var der kun tilgængelige data fra før 1997. En generel sammenligning af forholdene før

og efter 1997 viste stort set samme median, og det antages derfor, at perioden indtil 1997 giver et fyldestgørende billede af iltforholdene i områderne for perioden 1998-2001.

Beskrivelsen af fjordenes morfologi (areal og gennemsnitsdybde) samt vandets opholdstid (se Bilag) er publiceret i Middelboe et al. (1998), Josefson & Rasmussen (2000), Rasmussen & Josefson (2002). Da opholdstiden i de fleste danske fjordområder hovedsageligt er bestemt af udvekslingen med de tilstødende marine områder, er opholdstiden bestemt ved modellering og massebalancer (Josefson & Rasmussen 2000, Rasmussen & Josefson, 2002). Fluxen er herefter beregnet som fjordvolumen/opholdstid. For Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord er denne opholdstid korrigeret for fluxen af ferskvand ud fra sammenhængen total flux = ferskvands flux + saltvandsflux. I de øvrige fjorde er ferskvandsfluxen under 5-10% og er blevet ignoreret.

Areal-specifik næringsstofftilførsel er beregnet ud fra totaltilførsel, som er publiceret i Kaas et al. (1996), Middelboe et al. (1998), Conley et al. (2000), Josefson & Rasmussen (2000), Rasmussen & Josefson (2002). Da der er en stærk korrelation mellem kvælstof og fosfor, er det kvælstof alene, der karakteriserer eutrofieringsniveauet. Disse næringsdata refererer til data indsamlet før prøvetagningen af bundfaunaen og er sandsynligvis overestimeret med 5-15%, da tilførslen generelt er faldende.

Artsrigdommen i de enkelte områder er beskrevet med randomiserede art-areal-kurver baseret på 999 permutationer (Primer v. 5). Indflydelsen af forskellige fysisk/kemiske faktorer er analyseret ved simpel lineær regression, residualanalyse - i nogle tilfælde efter forudgående log<sub>10</sub> transformation af data for at stabilisere variansen. Variationskoefficienten for de enkelte fysiske variable (salt, temperatur og ilt) er beregnet som standardafvigelsen/middelværdien \*100. Similariteten mellem de enkelte områder mht. faunaens taxonomiske sammensætning er beregnet ud fra Bray-Curtis similaritet baseret på tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse af de enkelte arter.

## Resultater

### Fysisk/kemiske variable

Fysisk/kemiske parametre for de enkelte bundfaunadata er listet i Tabel 19.1 (Bilag). Gennemsnitsdybden i stationsområderne varierer fra 1 til 30 meter, hvilket betyder, at forhold som fysisk stress, resuspension, bentisk produktion, adgang

for filtratorer til fytoplankton i vandmassen varierer meget fra område til område. Arealet af stationsområderne varierer fra 0,2 til 290 km<sup>2</sup>, hvilket potentielt har stor indflydelse på den registrerede artsrigdom. Saltholdigheden er listet både som medianværdi og med variationskoefficienten (Cv<sub>sal</sub>, se Bilag). Værdierne for median saltholdighed varierer fra 1,2 (indefjord Nissum Fjord) til 33 promille (Nordlige Kattegat), og variationskoefficienten er omvendt proportional med saliniteten, således at den største variabilitet forekommer i de lavsaline områder. Iltkoncentrationen for bundvandet i stationsområderne er tilsvarende karakteriseret ved både median, variationskoefficient og endelig med fraktionen af kritisk lave målinger under 2 ml/l (se Bilag). Områder med de laveste iltkoncentrationer omfatter: Lillebælt N, Flensborg Fjord, Skive Fjord, Ringgårdsbassin, Århus Bugt og Nivå, hvor koncentrationen i 10-25% af tilfældene var under 2 ml/l sommer/efterår. Den største variation i iltkoncentrationen blev fundet i Skive Fjord. Variationerne i vandtemperatur lå generelt mellem 40% og 60%. Eutrofieringsgraden, beskrevet ved den totale tilførsel af kvælstof, varierede fra 3 g N/m<sup>2</sup>/år i Ringgårdsbassinet til 55 g/m<sup>2</sup>/år i Nissum Fjord (se Bilag). For de fleste områder findes tilgængelige estimater af opholdstiden. For Limfjordsbassiner blev opholdstiden sat til 100 dage (Hansen et al. 2002), men er muligvis lidt kortere, hvilket dog har marginal betydning, som det vil fremgå senere.

Samlet set udviser de fleste af de fysisk/kemiske variable stærk samvariation, og kun arealet af prøvetagningsområdet var ikke korreleret til nogen andre parametre (se Bilag). Medianiltkoncentration, Cv<sub>sal</sub>, Cv<sub>temp</sub> var alle negativt korreleret til mediansalinitet, medens mediansalinitet var positivt korreleret til dybde. Variationskoefficienten for ilt var negativt korreleret med mediankoncentrationen. Mediansaliniteten var meget stærkt korreleret til fluxen af saltvand (P<0,001), ligesom den var positivt korreleret til fjordvolumen (P<0,01).

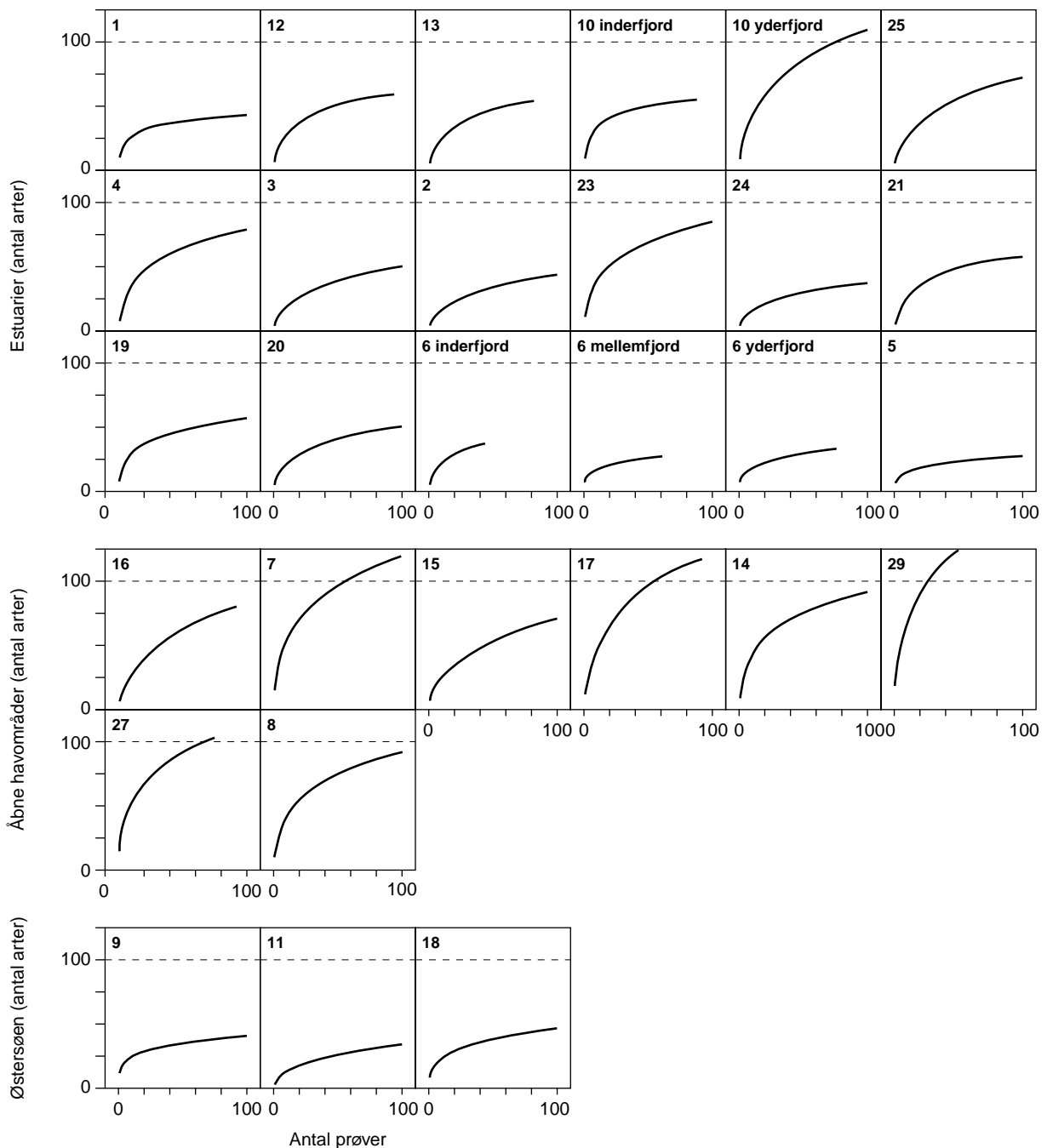
### Biomasse og individtæthed

Værdier for biomasse (som askefri tørvægt) fremgår af Bilag. For begge parametre var variationen mere end en faktor 10. Tætheden varierer fra 600/m<sup>2</sup> i Horsens Fjord til 16000 i Odense Fjord, og biomassen mellem ca. 100 g på BF17 til under 1 g i det sydlige Kattegat BF14. I områder med høj biomasse er det molluskerne, der bidrager med den største biomasse.

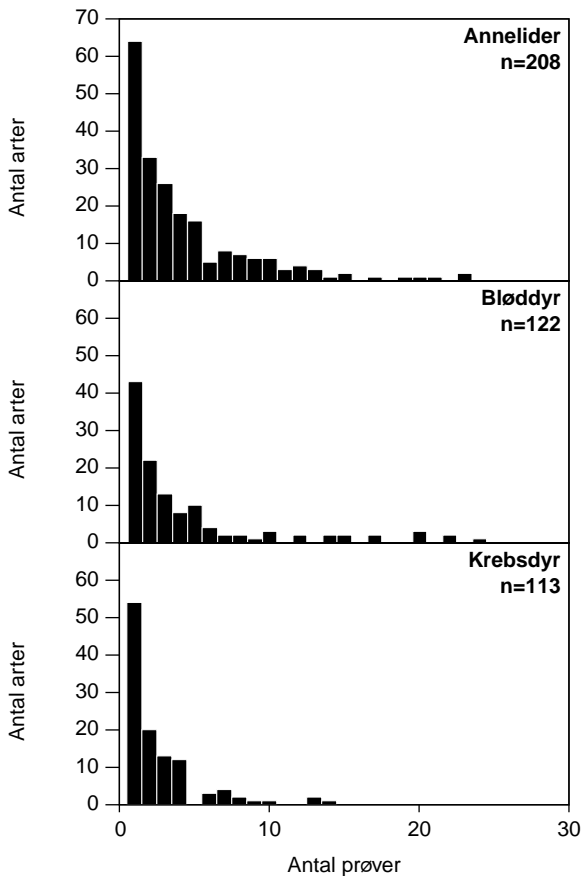
### Artsrigdom af bundfauna

Det totale materiale på 3602 prøver fordelt på 29 områder omfatter total 527 arter fordelt på 208 Annelider, 113 krebsdyr, 122 bløddyr, 23 insekter, 22 Echinodermer og 39 fordelt på andre grupper. Langt størstedelen af Anneliderne er Polychaeter. Det forventede artsantal ud fra arts- og arealkurverne varierer kraftigt mellem områder (Bilag, Figur 19.2). Antallet af arter, normaliseret til 40 prøver, ca. 0,5 m<sup>2</sup>, var lavest i Ringkøbing Fjord (BF05) og højest ud for Hornbæk (BF29). Det overordnede mønster viste, at de mest betydende grupper for den lokale diversitet (alpha-diversitet) var polychaeter efterfulgt af mollusker og arthropoder. Derimod bidrager krebsdyrene lige så meget til den globale diversitet som bløddyrerne.

Dette forhold kan tydeliggøres med den såkaldte beta-diversitet, der beskriver, hvor meget højere artsrigdommen er i hele området (gamma) i forhold til de lokale områder (alpha), og beregnes som  $\beta = (\text{gamma}/\text{alpha}-1)$ . Beregnes den gennemsnitlige beta-diversitet for de enkelte grupper, hvor alpha er antallet af arter i 40 prøver, fås en værdi for beta på 25,3 for krebsdyrene, hvilket er mere end dobbelt så højt som 8,5 for bløddyrerne og 9,3 for anneliderne. Dette forhold understreges tillige af, at ca. 50% af krebsdyrene kun er blevet fundet i et enkelt område, medens kun 30-35% af bløddyrerne og anneliderne blev fundet i et enkelt område (Figur 19.3). Krebsdyrene har således en meget mere begrænset udbredelse end de øvrige grupper.



Figur 19.2. Arts-areal kurver beregnet for hver BF-område for årene 1998-2001 og baseret på 999 permutationer.

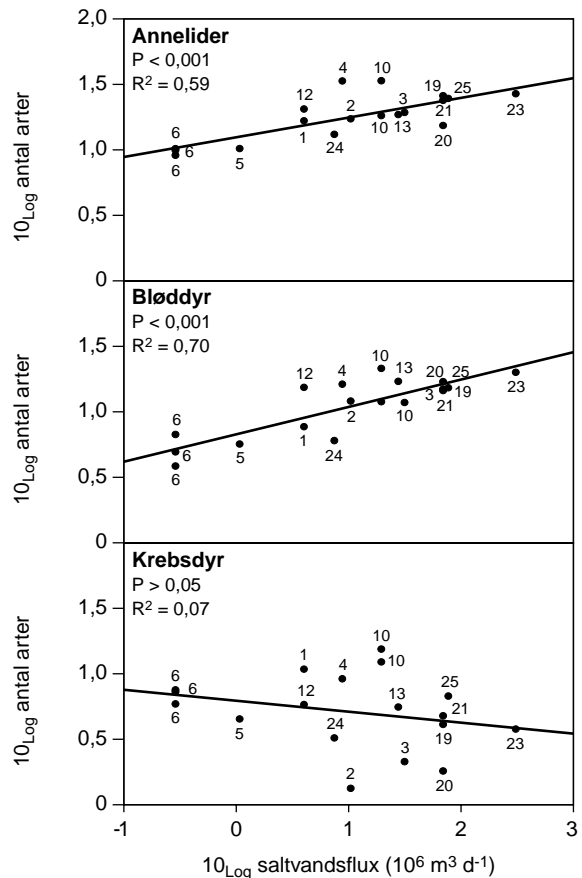


Figur 19.3. Frekvensfordeling af arter inden for de taxonomiske hovedgrupper annelider, bløddyr og krebsdyr. y-akse angiver antal arter og x-aksen antal BF-områder med registrering.

### Regressionsanalyser med artsrigdom som afhængig variabel

Relationen, ifølge regressionsanalyse, mellem artsrigdom både total og gruppevis til forskellige miljøparametre fremgår af Bilag. Artsrigdom i alle grupper og total er signifikant negativt korreleret til variationen i temperatur. Alle grupper, undtagen krebsdyr og insekter, er signifikant positivt korreleret til salinitet og negativt til variationskoefficienten for salinitet. Krebsdyrene derimod er signifikant negativt korreleret til salinitet, men positivt til variationen i saltholdighed. Artsrigdommen af bløddyr og annelider var negativt korreleret til iltkoncentrationen, medens krebsdyrene var positivt korreleret til iltkoncentrationen. Arealet af prøvetagningsområdet er ikke korreleret til artsrigdommen af nogen faunagrupper.

For fjordene alene (n=18) udviste artsantallet de samme korrelationer, hvor saltholdighed og saltvandsflux giver de stærkeste positive korrelationer til artsrigdommen. Herudover viser den totale artsrigdom negativ korrelation til den hydrauliske opholdstid, og molluskerne er positivt korreleret med fjordvolumen. Krebsdyrene er derimod negativt korreleret til både fjordvolumen og areal, medens krebsdyrene ikke var korreleret med nogen variabel. Ingen taxonomiske gruppers artsrigdom



Figur 19.4. Artsrigdom i fjorde mod saltvandsflux for de taxonomiske grupper annelider, bløddyr og krebsdyr.

og ej heller den totale artsrigdom er korreleret til fjordenes eutrofieringsgrad.

For hele datamaterialet gælder, at artsrigdommen totalt set samt enkeltvist for molluskerne og anneliderne er stærkest korreleret med saltvandsfluxen og saltholdigheden. For fjordene alene gav saltvandsfluxen den bedste korrelation til artsrigdommen (Figur 19.4) (undtagen krebsdyrene). Dette kan udtrykkes som

$$S = a + b \cdot \log(F_s)$$

hvor S er artsrigdommen,  $F_s$  saltvandsfluxen.

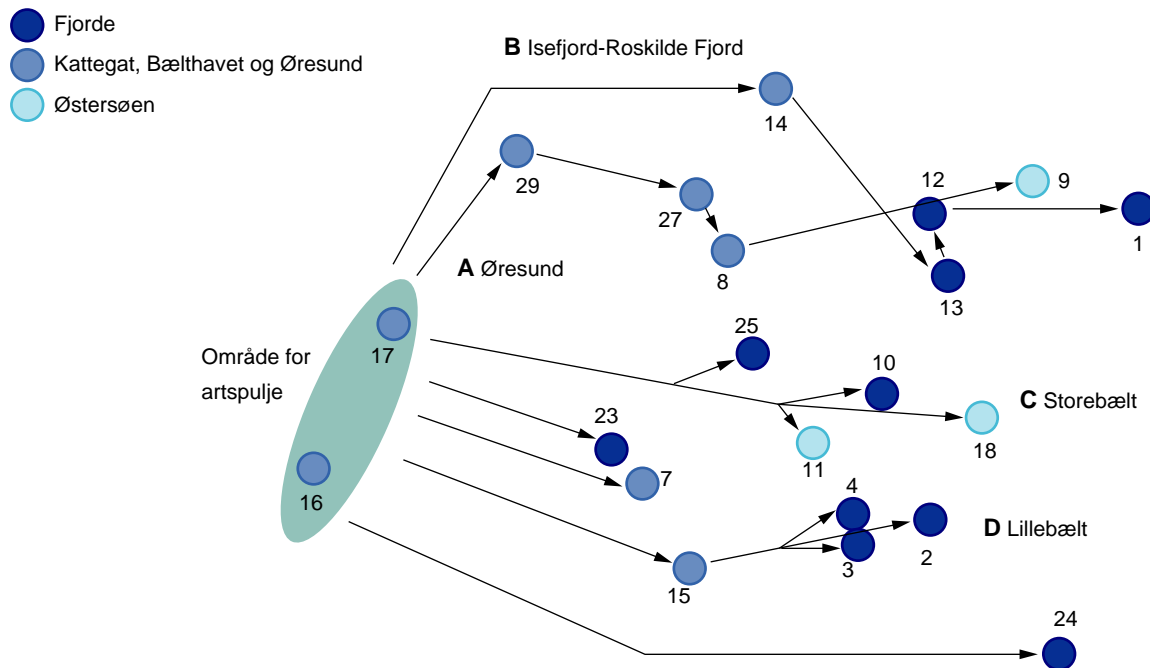
Da der gælder, at  $F_s \sim F$  og  $F = V/T$  fås

$$S = a + b \cdot \log V - b \cdot \log T$$

Denne model giver samme forklaring som med F alene, hvilket viser, at fjordvolumen ikke giver nogen ekstra forklaring, når der ses bort fra fjordvolumens relation til fluxen. Residualvariationen fra disse to modeller viste ingen klar korrelation til nogen anden variabel.

### Mønstre i artssammensætningen

Similariteten mellem de enkelte områder og Kattegat er direkte proportionalt med artsantallet i om-



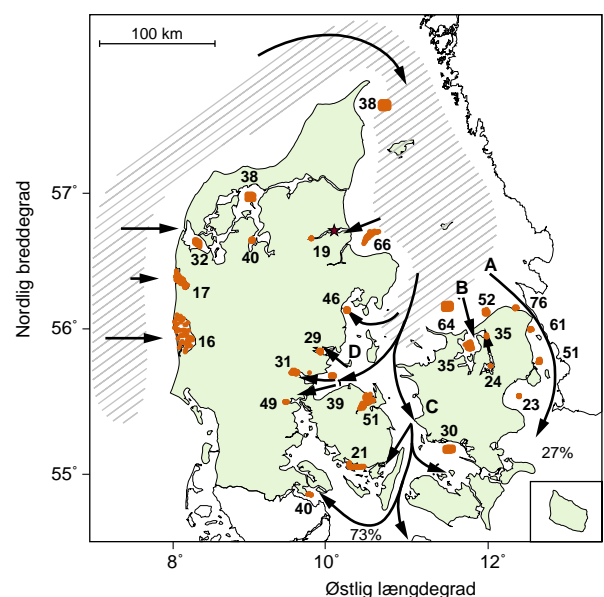
Figur 19.5. MDS-plot af faunasammensætningen i BF-områderne (1998-2001) baseret på presence/absence. BF-områdenummer er angivet. Pilene angiver retning for saltvandstransport svarende til Øresund, Isefjord-Roskilde Fjord-systemet, Storebælt og Lillebælt.

råderne. Dette tyder på, at artsantallet i fjordene og kystnære områder er reguleret af transport fra Kattegat. Dette forhold kan belyses ved at se similariteten mellem de områder, der er direkte forbundet til Kattegat, og Kattegat i relation til saltvandsfluxen. En lineær regression mellem disse to parametre viser en signifikant positiv relation ( $p < 0,01$ ,  $r^2 = 0,7$ ,  $n = 10$ ). Den samme analyse for de taxonomiske grupper enkeltvis viser samme signifikante relation for anneliderne ( $p < 0,01$ ). Signifikansniveauet for molluskerne er meget signifikant ( $p < 0,002$ ,  $r^2 > 0,85$ ). Igen var krebsdyrene og arthropoderne ikke korreleret til vandskiftet. For molluskerne og anneliderne viser regressionen mellem similaritet og flux en skæring tæt ved 0,0, medens den tilsvarende regression mellem artsantal og flux skærer ved 10-20 arter. Stigningen i artsantal ud mod Kattegat kan redegøre for hele stigningen i similaritet.

## Diskussion

Det er velkendt, at artsrigdommen i estuarier er meget tæt korreleret med artsrigdommen, både når det gælder fauna (fx Remane 1934) og makroalger (Middelboe et al. 1998). Analyse af datamaterialet fra NOVA-programmet viser således det samme billede, at saltholdigheden er den parameter, der bedst forklarer mønstrene i bundfaunaens artsrigdom. I de mere eller mindre lukkede områder viser analyserne imidlertid, at både saltholdigheden og fluxen af saltvand hver for sig kan forklare stort set hele variationen i artsrigdom. Disse to parametre er bestemt uafhængigt af hinanden,

men er naturligvis meget tæt positivt korreleret ( $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,84$ ,  $n = 18$ ) i og med, at fluxen af saltvand ind i fjordområder har afgørende indflydelse på saltholdigheden ved bunden på de steder, hvor der tages bundfaunaoprøver. Faktorer som iltforhold og kvælstofbelastning viste sig noget overraskende ikke at have nogen betydning for artsrigdommen.



Figur 19.6. Artsrigdom i de enkelte bundfaunaområder. Skraveret areal angiver området, hvor artspuljen antages at befinde sig. Pile angiver ruter for saltvandstransport med bogstaver som i Figur 19.5. Tal i kursiv angiver relativ fordeling af flux mellem Storebælt og Øresund.

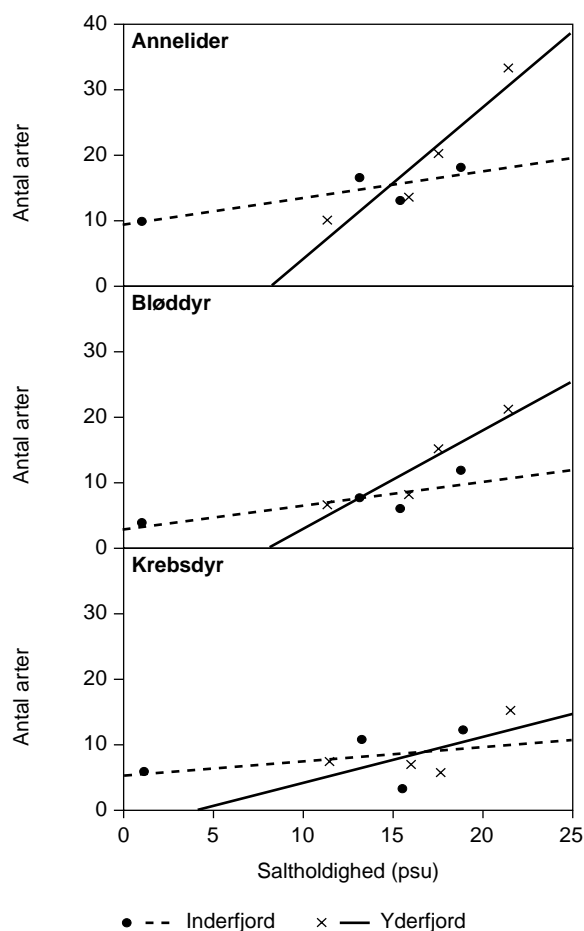
Et gennemgående træk er, at artsrigdommen af arthropoderne og heriblandt krebsdyrene viste helt andre fordelingsmønstre end molluskerne og ormene. Her var der ikke nogen positiv korrelation til saliniteten og ej heller til fluxen af saltvand. Betadiversiteten af arthropoderne var ligeledes væsentligt højere end for de øvrige grupper, hvilket vil sige, at de enkelte områder indeholdt et relativt lille udsnit af de arter, som findes i hele området.

Betydningen af salt og saltvandsflux for fordelingen af artsrigdommen af bundfauna lægger op til to forskellige tolkninger. Den højere artsrigdom i de åbne områder, hvor der er højere salinitet, og den positive relation mellem mediansaltholdighed og artsrigdom kan ses som et udtryk for, at der er flest arter, der er tilpasset til højsaline miljøer. Ifølge denne tolkning er der således en vis mængde arter, som kan eksistere ved given saltholdighed og ved en given variation i saltholdigheden. Den delmængde af arter, som udgør artsrigdommen i hvert område, kan følgende ses som et resultat af andre faktorer, som gør miljøet uegnet for visse arter, ligesom interspecifik konkurrence kan føre til mere eller mindre tilfældig uddøen af arter. En anden fortolkning er, at det er transporten af vand fra Kattegatområdet og ind i de enkelte fjorde og øvrige kystnære områder, der udgør en begrænsning. I analogi til øbiogeografihypotesen svarer dette til, at arts-poolen befinder sig i Kattegat ("mainland"), og at det er transportvejen for saltvandet, indeholdende planktoniske larver, som udgør en større eller mindre barriere for indvandring, eller svarende til afstanden mellem "øen" og "hovedlandet" ifølge øbiogeografihypotesen. Tilfældig uddøen af arter inden for estuariet vil i samspil med indvandringssraten fra den samlede artspulje bestemme niveauet for artsrigdommen.

Der er en del argumenter for, at det er den sidste fortolkning - altså at fjordene og andre kystnære estuarier, når det gælder bundfaunaens artsrigdom, kan betragtes som mere eller mindre isolerede øer. For det første er det kun de taxonomiske hovedgrupper, som har larver, der transporteres med vandmasserne, hvor artsrigdommen afhænger af vandskiftet med Kattegat. I modsætning hertil er krebsdyrne, som ellers er en artsrig gruppe i højsaline områder, men som formerer sig ved direkte udvikling. Deres spredning er derfor generelt langsom, hvilket den høje betadiversitet også tyder på (Ellingsen 2001,2002), men til gengæld er spredningen ikke styret af strømningmønstret. Hvis det alene var saltholdigheden og fluktuationerne af denne, der bestemte artsrigdommen, ville gruppen med meroplanktoniske larver forventeligt følge et mønster mere lig krebsdyrene. Et andet argument er, at korrelationen mellem saltvandsfluxen og similariteten med Kattegat følger van-

dets transportveje og ikke kun saltholdighed. Dvs. at det ikke så meget er saliniteten, der bestemmer artssammensætningen, som det er et spørgsmål om, hvor saltvandet kommer fra. Endelig ses der inden for det enkelte område en gradient i artsrigdommen fra åbningen ud mod Kattegat og ind mod bunden. Der er tre områder, Nissum Fjord, Odense Fjord og Mariager Fjord, som kan underopdeles i en yder og en inderfjord (i Mariager Fjord er der taget prøver i to forskellige BF-områder). Her ses en stigende artsrigdom ud mod munden af fjordene, som ikke modsvarer af en salinitetsstigning svarende til den forudsagte ud fra regressionen mellem artsrigdom og salinitet (Figur 19.7).

Når det gælder den del af bundfaunaen, som spredes via planktoniske larver, er der således en del, der tyder på, at artsrigdommen i hovedreglen er begrænset af vandudvekslingen med åbne områder, her Kattegat. Det tyder derfor på, at det kun er et begrænset antal arter, der opretholder selvreproducerende bestande inde i de lukkede estuarier. Præcis hvilke mekanismer, som ligger bag denne ekstinktionsrate, er uvist. Delvis udslettelse af faunaen i forbindelse med periodiske iltsvind kunne være en oplagt forklaring. Men ganske overraskende viste det sig, at både iltforholdene og



Figur 19.7. Artsrigdom mod salinitet i Nissum, Odense og Mariager Fjorde. Linier angiver lineær regression.

det generelle eutrofieringsniveau ikke havde nogen forklaringsværdi i forhold til artsrigdommen. Dette betyder, at effekten af iltsvind på bundfaunens artsrigdom skal ses som et alt eller intet-fænomen. Kun kraftige og langvarige iltsvind som fx det, der forekom i 2002, har indflydelse på artsrigdommen, som der nærmer sig nul. Ekstinktionen er heller ikke koblet til størrelsen af estuariet eller "øen" således som forudsagt af øbiogeografihypotesen. Andre potentielle mekanismer bag uddøen af arter kan være fortynding af larvepuljen pga. vandudvekslingen med de åbne områder. En anden mekanisme, der kan ses som et kompromis mellem de to tolkninger, kan være, at mange arter kan eksistere ved de saltholdigheder, som hersker i estuarierne, men ikke reproducere sig, således at artsrigdommen kommer til at afspejle transporten af larver fra områder med højere salinitet. Ingen af disse potentielle mekanismer er dog undersøgt. Verifikation af en eller flere af disse mekanismer er nødvendig for endeligt at bekræfte den sidste tolkning, nemlig at det er spredning, som er den vigtigste regulerende faktor. Denne viden er helt afgørende, når det gælder management af biodiversiteten – om der skal sættes lokalt eller regionalt.

## 20 Regulering af ålegræssets dybdegrænse i tid og rum

Tina Maria Greve og Dorte Krause-Jensen

**Abstract.** Ålegræs er en nøgleparameter i kystområderne, men plantens udbredelse er reduceret markant gennem det 20. årh. i takt med stigende eutrofiering. I forvaltningen af kystområderne er der derfor brug for modeller der beskriver sammenhængen mellem graden af eutrofiering og ålegræssets udbredelse. Det er velkendt, at lyset spiller en afgørende rolle for ålegræssets dybdeudbredelse, men selvom eksisterende modeller kan forklare overordnede forskelle i dybdegrænse mellem områder eller perioder karakteriseret ved forskellig sigtdybde, kan de ikke forudsige dybdegrænsen i det enkelte område præcist. Formålet med dette arbejde var at teste, om vi kunne modellere ålegræssets dybdegrænse mere præcist ved at 1) antage, at ålegræsset reagerer med 1-2 års forsinkelse på ændringer i sigtdybden, eller 2) inkludere flere fysisk-kemiske faktorer i modellen fremfor kun sigtdybde og 3) tage højde for, at det evt. kan være forskellige faktorer, der påvirker ålegræssets dybdegrænse fra år til år.

Modellen blev ikke bedre, når vi antog, at ålegræsset reagerer med 1-2 års forsinkelse på ændringer i sigtdybden. Årsagen er formentlig, at ålegræsset ikke reagerer med en fast forsinkelse. Nogle steder reagerede ålegræsset straks på ændringer i sigtdybden, andre steder var der et forsinket respons, og endnu andre steder reagerede ålegræsset ikke på de små ændringer i sigtdybden, der fandt sted gennem undersøgelsesperioden (1989-98). Det lykkedes at modellere dybdegrænsen mere præcist ved at inkludere områdets maksimumdybde og vinterens koncentration af  $\text{NH}_4^+$  sammen med sigtdybden i modellen. Mens sigtdybden alene kun kunne forklare 58% af variationerne i ålegræssets dybdegrænse i et udvalgt år (1994), kunne den udvidede model forklare 71% af variationerne. Men modellen var ikke universel – den kunne kun forklare 35% af variationerne i dybdegrænsen gennem den samlede undersøgelsesperiode 1989-98, for reguleringen af dybdegrænsen varierede meget både mellem år og mellem stationer.

Alt i alt viser undersøgelsen, at ålegræsset langt fra altid vokser ud til den lysbestemte dybdegrænse. Årsagen er formentlig dels, at ålegræsset ikke har nået at kolonisere hele det område, hvor lyset tillader vækst, og dels, at andre fysisk-kemiske forhold forhindrer ålegræsset i at vokse ud til den lysbestemte dybdegrænse. Selvom sigtdybden forklarer overordnede forskelle i dybdegrænsen, skal vi altså ikke forvente, at en forbedring i sigtdybden straks afspejler sig i en større dybdeudbredelse af ålegræs.

### Introduktion

Ålegræsset spiller en vigtig rolle i kystnære økosystemer, idet planten kan opbygge stor biomasse, være meget produktiv og medvirke til at regulere næringsstoftransporten fra land til vand. Ålegræsbede er samtidig opvækstområde for fisk og bunddyr, levested for mange epifytiske arter og medvirker til at stabilisere havbunden. Gennem det 20. århundrede er der sket store reduktioner i udbredelsen af ålegræs og andre havgræsser verden over i takt med øget menneskelig påvirkning af kystområderne (Short and Wyllie-Escheverria 1996). Derfor er det vigtigt at klarlægge, hvad der regulerer havgræssernes udbredelse.

Det er velkendt, at lyset har stor indflydelse på havgræssets dybdeudbredelse. Flere modeller viser, at dybdegrænsen er koblet til vandets klarhed (f.eks. Dennison 1987, Duarte 1991, Nielsen et al. 2002). En af modellerne omfatter flere forskellige havgræsser og viser, at de kan kolonisere havbunden ned til vanddybder, der i gennemsnit modtager 11% af overfladeindstrålingen. Dybdegrænsen for havgræsser svarer dermed omtrent til sigtdyb-

den, hvis man antager, at sigtdybden udgør 10% af overfladeindstrålingen.

Alene ud fra forskelle i vandets klarhed kan disse modeller forklare knap 80% af variationerne i havgræssets dybdegrænse og op til 60% af variationerne i ålegræssets dybdegrænse mellem områder (Duarte 1991, Nielsen et al. 2002). Denne forklaringskraft repræsenterer modellernes evne til at beskrive forskelle i dybdegrænse mellem områder med vidt forskellig sigtdybde. Modellerne er nemlig opstillet på baggrund af data fra en række forskellige områder, der repræsenterer en stor rumlig variation. F.eks. repræsenterer den senest publicerede model sigtdybder og dybdegrænser for ålegræs på ca. 0,5-10 m i danske kystområder (Nielsen et al. 2002).

Tilsvarende kan markante ændringer i sigtdybde over tid føre til reduktioner i ålegræssets dybdegrænse. Eksempelvis er både sigtdybden og ålegræssets dybdegrænse reduceret markant i de danske kystområder i løbet af de sidste 100 år (Ostenfeld 1908, Boström et al. 2003).



Sigtdybden kan altså forklare overordnede forskelle i dybdegrænse mellem områder eller perioder. Men de eksisterende modeller er ikke i stand til at forudsige dybdegrænsen i det enkelte område præcist, ligesom de formentlig heller ikke er i stand til at forudsige effekter af mindre ændringer i dybdegrænsen præcist. Modellerne er nemlig behæftet med stor usikkerhed, når man betragter et snævert interval af sigtdybder og dybdegrænser. Nielsen et al. (2002) viser eksempelvis, at ålegræssets dybdegrænse varierer fra 2-8 m ved en sigtdybde på 5 m. Det ser med andre ord ud til, at ålegræsset i de enkelte områder reagerer forskelligt på sigtdybden. En årsag kan være, at ålegræsset kan reagere med forsinkelse på ændringer i sigtdybden. Formentlig vil forværrede lysforhold straks forårsage en reduktion i dybdegrænsen, fordi dybdegrænsen beskriver kanten af det mulige udbredelsesområde, og ålegræsset dør, hvis lyset bliver svagere. Derimod er det sandsynligt, at ålegræsset vil reagere med forsinkelse på forbedrede lysforhold, fordi det tager tid at kolonisere det nye potentielle udbredelsesområde uanset, om koloniseringen sker vegetativt fra ålegræssets eksisterende udbredelsesgrænse eller via frø.

En anden årsag til den store variation i sammenhængen mellem sigtdybde og dybdegrænse kan være, at andre faktorer end sigtdybden også kan spille en væsentlig rolle for ålegræssets overlevelse og vækst på dybt vand, selvom lyset definerer den nedre grænse for, hvor ålegræsset potentielt kan vokse. Eksempelvis kan epifyter og løstliggende trådalger svække lyset betydeligt (Borum 1985, Krause-Jensen et al. 1996) og forhindre ålegræsset i at vokse ned på de vanddybder, som man skulle forvente på baggrund af sigtdybden. Det er også sandsynligt, at iltsvind slår ålegræsset ihjel i udsatte områder (Terrados et al. 1999, Greve et al. 2003). Høje temperaturer kan ligeledes begrænse ålegræssets tilvækst (Marsh et al. 1986), og den negative effekt af høje temperaturer vil være størst på dybt vand, hvor lyset i forvejen begrænser væksten (Bulthuis 1987). Det er derfor sandsynligt, at man kan opnå en bedre modellering af dybdegrænsen ved at inkludere flere faktorer ud over sigtdybden i modellen.

Dette arbejde har 3 formål: At teste om vi kan modellere ålegræssets dybdegrænse mere præcist ved at:

- antage, at ålegræsset reagerer med 1-2 års forsinkelse på ændringer/forbedringer i sigtdybden
- opstille empiriske modeller, der inkluderer flere fysisk-kemiske faktorer fremfor kun sigtdybde
- tage højde for at det evt. kan være forskellige faktorer, der styrer ålegræssets dybdegrænse fra år til år.

## Materialer og Metoder

### Data

Studiet er baseret på data for ålegræssets dybdegrænse, som er indsamlet under Vandmiljøplanernes Overvågningsprogrammer i sommerperioden (maj-sept.) 1989-1998. Dybdegrænsen er bestemt gennem dykkerundersøgelser som den største dybde, hvor dykkeren observerede ålegræs. Vi har sorteret de datasæt fra, hvor dybdegrænsen svarede til områdets maksimale dybde.

Ålegræsdata er koblet til data for vandkvalitet, som er målt på stationer centralt i fjordene/kystområderne. Vandkvaliteten er udtrykt ved en række fysisk-kemiske variable: koncentrationen af næringssalte (totalt samt uorganiske fraktioner), klorofyl og ilt, sigtdybde, temperatur, saltholdighed. Disse parametre blev målt ca. hver anden uge, men indgår her som sæsongennemsnit bortset fra koncentrationen af ilt, som er præsenteret som årlige minimumværdier. Områderne blev desuden karakteriseret ved deres maksimale dybde.

Datasættet repræsenterer ialt 53 ålegræsstationer, som er undersøgt gennem en periode på 9-10 år og har koblede vandkvalitetsdata gennem hele perioden eller dele af den. Stationerne er opdelt i inderfjorde, yderfjorde og åbne kyster.

Usikkerhed og fejlkilder i bestemmelsen af dybdegrænsen kan skabe variation i data og begrænse modellernes forklaringskraft, men vi vurderer, at denne usikkerhed generelt er lille i forhold til variationerne mellem år og mellem stationer.

### Forsinket respons

Først undersøgte vi, om dybdegrænsen reagerede med forsinkelse på ændringer i sigtdybden. Vi udvalgte de stationer, der havde koblede data for dybdegrænse og sigtdybde gennem en lang sammenhængende periode. I alt 20 stationer opfyldte dette krav og havde komplette datasæt gennem hele perioden 1989-97. Vi opstillede 4 forskellige lineære regressionsmodeller for dette datasæt:

Model 1 - "umiddelbart respons" - relaterer dybdegrænsen til sigtdybden målt i samme år.

Model 2 - "1 års forsinket respons" - relaterer dybdegrænsen til sigtdybden målt året før.

Model 3 - "1 års forsinket positivt respons": Hvis sigtdybden er mindst 0,25 m større end året før, relaterer modellen den til næste års dybdegrænse. Ellers relateres den til samme års dybdegrænse.

Model 4 - "2 års forsinket positivt respons": Som 3, men med 2 års forsinkelse.

I et forsøg på at forbedre modellerne gentog vi analyserne med hhv. "år" og "station" som klassifikationsvariable. Herved tog modellerne højde for, at reguleringen af dybdegrænsen kunne varie-

re fra år til år eller fra sted til sted ved at parallelforskyde regressionslinierne for de enkelte år eller for de enkelte stationer. En klassifikationsvariabel medfører dog, at modellerne ikke længere er generelle, men kun kan bruges på de år eller stationer, der indgår i modellerne.

### Regulerende faktorer

Næste trin i undersøgelsen var at teste muligheden for at opnå en bedre empirisk modellering af ålegræssets dybdegrænse ved at opstille en model, der inkluderede flere variable end sigtddybden. For at undgå komplikationer med tidlig variation i data tog vi udgangspunkt i data fra ét år, 1994, som havde det mest komplette datasæt. Datasættet repræsenterede i alt 45 stationer. Efter at have opstillet en lineær regressionsmodel mellem dybdegrænsen og sigtddybden udvidede vi modellen med flere variable. Da det er vigtigt, at de uafhængige variable ikke er stærkt indbyrdes korrelerede, startede vi med at undersøge kollineariteten mellem variable i en Pearsons korrelationsmatrice. Vi vurderede hvert korrelationspar, og hvor korrelationskoefficienten,  $r$ , oversteg 0,8, udelod vi den af de to variable, der var dårligst korreleret med dybdegrænsen. Denne procedure efterlod 10 variable, nemlig området maksimale dybde (Dyb), sigtddybden (S) i forår sommer og vinter, sommer temperaturen (temp), sommer saliniteten (sal), koncentration af total-fosfor om sommeren (TP), koncentrationen af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) og fosfat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) om vinteren og årets minimale iltkoncentration (min O<sub>2</sub>). TN og TP var stærkt indbyrdes korrelerede, men da TP var lidt bedre korreleret til dybdegrænsen end TN, udelod vi TN.

Vi udførte så en multipel regressionsanalyse med manuel baglæns udvælgelse. I denne procedure fjerner man én parameter ad gangen indtil alle parametre, der indgår i modellen, er signifikante på 5% signifikans niveau og bidrager betydeligt til modellens forklaringskraft. Den manuelle udvælgelse giver samtidig mulighed for at sikre, at modellen kun inddrager de parametre, hvis fortegn giver biologisk mening. Denne analyse gav os "1994-modellen".

### Forskelle i regulering fra år til år

Næste trin var at teste/validere 1994-modellen på det samlede datasæt for perioden 1989-1998 og samtidig vurdere, om reguleringen af dybdegrænsen varierede fra år til år. Vi gentog derfor den multiple regressionsanalyse på det samlede datasæt. Først "læste" vi modellen, så den benyttede samme variable som 1994-modellen. Derefter gentog vi den multiple regressionsanalyse på det samlede datasæt for at checke, om vi derved kunne opnå en bedre model for det samlede datasæt. I et forsøg på at forbedre modellen for det samlede

datasæt inddrog vi hhv. "år" og "station" som klassifikationsvariable.

Vi uddybede analysen af forskelle mellem år ved at opstille en regressionsmodel for hvert enkelt år. Herved kunne vi vurdere, hvilke variable der bedst forklarede variationerne i ålegræssets dybdegrænse i de enkelte år.

## Resultater

### Forsinket respons

Blandt de 20 stationer, som havde koblete dybdegrænse-sigtddybde data for hele perioden 1989-97, varierede dybdegrænsen fra 1-6 m, mens sigtddybden varierede fra 2-7 m. Korrelationen mellem dybdegrænse og sigtddybde målt samme år var relativt svag (Tabel 20.1, Model 1 øverst). Variationer i sigtddybden kunne kun forklare 17% af variationerne i dybdegrænsen, og hældningen på regressionslinien var kun 0,4. Dvs. når sigtddybden steg 1 m, steg dybdegrænsen kun 40 cm i gennemsnit. Alligevel var dybdegrænsen faktisk bedre korreleret til sigtddybden målt samme år end til sidste års eller forrige års sigtddybde (Tabel 20.1, Model 2-4 øverst). Vores data peger derfor ikke på, at ålegræsset generelt reagerer med 1-2 års forsinkelse på ændringer/forbedringer i sigtddybden.

Når vi inddrog "år" som klassifikationsvariabel i modellerne, var der tendens til, at regressionslinierne fik en lidt mere stejl hældning, og at modellernes forklaringskraft blev lidt bedre (Tabel 20.1). Igen fandt vi den stejleste hældning og den bedste forklaringskraft for den model, der koblete dybdegrænser og sigtddybder målt samme år (Tabel 20.1, Model 1). Hældningen blev forøget til 0,46 og forklaringskraften til 26%, og modellen var altså fortsat svag.

Tabel 20.1. Lineære regressioner af ålegræssets dybdegrænse som funktion af sommerens sigtddybde. Model 1-4 antager forskellig responstid for ålegræsset (se metodeafsnit) og blev gentaget med hhv. "år" og "station" som klassifikationsvariable (Klas\_var). Data repræsenterer 20 st. gennem perioden 1989-97. Tabellen viser hældningen ( $\alpha$ ) af regressionslinien samt forklaringskraften ( $r^2$ ). Signifikansniveau: \*\*\*( $p < 0,001$ ).

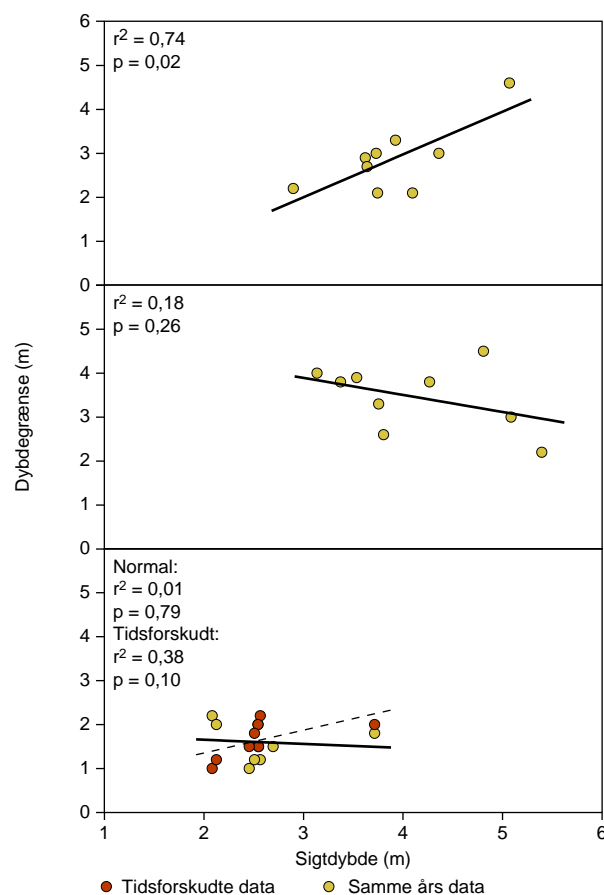
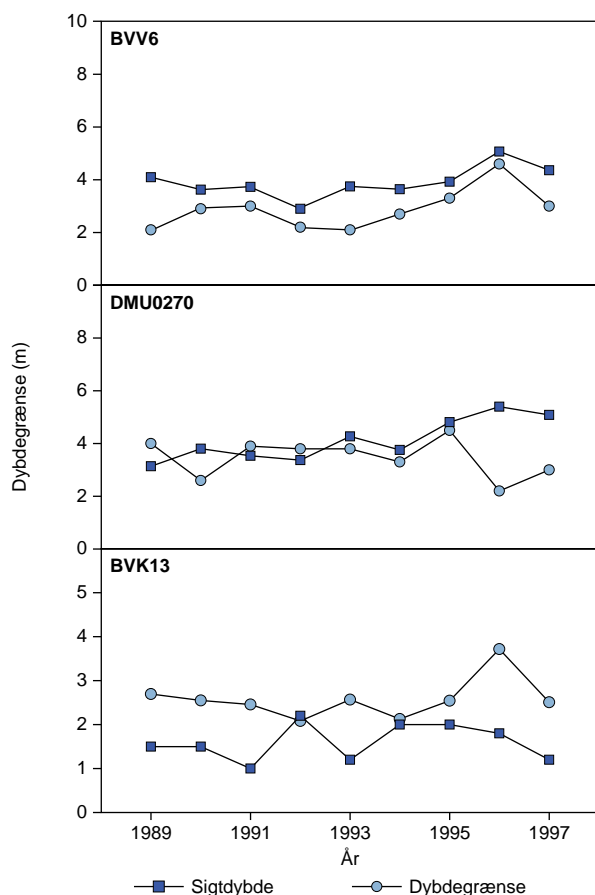
| Model | Klas_var | $\alpha$ | $r^2$ |
|-------|----------|----------|-------|
| 1     | -        | 0,401*** | 0,170 |
|       | År       | 0,455*** | 0,259 |
|       | Station  | 0,131    | 0,563 |
| 2     | -        | 0,366*** | 0,141 |
|       | År       | 0,421*** | 0,237 |
|       | Station  | 0,081    | 0,528 |
| 3     | -        | 0,337*** | 0,128 |
|       | År       | 0,380*** | 0,183 |
|       | Station  | 0,101    | 0,629 |
| 4     | -        | 0,330*** | 0,136 |
|       | År       | 0,338*** | 0,178 |
|       | Station  | 0,111    | 0,572 |

Når vi inddrog "station" som klassifikationsvariabel i modellerne, steg deres forklaringskraft markant til mellem 54 og 63 % (Tabel 20.1, model 1-4). Hældningerne på regressionslinierne faldt imidlertid markant til mellem 0,08 og 0,13 og var nu ikke længere signifikant forskellige fra 0. Dvs. når man tager højde for, at relationen mellem sigtddybe og dybdegrænse varierer fra station til station, så finder man ikke længere nogen signifikant positiv sammenhæng mellem dybdegrænse og sigtddybe. Modeller med station som klassifikationsvariabel giver derfor ikke nogen mening i forhold til at forudsige dybdegrænser i de pågældende områder, men understreger, at der er store forskelle i reguleringen af dybdegrænser mellem stationer.

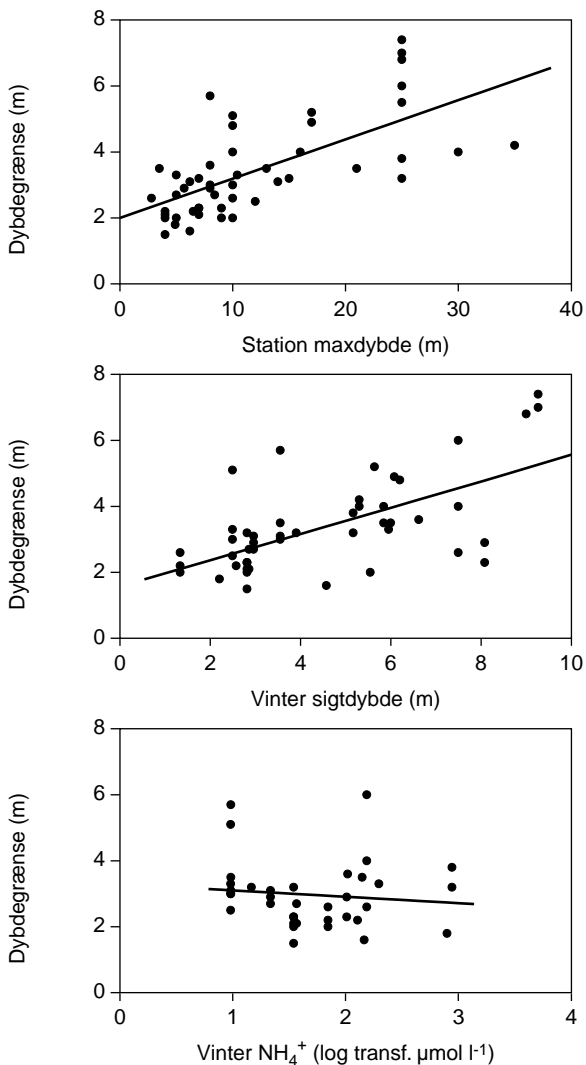
Disse forskelle viser sig tydeligt, når man ser på stationerne enkeltvist. Syv af de 20 ålegræsstationer viste et signifikant fald i dybdegrænser gennem perioden 1989-97, selvom ingen af dem lå i et område, hvor sigtddyben faldt signifikant (Tabel 20.2). Derimod var der ingen stationer, som viste en signifikant positiv udvikling i dybdegrænser, heller ikke den station, som lå i et område, hvor sigtddyben var steget signifikant. Alt i alt var det derfor kun få (2) stationer, der viste en signifikant positiv sammenhæng mellem sigtddybe og dybdegrænse (Tabel 20.2).

Tabel 20.2. Udvikling i dybdegrænse og sigtddybe gennem perioden 1989-1997 på 20 st. Tabellen viser hældningen af regressionslinien, der beskriver dybdegrænser ( $\alpha_{\text{dyg-år}}$ ) og sigtddyben ( $\alpha_{\text{s-år}}$ ) som funktion af år samt dybdegrænser som funktion af sigtddyben ( $\alpha_{\text{dyg-s}}$ ). Data repræsenterer inderfjorde (i), yderfjorde (y) og åbne områder (å). Signifikansniveau: \*( $p < 0,05$ ), \*\*( $p < 0,01$ ) eller \*\*\*( $p < 0,001$ ).

| Område            | Station | $\alpha_{\text{dyg-år}}$ | $\alpha_{\text{s-år}}$ | $\alpha_{\text{dyg-s}}$ |
|-------------------|---------|--------------------------|------------------------|-------------------------|
| Kolding (i)       | BVK13   | 0,025                    | 0,050                  | -0,094                  |
| Kolding (i)       | BVK2    | -0,045                   | 0,050                  | -0,715                  |
| Vejle (i)         | BVV17   | 0,045                    | 0,157                  | -0,023                  |
| Vejle (i)         | BVV20   | -0,207*                  | 0,109                  | -0,915*                 |
| Vejle (i)         | BVV5    | 0,018                    | 0,109                  | -0,486                  |
| Vejle (i)         | BVV6    | 0,163                    | 0,109                  | 0,974*                  |
| Limfjorden (i)    | DMU0131 | -0,092*                  | -0,258                 | 0,212                   |
| Limfjorden (i)    | DMU0132 | -0,190**                 | -0,207                 | 0,239                   |
| Limfjorden (i)    | DMU0133 | -0,06                    | -0,207                 | 0,236                   |
| Nibe Bredning (i) | DMU0137 | 0,028                    | -0,134*                | 0,026                   |
| Åbenrå (i)        | DMU0250 | -0,031                   | 0,183                  | 0,270                   |
| Augustenborg (i)  | DMU0260 | 0,137                    | 0,118                  | 1,186*                  |
| Augustenborg (i)  | DMU0261 | -0,107                   | 0,118                  | 0,854                   |
| Flensborg (i)     | DMU0269 | -0,107*                  | 0,084                  | -0,332                  |
| Flensborg (i)     | DMU0270 | -0,075                   | 0,258**                | -0,388                  |
| Flensborg (i)     | DMU0271 | -0,147*                  | 0,084                  | 0,109                   |
| Kolding (y)       | BVK19   | -0,177*                  | 0,154                  | -0,258                  |
| Venø Bugt (y)     | DMU0129 | -0,25*                   | -0,069                 | 0,535                   |
| Flensborg (y)     | DMU0268 | -0,073                   | 0,084                  | -1,073                  |
| Genser Bugt (å)   | DMU0246 | -0,062                   | 0,208                  | -0,219                  |



Figur 20.1. Venstre paneler viser sigtddybe og ålegræssets dybdegrænse på udvalgte stationer gennem perioden 1989-97, mens højre paneler viser ålegræssets dybdegrænse som funktion af sigtddyben. Det nederste højre panel viser desuden dybdegrænser som funktion af sidste års sigtddybe.

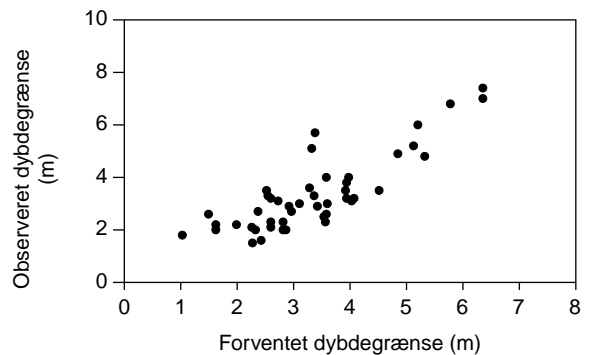


Figur 20.2. Ålegræssets dybdegrænse som funktion af hver af de 3 uafhængige variable, der indgår i den multiple regressionsanalyse: stationens maksdybde, sigtddybden og vinterens koncentration af  $\text{NH}_4^+$ . Data repræsenterer 45 stationer i 1994.

En af disse stationer var BVV6 inderst i Vejle Fjord, hvor dybdegrænsen reagerede uden forsinkelse på ændringer i sigtddybden (Figur 20.1), selvom andre stationer i samme område ikke viste denne sammenhæng (Tabel 20.2). Station DMU0270 i Flensborg inderfjord viser et eksempel, hvor sigtddybden steg signifikant gennem perioden 1989-97 uden at dybdegrænsen steg tilsvarende. På station BVK13 inderst i Kolding Fjord var dybdegrænsen ikke korreleret med sigtddybden i samme år, men her blev korrelationen stærkt forbedret ved at antage, at ålegræsset reagerer med 1 års forsinkelse på ændringer i sigtddybden (Figur 20.1).

### Regulerende faktorer

Disse store forskelle mellem stationer gav anledning til at undersøge, om andre fysisk/kemiske variable end sigtddybden kunne bidrage til at forklare forskellene i dybdegrænsens respons. Her benyttede vi datasættet fra 1994, som havde det



Figur 20.3. Observerede dybdegrænser ( $D_g$ ) versus  $D_g$  er modelleret efter "1994-modellen" ud fra områdets maksdybde ( $D_y$ ), sigtddybde om vinteren ( $\text{vin}_S$ ) og vinterens  $\text{NH}_4^+$  konc. ( $\text{NH}_4^+$ ):  $D_g = 2,44 + 0,108D_y - 0,87\text{NH}_4^+ + 0,26\text{vin}_S$ ,  $r^2 = 0,706$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 45$ .

mest komplette koblede datasæt for vandkvalitet. Analyserne viste, at sigtddybden var den af de fysisk/kemiske variable, der var tættest koblet til dybdegrænsen, og sommersigtddybden alene kunne forklare ca. 58 % af variationerne i dybdegrænsen (lineær regression,  $r^2 = 0,58$ ,  $p < 0,001$ ). Der var ikke et konstant forhold mellem sigtddybde og dybdegrænse, for liniens hældning var 0,73 og signifikant forskellig fra 1 (t-test,  $p < 0,01$ ); dvs. jo større sigtddybde, jo mindre dybdegrænse i forhold til sigtddybden.

Vi kunne forklare en væsentlig større del af variationerne i dybdegrænsen (71%) ved at inddrage vinterens sigtddybde og ammoniumkoncentration sammen med områdets maksimale dybde i en multipel regressions model ( $r^2 = 0,71$ ,  $p < 0,001$ , Tabel 3). Både sigtddybden og områdets maksimale dybde var positivt korreleret til dybdegrænsen, mens koncentrationen af  $\text{NH}_4^+$  var negativt korreleret (Figur 20.2). Modellen viste en tæt kobling mellem observerede og modellerede dybdegrænser for 1994-datasættet (Figur 20.3). De øvrige fysisk-kemiske variable: minimum ilt koncentration, temperatur, salinitet, klorofyl- og fosforkoncentration bidrog ikke signifikant til yderligere at forklare variationerne i dybdegrænsen.

### Forskelle i regulering fra år til år

Vi testede den multiple regressionsmodel for 1994 på det samlede datasæt for hele perioden 1989-98 og fandt, at modellen kun kunne forklare 35% af hele periodens variationer i dybdegrænsen ( $r^2 = 0,35$ ,  $p < 0,001$ , Tabel 20.3). Modellens forklaringskraft blev altså reduceret fra 71% til 35% ved at inddrage alle års data fremfor kun 1994 data. Dette tyder på, at reguleringen af dybdegrænsen varierer fra år til år.

Vi opnåede en lidt bedre multipel regressionsmodel for det samlede datasæt ved at udvikle modellen baseret på hele periodens data. Den nye model "alle års modellen" kunne forklare 42% af variati-

Tabel 20.3. Multiple regressionsmodeller for ålegræssets dybdegrænse (Dg) som funktion af områdets dybde (Dyb), ln til vinterkonc. af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), vinter og sommer sigtdybde (vin\_S, som\_S). Regressionerne omfatter 1994 eller hele perioden 1989-98. De fysiske/kemiske variable indgår i modellen enten efter en "manuel baglæns" udvælgelse blandt et større sæt af mulige variable eller som "låste" parametre. I de sidste 2 analyser indgår hhv. "år" og "station" som klassifikationsvariable (klas\_var), idet parameterestimatet for hver enkelt år eller station ( $K_x$ ) lægges til estimatet for skæringen med y-aksen. Tabellen viser forklaringsgrad ( $r^2$ ), signifikansniveau: \*\*\*( $p < 0,001$ ) og antal obs. (n).

| År    | Model  | Klas_var | Udvælgelse     | $r^2$    | n   |
|-------|--|----------|----------------|----------|-----|
| 94    | $Dg = 2,44 + 0,11Dyb - 0,87\text{NH}_4^+ + 0,26\text{vin\_S}$                      |          | Manuel baglæns | 0,706*** | 46  |
| 89-98 | $Dg = 2,15 + 0,08Dyb - 0,17\text{NH}_4^+ + 0,12\text{vin\_S}$                      |          | Låst           | 0,346*** | 390 |
| 89-98 | $Dg = 1,27 + 0,06Dyb - 0,15\text{NH}_4^+ + 0,38\text{som\_S}$                      |          | Manuel baglæns | 0,415*** | 390 |
| 89-98 | $Dg = 0,79 + K_{\text{år}} + 0,06Dyb - 0,15\text{NH}_4^+ + 0,40\text{som\_S}$      | År       | Låst           | 0,449*** | 390 |
| 89-98 | $Dg = 1,47 + K_{\text{station}} + 0,21Dyb - 0,10\text{NH}_4^+ + 0,16\text{som\_S}$ | Station  | Låst           | 0,705*** | 390 |

Tabel 20.4. Multiple regressionsmodeller for ålegræssets dybdegrænse som funktion af områdets dybde (Dyb), sigtdybden om sommeren (S, dog i et enkelt tilfælde om vinteren "v"), ln til vinterkonc. af ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), sommer salinitet (sal) samt ln til sommerkonc. af total fosfor (TP). Regressionerne er gennemført for hvert af årene 1989-1997. Tabellen viser parameterestimaternes fortegn (+, -), forklaringsgrad ( $r^2$ ), signifikansniveau: \*( $p < 0,05$ ), \*\*( $p < 0,01$ ) eller \*\*\*( $p < 0,001$ ) og antal obs. (n).

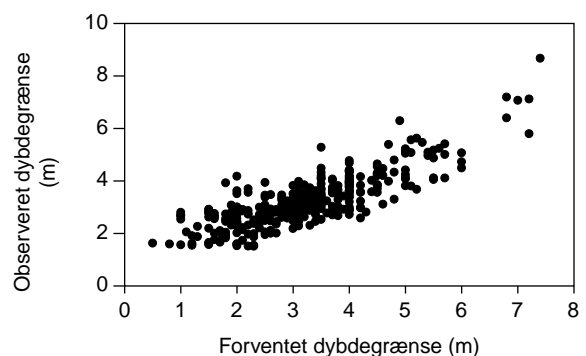
| År   | Variable i modellen |                |                 |    |     | $r^2$      | n  |
|------|---------------------|----------------|-----------------|----|-----|------------|----|
|      | Dyb                 | S              | $\text{NH}_4^+$ | TP | sal |            |    |
| 1989 |                     | +              |                 |    |     | 0,324***   | 44 |
| 1990 | +                   | +              |                 |    |     | 0,490***   | 44 |
| 1991 |                     | +              |                 | -  |     | 0,570***   | 37 |
| 1992 |                     |                | -               |    | +   | 0,257**    | 36 |
| 1993 |                     | +              |                 |    |     | 0,415***   | 42 |
| 1994 | +                   | + <sup>v</sup> | -               |    |     | 0,706***   | 45 |
| 1995 |                     |                |                 |    |     | ikke sign. | 26 |
| 1996 |                     |                |                 |    |     | ikke sign. | 19 |
| 1997 | +                   |                |                 |    |     | 0,33*      | 36 |

onerne i dybdegrænsen ud fra sommersigtdybden, vinterens  $\text{NH}_4^+$  koncentration og områdets maksimale dybde ( $r^2 = 0,42$ ,  $p < 0,001$ , Tabel 20.3). Modellen adskilte sig fra 1994 modellen alene ved, at den inddrog sommersigtdybden fremfor vintersigtdybden.

Vi kunne forbedre "alle års modellen" en smule – så forklaringskraften kom op på 45% - ved at lade "år" indgå som klassifikationsvariabel (Tabel 20.3). Modellen tog da i en vis grad højde for, at reguleringen af dybdegrænsen kan variere fra år til år, idet den tillod, at sammenhængene mellem dybdegrænse og fysiske kemiske variable fra hvert af de 10 år kan være parallelforskuet. Når denne operation forbedrer modellen, så viser det, at re-

guleringen af dybdegrænsen rent faktisk varierer fra år til år. Men modellen fortæller os ikke, hvori forskellen mellem årene består.

For at få et bedre bud på, hvordan reguleringen af dybdegrænsen varierer fra år til år, gennemførte vi en multipel regressionsmodel for hvert enkelt år. Vi fandt, at de fysiske/kemiske variable, som indgik i modellen, kunne variere fra år til år (Tabel 20.4). Sigtdybden var dog en gennemgående variabel i 5 ud af 9 år, ligesom områdets maksimale dybde indgik i 3 af de 9 år og vinterens  $\text{NH}_4^+$  koncentration i 2 af de 9 år. Herudover indgik sommerens TP-koncentration og saliniteten som modelvariable i hver ét år. Denne analyse understreger, at reguleringen af dybdegrænsen kan variere fra år til år, og analysen giver med sit valg af uafhængige variable et bud på, hvori forskellene mellem årene består. For 2 af årene (1995 og 1996) lykkedes det ikke at opstille en signifikant multipel regressionsmodel, der inddrog de fysiske/kemiske variable på meningsfuld vis.



Figur 20.4. Observerede dybdegrænser (Dg) versus dg der er modelleret efter "Alle års-modellen" ud fra områdets maksdybde (Dyb), sommer-sigtdybde (S\_som) og vinter  $\text{NH}_4^+$  konc. ( $\text{NH}_4^+$ ) gennem perioden 1989-1998. Multipel regressionsmodel med manuel baglæns udvælgelse og med station som klassifikationsvariabel:  $Dg = 1,47 + 0,21Dyb - 0,10\text{NH}_4^+ + 0,16\text{som\_S}$ ,  $r^2 = 0,705$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 390$ .

"Alle års modellen" blev yderligere forbedret ved at lade "station" indgå som klassifikationsvariabel, så modellen tog højde for, at reguleringen af dybdegrænsen kunne variere fra station til station.

Herved kunne modellen forklare 71% af variationerne i dybdegrænsen, og der var god sammenhæng mellem observerede og modellerede dybdegrænser (Figur 20.4). Modellen var dog kun gældende for stationer, der indgik i modellen.

## Diskussion

Hvis det alene er lyset, som bestemmer ålegræssets dybdegrænse, så ville vi forvente, at ålegræsset altid forekommer ud til den største dybde, der opfylder lyskravet. Ålegræssets lyskrav svarer til ca. 11% af overfladeindstrålingen på årsbasis (Olesen og Sand-Jensen 1993), og ålegræsset skulle derfor i teorien kunne vokse ud til vanddybder, der omtrent svarer til sigtdybden. Dette studium viser tydeligt, at ålegræsset langt fra altid forekommer ud til den lysbestemte dybdegrænse og studiet peger også på mulige årsager til dette. Årsagerne er dels, at ålegræsset simpelthen ikke har nået at kolonisere det potentielt koloniserbare areal i alle områder og dels at andre fysisk-kemiske forhold forhindrer ålegræsset i at vokse ud til den lysbestemte dybdegrænse.

### Ålegræssets responstid

Vi opnåede ikke en bedre modellering af dybdegrænsen ved at antage, at ålegræsset generelt reagerer med 1-2 års forsinkelse på ændringer i sigtdybden. Årsagen er formentlig, at ålegræsset ikke reagerer med en fast forsinkelse. Nogle stationer reagerede straks, andre viste et forsinket respons, og mange viste ingen korrelation mellem dybdegrænse og sigtdybde.

Selvom ålegræsset ikke reagerer med en fast og forudsigelig forsinkelse på ændringer i sigtdybden, er det helt givet, at ålegræsset behøver tid for at tilpasse sig nye levevilkår. Især når det handler om forbedringer, der giver mulighed for at ålegræsset kan kolonisere nye områder, for det tager tid for ålegræsset at sprede sig uanset, om spredningen foregår vegetativt fra randen af eksisterende bestande eller via frø. Spredning fra randen af eksisterende bestande foregår med en hastighed på ca. 16 cm om året i gennemsnit (Olesen og Sand-Jensen 1994). Hvis lysforholdene forbedres, så ålegræssets potentielle dybdegrænse eksempelvis øges med 1 m i et område, hvor bundhældningen er 1%, så kan ålegræsset potentielt kolonisere havbunden 100 meter længere ud fra kysten. Med vegetativ spredning alene kan denne proces tage flere 100 år. Spredning via frø kan fremskynde processen betydeligt, for ålegræsset kan producere mange 1000 frø per m<sup>2</sup> per år (Brøgger 1997, Ole-

sen 1999). Selvom forsøg har vist, at de fleste frø spirer inden for en afstand af kun 5 m fra det sted, hvor de blev kastet (Orth et al. 1994), bliver nogle frø transporteret over betydelige afstande (Churchill et al. 1985) og kan give ophav til nye bestande langt væk fra moderbestanden. Et eksempel fra Århus Bugt viste, at nyspirede frøplanter forekom i en afstand af 3-400 m fra randen den eksisterende ålegræs bestand og dermed forøgede ålegræssets dybdegrænse med 3 meter fra det ene år til det næste (Nielsen og Olesen 1994). Nye frøplanter er dog meget udsatte, specielt når de vokser på en bar havbund, hvor bølgebevægelser og omlejringer af bunden let kan rykke dem op eller begrave dem, og de kræver, at lysforholdene er vedvarende gode. Ofte er det derfor kun en lille andel af frøplanterne, der overlever. Konsekvensen af de mange flaskehalse i ålegræssets spredning (se opsummering i Hemminga og Duarte (2000) kap. 3.5.1) er, at spredningshastigheden kan variere markant fra år til år og fra område til område. Denne uforudsigelighed i spredningsprocessen gør det vanskeligt at forudsige udviklingen i dybdegrænsen præcist ud fra ændringer i sigtdybden.

I dette datamateriale svingede sigtdybden op og ned i et zigzag forløb fra år til år uden nogen entydig retning gennem undersøgelsesperioden, og disse svingninger gjorde det endnu vanskeligere at forudsige effekterne på dybdegrænsen præcist. Hvis det er korrekt, at dybdegrænsen reagerer straks på en forværring af sigtdybden, men med forsinkelse på en forbedring af sigtdybden (model 3 og 4, Tabel 20.1), så vil et zigzag forløb af sigtdybden få den konsekvens, at dybdegrænsen ikke når at reagere på en forbedring i sigtdybden, før den næste forværring kommer. Rent modelmæssigt vil der opstå det problem, at den samme dybdegrænse så i nogle tilfælde skal relateres både til samme års sigtdybde og til sidste års sigtdybde. Vi kan derfor kun forvente en god sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse, hvis sigtdybden følger et entydigt forløb gennem en årrække, så dybdegrænsen kan nå at følge med, eller hvis sigtdybden med ét forværres markant og derved reducerer dybdegrænsen på landsplan.

### Regulering af ålegræssets dybdegrænse

Sigtdybden var den enkeltfaktor, der bedst forklarede variationer i ålegræssets dybdegrænse mellem stationer og en model baseret alene på sommer sigtdybden kunne forklare 58% af variationerne i dybdegrænsen i et udvalgt år (1994). Man kan undre sig over, at andre datasæt kan forklare knap 80% af variationen i forskellige havgræssets dybdegrænse ud fra variationer i sigtdybden (Duarte 1991), når vi langt fra når op på denne forklaringskraft i vores modeller. Årsagen er formentlig, at Duartes datasæt indeholder en meget stor variationsbredde med dybdegrænser i intervallet 1-50 m,

og derfor fastlægger den overordnede sammenhæng mellem dybdegrænse og sigtddybde ganske godt, selvom der ofte er stor (>10 m) variation i dybdegrænsen ved et givet lysniveau.

Regressionslinien, der beskrev dybdegrænsen som funktion af sigtddybden, havde en hældning, der var signifikant mindre end 1 og viste dermed, at områderne med de største sigtddybder havde de mindste dybdegrænser i forhold til sigtddybden. Ved en sigtddybde på 2 m var dybdegrænsen også 2 m, men ved en sigtddybde på 6 m var dybdegrænsen knap 5 m i gennemsnit. Undersøgelsen tyder derfor på, at ålegræsset har større lyskrav ved store sigtddybder end ved små. Måske skyldes det, at bunden ofte er mere sandet og dermed reflekterer en større del af lyset i de lavvandede kystområder, så ålegræsset reelt har mere lys til rådighed ved sigtddybden i lavvandede end i dybe områder. De dybere områder er muligvis også rigere på organisk stof og har måske hyppigere forekomst af iltsvind.

Ved at udbygge vores dybdegrænsemodel kunne vi forklare 71% af variationerne i dybdegrænse ud fra vinterens sigtddybde og  $\text{NH}_4^+$  koncentration sammen med områdets maksimumdybde. Når  $\text{NH}_4^+$  koncentrationen forbedrer modellen, så må det betyde, at en øget kvælstof koncentration ikke kun begrænser dybdegrænsen ved at stimulere produktionen af fytoplankton og dermed forringe sigtddybden (Nielsen et al. 2002a og b), men også har andre negative effekter på dybdegrænsen. En øget næringsbelastning stimulerer eksempelvis væksten af epifyter og hurtigtvoksende makroalger, der kan lægge sig som måtter over ålegræsset (Sand-Jensen og Borum 1991) og skygge for lyset. En øget belastning med næringssalte kan også påvirke vegetationen ved at øge risikoen for, at der opstår iltsvind. Der er mange eksempler på, at ålegræsset er forsvundet fra næringsrige kystområder efter varme, stille somre med iltsvind (Dahl et al. 1996). Eksempelvis forsvandt ålegræsset over store arealer i det Sydfynske Øhav under et omfattende iltsvind i forbindelse med en lang varm og stille periode i sommeren 1994 (Rask et al. 2000). Under sådanne hændelser driver bladene simpelthen væk, fordi ålegræssets vækstpunkt rådner. Man ved ikke præcist, hvad planten dør af, men der er flere teorier (f.eks. Holmer & Bondgaard 2001, Greve et al. 2003): cellerne i vækstpunktet dør enten af iltmangel, af svovlbrinte som frigives fra fjordbunden under iltsvind eller af giftige stofskifteprodukter, som planten selv danner, når den slår om til et iltfrit stofsifte.

Områdets maksimumdybde var også tæt korreleret med ålegræssets dybdegrænse til trods for, at vi havde fjernet situationer, hvor dybdegrænsen faldt sammen med maksimumdybden. Vi tror, at kor-

relationen skyldes, at dybe områder gennemgående ligger længere væk fra næringskilden inderst i fjordene og samtidig er mere eksponerede, så planterne oplever en bedre vandudveksling med åbne farvande og dermed måske også en bedre mulighed for spredning af ålegræsfrø end lavvandede områder.

Modellens forklaringskraft faldt markant, når vi inddrog data fra flere år i analysen. Det må skyldes, at de faktorer, der regulerer ålegræsset, ikke har samme betydning hvert år. Regressionsmodellerne for de enkelte år viste da også, at selvom det oftest var lyset, koncentrationen af næringssalte og områdets maksimale dybde, der indgik i modellerne, så havde parametrene vidt forskellig forklaringskraft fra år til år, og nogle år kunne én eller flere af faktorerne være uden signifikant betydning (Tabel 20.4). Selvom en korrelation ikke er det samme som en årsagssammenhæng, tolker vi disse forskelle som et udtryk for, at reguleringen af ålegræssets dybdegrænse varierer fra år til år. Variationerne kan (som nævnt i forrige afsnit) hænge sammen med, at ålegræsset reagerer forsinket på ændringer i sigtddybden og derfor ikke altid har nået at kolonisere området ud til den lysbestemte dybdegrænse, eller at andre fysisk-kemiske variable begrænser dybdegrænsen.

Ligesom der var store forskelle i reguleringen af dybdegrænsen mellem årene, var der også store forskelle mellem stationerne. Årsagen er formentlig, at stationerne har vidt forskellige kombinationer af fysiske og kemiske variable, og at ålegræssets koloniseringspotentiale kan variere fra område til område (Figur 20.5).

Alt i alt kan vi altså konstatere, at selvom ålegræssets dybdegrænse er blandt de biologiske parametre, der viser den bedst dokumenterede sammenhæng med eutrofiering, er det kun muligt at forudsige dybdegrænsens niveau meget groft. Uforudsigelige tidsforskydninger i ålegræssets respons og en kompleks regulering af dybdegrænsen via flere fysisk/kemiske faktorer gør det vanskeligt at modellere dybdegrænsen præcist. Når vi benytter ålegræsset i en monitoring af kystområdernes tilstand, skal vi derfor ikke altid forvente, at en forbedring i sigtddybden straks afspejler sig i en større dybdeudbredelse af ålegræsset.

*[Tom side]*



## Del 4 – Sammenfatning og konklusioner

### Introduktion

De danske farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. Det giver meget forskellige marine økosystemer, der spænder fra små lukkede nor med stillestående vand med lav saltholdighed til åbne farvandsområder med høj saltholdighed og stor gennemstrømning. Miljøet varierer meget fra inderfjorde til yderfjorde og fra de kystnære farvande og videre ud mod åbne farvande. Miljø- og naturkvaliteten er også stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt et stort erhvervsfiskeri resulterer i udledninger og tab af forurenede stoffer til havet (se afsnit 4, 5 og 6) samtidig med, at fiskeriet påvirker de marine økosystemer (se afsnit 8). Hertil kommer yderligere aktiviteter på havet i form af skibstrafik, ral- og sandsugning, brobyggeri samt olie- og gasudvinding (se afsnit 8).

Det danske overvågningsprogram er tilrettelagt med fokus på de mest betydende påvirkningsfaktorer og effekter, først og fremmest 1) eutrofiering, inkl. fysiske forhold og modellering, 2) biodiversitet og naturtyper, og 3) miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitoring.

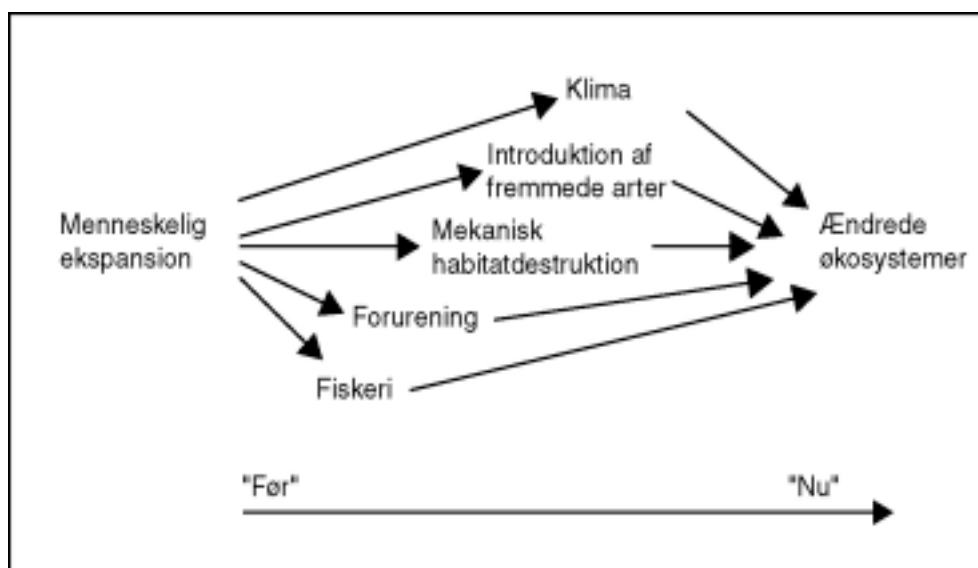
NOVA-programmet gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt gøre rede for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt, dels fordi overvågningen er koordineret og landsdæk-

kende, dels fordi alle metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret.

I international sammenhæng er overvågningsprogrammet unikt. Først og fremmest fordi det er hensigtsmæssigt organiseret, har relativt faste økonomiske og faglige rammer samt er baseret på konsensus. Hertil kommer, at det dækker såvel påvirkninger som miljø- og naturforholdene i bredeste forstand, jf. figuren. Overvågningsprogrammet gør det muligt at udarbejde årlige vurderinger af både den aktuelle tilstand og langtidsudviklingen i miljø- og naturforholdene. Den viden, som dokumenteres i kraft af overvågningsprogrammet, er helt afgørende for den løbende vurdering af effektiviteten af de politisk besluttede handlingsplaner. Kun med et fagligt afbalanceret og geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en vidensbaseret forvaltning af de danske kystvande og åbne havområder.

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2002 samt udviklingen siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Sammenfatningen er som tidligere fokuseret på de enkelte variable og indikatorer.

Det overordnede billede og udviklingstendenserne i miljøtilstanden kan variere fra forholdene i lokale områder, som er grundigt beskrevet i de regionale myndigheders rapporter (se kapitel 26).



Oversigt over de forhold, som påvirker miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Bemærk den historiske rækkefølge og udvikling. Efter Jackson et al. 2001.

## 21 Tilstand og udvikling

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2002 samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I. Det overordnede billede og udviklingstendenserne vil kunne være forskelligt fra lokale forhold i de enkelte vandområder, der er grundigt beskrevet i amsrappporterne.

År 2002 var det næst varmeste år siden 1874. Årsmiddeltemperaturen var 1,5°C højere end gennemsnittet for 1961-1990. År 2002 blev det tredje mest nedbørrige år, siden de landsdækkende målinger begyndte i 1920. I februar faldt der 109 mm regn, ca. 3 gange højere end normal for måneden. Nedbøren i juni var 102 mm – ca. det dobbelte af normal. Solindstrålingen i juni, august og september var over normal. Vindforholdene i 2002 var også bemærkelsesværdigt. I første kvartal var antallet af dage med vindhastigheder på kulingstyrke eller mere næsten det dobbelte af normalt, mens det i de øvrige kvartaler var det halve af normalt. De fremherskende vindretninger fra øst og syd i perioden juli til december med tilhørende lav vindhastigheder have store konsekvenser for havmiljøet.

Den varme sommer i 2002 medførte, at temperaturen i overfladelaget i de indre farvande var 2-3 °C varmere end middel for perioden 1990-01 i juni, august og september. I sidste halvår af 2002 var temperaturen i bundvandet lidt højere end normal. Disse forhold bevirkede en kraftigere temperaturlagdeling end normalt. I april-juni og august-september var salinitetslagdelingen i Ørsund og Bælthavet kraftigere end normalt p.g.a. udstrømmende Østersøvand og reduceret opblanding af bundvand i overfladelaget. Lagdelingen var yderligere forstærket af den forhøjede temperaturforskel mellem overflade og bundlag.

I juni strømmede ca. 100 km<sup>3</sup> vand fra Kattegat ind og fornyede bl.a. bundvandet i Bælthavet med bundvand fra Kattegat. Gennem hele perioden fra begyndelsen af juli til midten af oktober var udvekslingen af bundvand enten ringe, eller bundvandet strømmede fra Bælthavet til Kattegat. I vinterperioden 2002 blev der observeret indtrængning af næringsrigt jydsk kyststrømsvand i de indre danske farvande. Den indtrængende vandmasse kan have bidraget med betydende mængder af bio-aktivt kvælstof til overfladelaget i Kattegat, Øresund og Storebælt i forårsmånederne.

Den årlige tilførsel af kvælstof fra Danmark, Tyskland og Sverige til de indre farvande inklusiv fjorde androg i 2002 109.900 tons kvælstof heraf 62.300 tons fra Danmark hvoraf 80% stammer fra

landbruget. Tilsvarende blev der tilført 3.260 tons fosfor heraf 2.080 tons fra Danmark, hvoraf 45% stammer fra landbruget. Tilførsel af både TN og TP var høje i februar-marts og i juli-august pga. stor nedbør. Samlet over året var TN-tilførslen omkring middel for perioden 1989-01, og TP-tilførslen var mere end halveret i forhold til 1990.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande var uændret fra 2001 til 2002 med en samlet tilførsel på 111.000 tons N. Målingerne viser, at der er en tendens til faldende våddeposition, og da våddepositionen udgør hovedparten af depositionen til de danske farvande, vurderes det, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske belastning af havmiljøet på ca. 15% i perioden 1989-2002. Den danske andel i depositionen er på basis af modelberegninger vurderet til ca. 14%.

I 2002 var næringssaltniveauerne i fjorde- og kystnære områder generelt lavere end middekoncentrationerne 1989-2001. Årsmidlerne for DIN og TN var sammenlignelige med de tørre år 1996 og 1997, selvom afstrømningen i 2002 var den næsthøjeste registreret for perioden 1989-2002. I de åbne havområder har årsmidlerne for DIN og TN i 2002 været på niveau med 1996-1997 og 2001. De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stor set gennem hele perioden 1988-2002. TN- og TP-niveauerne afveg ikke fra sæsonmønstret i de tidligere år. I 2002 blev der omsat betydeligt mere organisk stof i bunden i maj-juni end i samme periode i 1999 og 2000. Den tilsvarende forøget produktion af DIN og DIP blev afgivet fra sedimentet til bundvandet fra maj til oktober i et omfang, der var signifikant højere end de tidligere år. Dette forhold kombineret med en stor frigivelse af ammonium og DIP under iltsvindet bevirkede, at ammonium udgjorde en relativ stor andel af DIN-koncentrationen i bundvandet i sidste halvdel af 2002, samt at DIP-koncentrationerne i 2002 var over middekoncentrationerne 1989-2001 i den sidste halvdel af året i de indre åbne farvande.

Sigtdybden i fjordene var mindre i 2002 end i de foregående år og på niveau med sigtdybden i begyndelsen af 1990'erne. Sigtdybden var dog ikke lavere end forventet, når man tager de store ferskvandsafstrømninger i betragtning. Vandet i de åbne indre farvande var relativt klart i 2002 med en sigtdybde, som var den næsthøjeste, der er målt. Dette modsvarer af en lav klorofylkoncentration. De klimakorrigerede indeks udviser en jævn stigning i sigtdybden med omkring 1,7% pr. år, og værdien er nu omkring 30% højere end i begyndelsen af 1980'erne. Udviklingen i sigtdybden modsvarer af udviklingen i klorofylkoncen-

trationen, hvor det klimakorrigerede indeks er faldet siden 1990 og ligger på et lavere niveau end i 1980'erne. Udviklingen i det klimakorrigerede indeks for primærproduktion udviser en stigning siden 1994 og ligger på niveau med værdien i 1980'erne, men disse værdier er som tidligere nævnt behæftet med nogen usikkerhed pga. ændringer i prøvetagningen.

I de fleste fjorde og kystnære områder var årsbiomassen af planteplankton i 2002 højere end i den foregående periode. I marts forekom et kraftig forårsbloom i det vestlige Kattegat og Århus Bugt. Et kraftigt klorofylmaksimum forekom i Bælthavet omkring springlaget fra maj til september. Opblanding af næringsalte fra bundlaget medførte en stor planktonbiomasse i efteråret i store dele af Kattegat og Bælthavet. Primærproduktionsmålingerne viste i 2002 en usædvanligt kraftig forårsopblomstring i det vestlige Kattegat og Bælthavet. Gennem sommeren og efteråret var produktionen generelt højere end i 2001. Der blev i sommeren 2002 fundet usædvanligt høje koncentrationer af dinoflagellatslægten *Dinophysis* i mange områder, og adskillige fangstområder for muslinger blev i længere perioder lukket for fiskeri som følge af høje koncentrationer af *Dinophysis* eller påvisning af diarré fremkaldende skaldyrsgift (DSP) i muslinger.

På trods af Vandmiljøplanerne og tilsvarende planer i Sverige og Tyskland udvikles i sensommeren og efteråret 2002 det hidtil alvorligste iltsvind i de indre farvande. Både i 2001 og 2002 begyndte iltsvindet i slutningen af juni og udviklede sig ens gennem juli med iltsvind i følsomme områder som Limfjorden, Lillebælt og Mecklenburg Bugt. I august 2002 eskalerede iltsvindet meget voldsomt sammenlignet med 2001 og påvirkede i september et ca. 10 gange større areal og vandvolumen end i 2001. Gennem oktober aftog iltsvindet, men der var dog ved månedens slutning stadig betydelige områder med iltsvind i det sydlige Kattegat, nordlige Bælthav, Lillebælt og Mecklenburg Bugt. Sammenlagt blev 20.500 km<sup>2</sup> ramt af iltsvind i 2002, heraf 9.170 km<sup>2</sup> af kraftig iltsvind svarende til henholdsvis 47% og 21% af de indre farvande med tilstødende fjorde.

De væsentligste årsager til det alvorlige iltsvind var usædvanligt stor nedbør og dermed stor tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfæren både vinter og sommer, hvilket førte til en forøget fytoplanktonproduktion og et relativt stort iltforbrug. Dette kombineret med ringe vindaktivitet og dermed reduceret ilttilførsel til bundvandet sensommer og efterår førte til det exceptionelle iltsvind. Et mindre tilskud af nitrat fra den Jyske Kyststrøm samt lidt forhøjede bundvandstemperaturer kan

have forøget iltforbruget i mindre grad og medvirket til iltsvindets lange varighed.

Effekterne af iltsvindet på bundfaunaen fremgår ikke af det ordinære bundfaunaprogram, da prøverne er indsamlet før iltsvindet. Kun NOVA-stationer i Mariager Fjord og Århus Bugt er indsamlet i september og oktober. I Århus Bugt var der på dette tidspunkt færre arter, end der er set de tidligere 4 år, mens der ikke var nogen tydelig effekt på biomassen eller tæthed. I Mariager Fjord sås samme udvikling, hvor artsantallet ligeledes blev reduceret, mens der ikke var nogen effekt på biomassen og individtal. Ud over Århus Bugt og Mariager Fjord viser amternes ekstraordinære prøveindsamlinger, at bundfaunaen var påvirket i Vejle Fjord, Åbenrå Fjord og Augustenborg Fjord. På stationerne i det nordlige Lillebælt var artsantallet reduceret til ca. en tredjedel. På de berørte stationer i Det Sydfynske Øhav samt i Flensborg Fjord var effekterne endnu mere markante, her var faunaen stort set forsvundet. I november viste undersøgelser af bundfaunaen i de åbne farvande, at i store områder i det nordlige Lillebælt var bundfaunaen næsten forsvundet. Tilsvarende var al fauna stort set forsvundet i alle de dybe dele af det sydlige Lillebælt helt ned til sydspidsen af Ærø. Samlet har iltsvindet påvirket bundfaunaen i et sammenhængende område i det nordlige og sydlige Lillebælt, der strækker sig helt ud til Storebælt og kun afbrudt af upåvirket områder med lavt vand og områder med stærk strøm.

De fleste vegetationsundersøgelser i 2002 var afsluttet inden efterårets store iltsvind og omhandler derfor ikke eventuelle effekter af dette. Foreløbige oplysninger fra amterne om vegetationens tilstand i 2003 viser dog heller ikke tegn på markante effekter af iltsvindet, formentlig fordi det forekom på forholdsvis dybt vand, hvor der ikke er lys nok til, at ålegræsset kan vokse. Kun i Det Sydfynske Øhav er der rapporteret om en reduktion i efteråret 2002, som muligvis skyldes iltsvind. På landsplan viste ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad ingen markant ændring fra 2001 til 2002. I Limfjorden fortsatte ålegræsset dog de seneste års negative udvikling, så dybdegrænsen i 2002 var overvågningsperiodens laveste, og meget tyder på, at det er Limfjordens uklare vand, der forhindrer ålegræsset i at vokse dybere. Landsdækkende undersøgelser gennem perioden 1989-2002 viste, at ålegræssets dybdegrænse var uændret langs de åbne kyster, mens dybdegrænsen var blevet mindre i både de indre og ydre dele af fjordene. Ålegræssets dækningsgrad på 1-6 m's dybde var generelt uændret gennem perioden. Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger var reduceret siden 1994 langs åbne kyster, men uændret i fjordene. Tendensen til forbedret sigtddybde afspejler sig altså endnu ikke i forbedrede dybdegrænser og

forøget dækningsgrad og arealudbredelse for ålegræs på landsplan. I områder med store forekomster af løstliggende alger er det formentligt algerne, der forhindrer ålegræsset i at vokse så dybt som sigtddybden tillader, mens det i andre områder muligvis er iltsvind, der reducerer ålegræssets udbredelse. Ålegræssets relativt langsomme vækst kan medvirke til at forklare, at ålegræsset endnu ikke følger den positive udvikling i sigtddybden på landsplan.

På stenrevne i det åbne Kattogat var algevegetationens samlede dækningsgrad signifikant ringere i 2002 end gennemsnittet for perioden 1994-2001 og saltet set den ringeste observerede for perioden. Grønne søpindsvinds græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på Schultz's Grund i det sydvestlige Kattogat og på den stenede havbund ud for Vejro i Samsø Bælt. En sammenhæng mellem en reduceret fiskebestand i de indre danske farvande og fremkomst af søpindsvin kan være en mulig forklaring.

Koncentrationen af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til 'ubetydeligt til moderat forurenede' ifølge Statens Forureningstilsyns (SFT's) vejledende klassificering. Der er dog forhøjet kviksølv i den vestlige Limfjord og nikkel og kobber i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, som er markant forurenede. For Ringkøbing Fjord er der dog det forbehold, at kriteriet gælder for blåmuslinger.

De danske fjorde og indre danske farvande er forurenede med så høje koncentrationer af TBT i 2002, at der må forventes at forekomme effekter heraf. Generelt er koncentrationen af PCB og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet. PAH-resultat for 2002 indgår ikke i årets havrapport på grund af problemer i analyselaboratoriet, men vil blive rapporteret i 2004.

Undersøgelserne af imposex og intersex som biomarkører for TBT viste, at disse fænomener stadig er udbredt i de fire undersøgte arter af havsnegle i 2002. Især i havne, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, er mange strandsnegle deciderede sterile pga. intersex. At flere amter har foretaget supplerende undersøgelser af strandsnegle har givet et grundlag for at vurdere, at dette er et landsdækkende problem for havneområder, både i de kommercielle havne og i marinaer til lystbåde.

I konksnegle forekommer høje niveauer af imposex også i mange kystnære områder, og i de mest følsomme arter også i de åbne farvande.

## 22 Målsætningsopfyldelse

Det kan konstateres, at i 2002 opfyldte kun et fåtal af de undersøgte kystområder og åbne farvande de fastsatte målsætninger, jf. Figur 22.1.

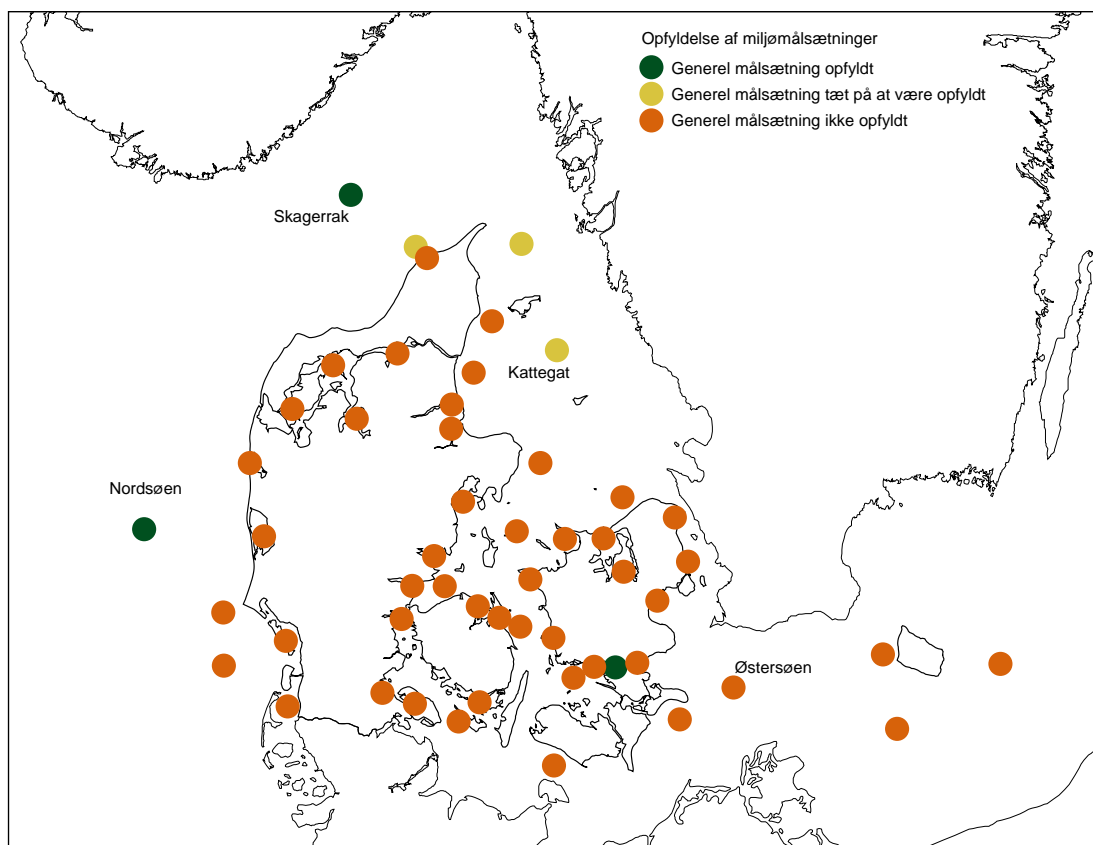
I de kystvande, hvor kvalitetsmålsætningerne vurderes at være opfyldt, er der som hovedregel tale om lavvandede områder med forholdsvis begrænsede tilførsler fra landbaserede forureningskilder. I disse områder kan geniltningen af bundvandet desuden finde sted relativt hurtigt. I de områder, hvor målsætningerne ikke er opfyldt, skyldes de fleste effekter tilførslerne af næringsstoffer, bl.a.:

- høje næringsstoffkoncentrationer og 'unaturlige' N/P-forhold
- lejlighedsvis masseopblomstringer af planktonalger,
- uønsket vækst af enårige, eutrofieringsbetingede makroalger,
- udskygning af flerårige bundplanter, eller
- forekomst af iltsvind.

I de dele af de åbne farvande, hvor målsætningerne anses for opfyldt, er der i alle tilfælde tale om farvande uden tilførsel af næringsstoffer fra vandløb eller punktkilder. Næringsstoffer tilføres alene fra atmosfæren, via kystvande eller fra tilstødende farvandsområder. I områder, hvor målsætning

gen ikke er opfyldt, er den hyppigst angivne årsag tilførsel og effekter af næringsstoffer. Desuden er tilførsler og effekter af TBT i mange områder angivet som en væsentlig årsag til manglende målsætningsopfyldelse.

Set over en længere periode - fx. fra 1989 til 2002, hvor der har været gennemført en systematisk, landsdækkende overvågning, har graden af målsætningsopfyldelse ikke ændres sig nævneværdigt, jf. Tabel 22.1 og 22.2. Til trods for at Vandmiljøplanerne mv. har reduceret tilførslerne af næringsstoffer til de danske farvande har disse dokumenterede fremskridt endnu ikke medført at målsætningerne er opfyldt. Kun i tørre år som 1996 og 1997 er der registreret væsentlige forbedringer. Målsætningerne, som i praksis svarer til svage eller mindre afvigelser fra naturlige forhold, vil med andre ord nærme sig opfyldelse, når påvirkningerne svarer til hvad der var tilfældet i 1996 og 1997. Opfyldelse af målsætningerne, og herunder væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene, forudsætter, at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof men også fosfor fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfarlige stoffer, bliver reduceret yderligere.



Figur 22.1. Opfyldelse af miljømålsætninger for kystvande og åbne farvande i 2002. Grøn cirkel - generel målsætning opfyldt; gul cirkel - generel målsætning tæt på at være opfyldt; rød cirkel - generel målsætning ikke opfyldt.

**Table 22.1.** Målsætningsopfyldelse og vurderingskriterier i type- og repræsentative områder samt udvalgte intensive havstationer i kystvande i 2002 og i de øvrige 'overvågnings-år'. Vurderingskriterierne er: NS – næringsstofkoncentrationer, AO – masseopblomstring af alger, BF – bundfauna, UB – udbredelse af bundplanter, EM – enårige makroalger, IS – iltvind, MT – metaller, TBT – tributyltin eller impo-/intersex og MFS – miljøfarlige stoffer ud over TBT. Baseret på bl.a. Ærtebjerg et al. 2002 samt amternes rapportering om miljøtilstanden i 2002.

| Farvandsområde(r)                  | 89 | 90 | 91 | 92 | 93 | 94 | 95 | 96 | 97 | 98 | 99 | 00 | 01 | 02 | Vurderingskriterier mv. i 2002     |
|------------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|------------------------------------|
| <i>Nordsøen og Skagerrak</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Nordsøen, kystnære dele (syd)      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, (affald fra skibe og olie) |
| Ringkøbing Fjord                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, UB, EM, lav saltholdighed      |
| Nissum Fjord                       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, UB, lav saltholdighed      |
| Vadehavet                          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, EM, UB, TBT, MFS           |
| Skagerrak, kystnære dele           |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, (olie)                         |
| <i>Kattegat (inkl. Limfjorden)</i> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Isefjord                           |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM, IS, BF                     |
| Limfjorden                         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, UB, IS, BF, TBT            |
| Mariager Fjord                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, EM, UB, IS, BF             |
| Randers Fjord                      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, UB, BF, TBT                    |
| Roskilde Fjord                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, UB, BF, MET, TBT, MFS      |
| Sydlig Kattegat, kystnære dele     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, IS,                        |
| Vestlig Kattegat, kystnære dele    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM, UB, IS, BF                 |
| <i>Nordlige Bælthav</i>            |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Horsens Fjord                      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | AO, UB, IS, BF, TBT                |
| Odense Fjord                       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, EM, UB, IS, MFS, TBT       |
| Sejerø Bugt                        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | EM, IS, BF                         |
| Århus Bugt/Kalø Vig                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, UB, IS, BF, TBT, MFS       |
| <i>Lillebælt</i>                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Augustenborg Fjord                 |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, EM                             |
| Flensborg Fjord                    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | IS, UB                             |
| Kolding Fjord                      |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | AO, UB, BF                         |
| Vejle Fjord                        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | AO, UB, IS, BF                     |
| Åbenrå Fjord                       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, IS                             |
| <i>Storebælt</i>                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Kertinge Nor                       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM, BF                         |
| Kalundborg Fjord                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | EM, IS, BF                         |
| Korsør Nor                         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | EM, BF                             |
| Sydfynske Øhav                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM, IS, BF                     |
| Smålandsfarvandet                  |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, EM,, IS, NS                    |
| Karrebæk Fjord                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | EM, fiskeopgang, NS, UB            |
| Karrebæksminde Bugt mv.            |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | EM, UB, BF, IS                     |
| Dybsø Fjord                        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS, UB, EM                     |
| <i>Øresund</i>                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Nivå Bugt                          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, EM, IS, MET, TBT, MFS          |
| Køge Bugt                          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, EM, BF                         |
| <i>Sydlig Bælthav og Østersøen</i> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                    |
| Bornholm, kystnære farvande        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM                             |
| Hjelm Bugt                         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS, UB, EM, AO                 |
| Præstø Fjord                       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, EM, UB                         |

**Table 22.2.** Målsætningsopfyldelse og vurderingskriterier på udvalgte stationer i de åbne farvande i 2002 og i de tidligere 'overvågnings-år'. Vurderingskriterierne fremgår af *Table 24.1*. Baseret på bl.a. Ærtebjerg et al. 2002 samt amternes og egne data for 2002.

| Farvandsområde(r)                  | 89 | 90 | 91 | 92 | 93 | 94 | 95 | 96 | 97 | 98 | 99 | 00 | 01 | 02 | Vurderingskriterier mv. i 2002 |
|------------------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|--------------------------------|
| <i>Nordsøen og Skagerrak</i>       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Nordsøen, åbne dele                |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, TBT                        |
| Skagerrak, åbne dele               |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, TBT                        |
| <i>Kattegat</i>                    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Nordlig Kattegat, åbne dele        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, UB, TBT                    |
| Centrale Kattegat, åbne dele       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, UB, TBT                    |
| <i>Nordlig Bælthav</i>             |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Nordlig Bælthav, åbne dele         |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS                         |
| <i>Lillebælt</i>                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Lillebælt, nordlig åbne dele       |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | AO, UB, IS, BF                 |
| Lillebælt, sydlig åbne dele        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | IS, UB, BF, TBT, MFS           |
| <i>Storebælt</i>                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Storebælt, åbne dele               |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS, TBT                    |
| <i>Øresund</i>                     |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Centrale Øresund                   |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS, TBT                    |
| Køge Bugt, åbne dele               |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | UB, EM, BF                     |
| <i>Sydlig Bælthav og Østersøen</i> |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |                                |
| Sydlig Bælthav, åbne dele          |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, IS                         |
| Arkona Bassinet                    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, IS                     |
| Østersøen, øst for Bornholm        |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    |    | NS, AO, IS                     |

## 23 Konklusion

Kun et fåtal af de undersøgte kystområder og åbne farvande opfyldte de fastsatte målsætninger i 2002. Der blev tilført store mængder af næringsstoffer, bl.a. gav det anledning til lejlighedsvis masseopblomstringer af planktonalger, og en uønsket vækst af enårige eutrofieringsbetingede makroalger. Mange flerårige bundplanter blev skygget væk, og der var mange steder et alvorligt iltsvind. Desuden blev der målt TBT i mange områder, og mængden af de miljøfremmede var også medvirkende til, at målsætningerne ikke blev opfyldt i 2002. Der skal tilføres færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis vi skal opnå varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. Det er især tilførslerne af kvælstof der må reduceres, men der skal også ske en indsats over for fosfor. I visse farvandsområder er TBT og andre miljøfarlige stoffer et stort problem, som der må sættes ind overfor. Den landsdækkende status for havmiljøet i 2002 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

### Næringsstofftilførsler

- Kvælstofftilførslerne til marine kystområder var i 2002 27% større end i 2001. Tilsvarende var fosfortilførelsen 18% større.
- Af det danske kvælstof- og fosforbidrag kom henholdsvis 81% og 42% på landsplan fra landbruget.
- Tager man højde for variationer i vandafstrømningen er kvælstof- og fosforudledningerne til fjorde og kystvande siden 1989 reduceret med hhv. 40% og 75%. Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viser imidlertid for kvælstof, at der i perioden 1989 til 2002 ikke er en signifikant faldende tendens.
- Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes til at være reduceret omkring 15% siden 1989.

### Koncentration af næringsstoffer

- I 2002 er næringsstoffsalt-niveauerne i fjorde og kystnære områder 10-25% lavere end i perioden 1989-2001 på trods af ferskvandsafstrømningen var 30% over normal for 1971-2000.
- Koncentrationerne af kvælstof i fjorde og kystvande er faldet signifikant efter 1997. I de åbne indre farvande har de været signifikant faldende siden 1989.
- Koncentrationerne af fosfor ligger nu på et stabilt niveau efter et signifikant fald i begyndelsen af 1990'erne.

### Effekter af næringsstoffer

- Fra begyndelsen af 1980'erne og frem til 1993 er vandet blevet klarere i fjordene og i kystvandene, men siden 1993 har der dog ikke været no-

gen udvikling i sigtddybden på trods af at koncentrationen af klorofyl fortsat er aftaget.

- I de åbne indre farvande er sigtddybden steget siden midten af 1980'erne, Tilsvarende er koncentrationen klorofyl faldet. Primærproduktionen var høj i 2002, på niveau med værdier fra 1980'erne, hvor den ellers har været lavere i det meste af 1990'erne.
- Mængden af ilt i bundvandet i månederne juli-november er faldet signifikant gennem de sidste 20 og 25 år i henholdsvis de østjyske og fynske fjorde samt i Det Sydfynske Øhav. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er iltindholdet signifikant lavere end i slutningen af 1960'erne og 1970'erne.
- I sensommeren og efteråret 2002 ramtes de indre farvande ramt af det hidtil alvorligste iltsvind. I alt blev 20.500 km<sup>2</sup> havbund ramt svarende til 47% af det samlede areal for de indre farvande med tilstødende fjorde.
- Som følge af iltsvindet forsvandt bundfaunaen i store områder af det nordlige Lillebælt samt i alle de dybe dele af det sydlige Lillebælt.
- Langs de åbne kyster voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens dybdegrænsen er blevet mindre i de indre og ydre dele af fjordene.
- Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger er reduceret siden 1994 langs åbne kyster, men uændret i fjordene.
- På stenrevne i det åbne Kattegat er den samlede dækningsgrad af algevegetationen signifikant ringere i 2002 end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

### Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Koncentrationen af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til "ubetydeligt til moderat forurennet" Der var dog et forhøjet indhold af kviksølv i den vestlige Limfjord og et forhøjet indhold af nikkel og kobber i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord.
- De danske fjorde og indre danske farvande var i 2002 så forurennet med TBT, at det medfører effekter på marine organismer. Imposex og intersex hos havsnegle var udbredt i 2002. Problemet var størst i havne, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest. I konksnegle forekom imposex også i mange kystnære områder, men for følsomme arter er der også effekter i de åbne farvande.
- Generelt var koncentrationen af PCB og de øvrige klorerede forbindelser på niveauer, hvor der er fare for effekter på miljøet.

## 24 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPo-redegørelsen (Miljøstyrelsen 1984), temarapporterne om zooplankton (Nielsen & Hansen 1999), giftige alger (Kaas et al. 1999), bundmaling (Foverskov et al. 1999) og ordforklaringerne på [www.natur.dk](http://www.natur.dk). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra M-FDC.

### A

**Aerob** - ånding med ilt.

**Ammoniak** ( $\text{NH}_3$ ) - er en gasart, som er letopløselig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraftig lugt, som kendes fra salmiakspiritus.

**Ammonium** ( $\text{NH}_4^+$ ) - er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gasen ammoniak,  $\text{NH}_3$ .

**Anaerob** - ånding uden ilt.

**Analysant** - et stof eller en stofgruppe der analyseres for fx Ni eller PCB'er.

**Antibegroningsmidler, antibegroningsmiddel** - er giftige kemiske forbindelser, der tilsættes maling. Maling med antibegroningsmiddel bruges på skibsbunde eller andre genstande, der skal være længe i vand eller fugtige miljøer for at undgå, at dyr og planter sætter sig på overfladen.

**Arter** - defineres som en gruppe af organismer der kan parre sig med hinanden og samtidig få afkom, der kan formere sig.

**Assessment** - engelsk for "vurdering".

**Assimilere** - optag af næringsstoffer, som organismen indbygger i mere komplekse organiske forbindelser.

**ASP** - er en forkortelse for den muslingeforgiftning, der fremkalder hukommelsestab eller amnesi. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse "Amnesic Shellfish Poisoning".

**Atmosfærisk nedfald** - nedfald af næringsstoffer, tungmetaller og andre forurenende stoffer fra luften.

**Autotrof** - organisme, der udelukkende ernærer sig ved fotosyntese.

### B

**BI<sub>5</sub>** - biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

**Bioaktivt kvælstof** - kvælstoffraktion, som kan udnyttes af alger til vækst.

**Bioirrigation** - bunddyrenes aktivitet med at pumpe vand - og dermed ilt og næringsstoffer - ud og ind af havbunden.

**Biomasse** - vægten af organismer i et bestemt område, enten rumfang eller areal.

**Biota** - organismer, der anvendes til analyser.

**Bioturbation** - bunddyrenes aktivitet med at rode godt og grundigt rundt i den øverste del af havbunden.

**BOD<sub>5</sub>** - biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

**Bufferkapacitet** - se svovlbrintebufferkapacitet

**Bundfauna** - dyr som lever på og i havbunden.

### C

**Celle** - en celle er den mindste komplekse del af en organisme. Cellen består af en kerne med arvemateriale, som ligger i cellevæsken eller cytoplasma, omgivet af en cellemembran. Blågrøn alger og bakterier har ikke nogen kerne, og arvematerialet ligger frit i cytoplasma.

**Ciliater** - dyregruppe, der er meget almindelig i dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloroplasterne hos de alger, som de spiser. De kan derfor udføre fotosyntese og fungerer derved ligesom de mixotrofe alger.

**Co-faktor** - en faktor, som forventes at følge med den undersøgte faktor. Kan normalt anvendes som normalisator. Fx Li som bindes til ler- og siltpartikler som andre metaller.

**Congen-mønster** - se PCB.

**Copepoder** - se vandlopper.

### D

**DEHP** - diethyl hydrogen phtalat, blødgører der anvendes i mange plasticstoffer.

**Denitrifikation** - at omdanne eller reducere nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) til luftformig kvælstof ( $\text{N}_2$ ).

**Deposition** - se atmosfærisk nedfald.

**Detritus** - dødt, organisk materiale.

**Diffuse kilder** - større geografiske områder (åbent land og områder med spredt bebyggelse), hvorfra næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer udvaskes til vandområder (se også punktkilder).

**DIN** - opløst uorganisk kvælstof, som indbefatter summen af nitrat, nitrit og ammonium, som kan optages af planter til primærproduktion.

**DIP** - opløst uorganisk fosfor, dvs. fosfat, som kan optages af planter til primærproduktion.

**DSP** - er en forkortelse for diarréfremkaldende muslingeforgiftning. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse "Diarrhetic Shellfish Poisoning".

**Dyreplankton** - eller planktondyr er små organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandbevægelser. Dyreplankton kaldes også for zooplankton.

### E

**Ekstern belastning** - den (næringsstof)transport, der foregår til et givet geografisk område fx en fjord. Kan omfatte atmosfærisk nedfald, tilførsler fra vandløb og punktkilder, tilførsel fra tilgræsede vandområder.

**Emission** - udslip til luft.



**Endosymbiont** – organisme, der lever symbiotisk med en anden organisme inde i denne.

**Epifyt** - en plante, som bruger en anden plante som struktur at vokse på (substrat), uden at den tager næring fra værtsplanten.

**Estuarie** - overgang mellem flod og hav, dvs. bugt, fjord eller lignende.

**Eutrofiering** - at tilføre næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af kvælstof og fosfor. Kommer af græsk og betyder "velnæret".

## F

**Farvande** - store havområder som Kattegat, Storebælt, Østersøen. Til tider bruges udtrykket dog om alle havområder, inklusive fjorde, bugter o.l., men oftest tænkes der kun på de dybere områder med stor geografisk udstrækning. Sidstnævnte betegnes nogle gange åbne farvande for at tydeliggøre, at der ikke er tale om fjorde og bugter.

**Farvandsområder** - se farvande.

**Fauna** – dyr.

**Filtrator** – dyr, der samler føde ved at filtrere det omgivende vand for mikroalger. Bruges typisk om muslinger og andre større filtrerende bunddyr.

**Flagellater** - er mikroskopiske encellede organismer, som lever i vand. De kan bevæge sig vha. en eller flere svingtråde også kaldet flageller.

**Flageller** - er en eller flere lange tynde trådlignede udvækster hos flagellater, sædceller og andre celler. Flagellerne laver rytmiske bølgeformede bevægelser, der gør cellen i stand til at bevæge sig. Hos fastsiddende former laver flagellen en vandstrøm, som bringer føde hen til cellen.

**Flux** – transport af (nærings)stof mellem fx bunden og vandfasen.

**Fosfat (PO<sub>4</sub>)** - er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

**Fosfor** - grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes P, indgår fx i fosfater (se dette).

**Fotosyntese** - den proces, hvorved planter omdanner vand og kuldioxid til organisk materiale og ilt ved hjælp af solens energi.

**Fouling-organismer** - dyr eller planter, der sætter sig fast på faste genstande i havet som skibsbunde, bøjer eller bundgarnspæle.

**Furealger** - er mikroskopiske alger, tilhører den taksonomiske gruppe Dinophyceae. Furealger kan groft taget deles i nøgne og pansrede og er alle karakteriseret ved en længdefure og tværfure med hver sin flagel. Furealgerne kaldes også panserflagellater, dinoflagellater eller dinophyceer.

**Fytoplankton** – se planktonalger.

**Fødekæde** - kæde af organismer, som beskriver, hvorledes føden føres gennem økosystemet fra

primærproducenterne til de største byttedyr: Eksempel fra marint økosystem: alger → ciliater → vandlopper → fisk → sæler.

**Fødenet** - beskrivelse af, hvem der spiser hvem i et økosystem. I sin simpleste form en fødekæde, men hyppigst et net, hvor flere grupper af organismer kan spise den samme føde.

**Første ordens proces** – er en proces, der er afhængig af koncentrationen af et stof, der indgår i processen. Er processen uafhængig af koncentrationen, kaldes den en 0. ordens proces.

## G

**Græsning** - når nogle organismer æder andre organismer. I plankton kaldes de organismer, der spiser, for græssere.

**Gårdbidrag** – den del af landbrugets forurening, som skyldes udledninger, udslip eller tab fra gård eller stald (se også markbidrag).

## H

**Hektar** - er et flademål. En hektar er 10.000 kvadratmeter.

**HELCOM** - Helsinki Kommissionen, samarbejde om Østersøens havmiljø.

**Heterotrofi** - når organismer optager organisk stof enten i opløst form eller ved at spise andre organismer. Heterotrofe organismer får energi fra det organiske stof.

**Hormonforstyrrelse** - hormoner er stoffer i dyr og planter der har en regulerende funktion. Ved hormonforstyrrelser ødelægges balancen mellem forskellige hormoner, og de processer de styrer, bringes ud af balance.

**Humusstoffer** - større organiske molekyler, som danner komplekser med metaller og brunfarver vand.

## I

**ICES** - International Council for the Exploration of the Sea, fungerer som rådgiver for medlemsstaterne og indsamler data om havmiljøet.

**Iltoptagelse** - når dyr og planter ånder, skal de optage ilt fra omgivelserne, enten fra luften eller vandet.

**Iltsvind** – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af O<sub>2</sub> bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O<sub>2</sub> pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O<sub>2</sub> pr. liter som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer opstår normalt kun i de bundnære vandlag. Det er derfor primært dyr og planter, der lever ved og i bunden, der er udsatte. Når koncentrationen falder under 4 mg O<sub>2</sub> pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O<sub>2</sub> pr. liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige iltsvind fortsætter i længere

tid, begynder bunddyrene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor følsomme dyrene er.

**Immunforsvar** - er en samlet betegnelse for de forskellige stoffer og specialiserede celler, en organisme har til at beskytte sig mod infektioner fra mikroorganismer.

**Imposex** - udvikling af tvekønnethed hos snegle pga. TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Hunnerne udvikler penis og/eller sædleder i tillæg til hunnens normale kønsorganer

**Indre danske farvande** - de farvandsområder der mod nord afgrænses af Skagerrak og mod syd af hhv. det sydlige Øresund (ved Drogen Tærsklen) og Arkona Bassinet (ved Darss Tærsklen).

**Intern omsætning/tilførsel/transport/belastning** - den omsætning, tilførsel eller transport, der foregår inden for et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

**Intersex** - udvikling af tvekønnethed hos fx snegle og fisk pga. hormonforstyrrelser. Hos den almindelige strandsnegl sker der en decideret omdannelse af hunnens normale kønsorganer til hanlige kønsorganer, idet ægsækken omdannes hen imod en hanlig prostatakirtel.

## K

**Kemisk speciering** - bestemmelsen af de individuelle "specier" (former), som et stof findes på.

**Kiselalger** - er mikroskopiske alger, der tilhører den taksonomiske gruppe Bacillariophyceae. Kiselalgerne er specielle ved at have to skaller af kisel, der passer sammen som æske og låg. Kiselalger kaldes også diatomeer.

**Klorofyl** - kemisk forbindelse, som er nødvendig for fotosyntesen og derfor findes i alle autotrofe organismer. Det er klorofylet, der gør lysets energi brugbart for de kemiske processer. Klorofyl er et grønt pigment.

**Klorofyl a** - et plantepigment (kemisk forbindelse), som er nødvendig for fotosyntese.

**Kloroplaster** - organel hos fototrofe eukaryote organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet med klorofyl og andre pigmenter.

**Kompleksdanner** - et stof, der går i kemisk forbindelse med fx metaller. Kan fx bevirke, at et metal bliver mere fedtopløseligt.

**Konfidensinterval** - angiver den statistiske usikkerhed ved en talstørrelse. Stor usikkerhed medfører brede intervaller, og lille usikkerhed medfører smalle intervaller.

**Korrelation** - et mål mellem -1 og 1 for den lineære sammenhæng mellem to variable. Positive værdier angiver en positiv sammenhæng, og negative værdier angiver en negativ sammenhæng.

**Kulstofbiomasse** - biomassen udtrykt som mængden af kulstof (C) i et givent område eller vandvolumen (fx µg C pr. liter).

**Kvalitetsmålsætninger** - konkrete miljømål for tilstanden i et vandområde. Typiske kvalitetsmål er sommermiddelkoncentration af klorofyl eller dybdegrænse for ålegræs.

**Kvælstof (N)** - er et grundstof. Det kaldes også nitrogen. Omkring 80% af atmosfæren består af kvælstof. Kvælstof er en væsentlig del af proteiner og er derfor livsnødvendig for alle levende organismer. Kvælstof indgår fx i nitrat og ammonium.

**Kvælstofilter (NOx)** - luftformige, kemiske forbindelser mellem kvælstof (N) og ilt (O) betegnes ofte NOx'er. NOx'er dannes bl.a. ved forbrænding af fx olie, benzin, kul og gas. NOx'er er opløselige i vand eller kan reagere med vandet eller stoffer i vandet og omdannes til nitrat.

## L

**Lagdeling** - se skilleflade.

**Landovervågning** - overvågning af næringsstofftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

**Livscyklus** - et dyrs eller en plantes livsforløb fra hhv. æg eller spore til voksen.

## M

**Makroalger** - store alger, tang.

**Markbidrag** - den del af landbrugets forurening, som skyldes aktiviteter på markerne (se også gårdbidrag).

**M-FDC** - står for "Det Marine Fagdatacenter".

**mg** - forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.

**µg** - forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.

**ml** - forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.

**µl** - forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.

**Mesozooplankton** - dyreplankton med størrelse 0,2 - 2,0 mm.

**Mikronæringsstof** - grundstof eller kemisk forbindelse, der er nødvendig i små mængder for opretholdelse af livet. Nogle af mikronæringsstofferne er fx metaller.

**Mikrozooplankton** - dyreplankton med størrelse 0,02 - 0,2 mm.

**Miljøfarlig stoffer** - er stoffer, som er giftige for levende organismer. De fleste af stofferne er svære at nedbryde i miljøet. De miljøfarlige stoffer kaldes også miljøskadelige eller miljøfremmede stoffer.

**Mineralisering** - nedbrydning af organiske stoffer til uorganiske (mineralske) stoffer.

**Mixotrof** - betegnelse for ernæring både ved fotosyntese og optagelse af andre organismer.

**Monitering** - samlebetegnelse, der dækker over tilsyns- og overvågningsaktiviteter, se også 'tilsyn' og 'overvågning'.

## N

**N** - se kvælstof.

**Nanoplankton** - planktonorganismer med størrelse 0,002-0,02 mm (2-20 µm).

**NAO** – den nordatlantiske oscillation, beskrives med et indeks, der angiver forskellen i atmosfærisk tryk mellem Azorerne og Island.

**Nationalt program for overvågning af vandmiljøet** – se NOVA-2003.

**Nitrat (NO<sub>3</sub>)** - er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

**Nitrificerende** - nitrificerende bakterier er specielle bakterier, der kan omdanne ammoniak eller ammonium til nitrat. Processen kaldes nitrifikation og foregår kun under iltrige forhold.

**Nonylphenol** - vaskeaktivt stof, der kan holde det fangede snavs i vandfasen.

**Normalisator** - en parameter, der kan anvendes til at forudsige det "naturlige" indhold af analyser.

**Normalisering** – at omregne værdier mod en fysisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som udtryk for et "naturlig"/"normalt" niveau for udgangsstoffet.

**NOVA-2003** - er en forkortelse af 'Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003'. NOVA-2003 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, se dette.

**NPo** - en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o).

**Næringsalte** – se næringsstoffer.

**Næringsstoffer** - er stoffer, som er nødvendige for, at levende organismer kan opretholde deres livsfunktioner. I miljøsammenhæng taler man oftest om planternes næringsstoffer. Her er kvælstof- og fosforforbindelser de vigtigste.

## O

**Oceanografi** - havforskning, fysisk, kemisk og biologisk udforskning af havet.

**Operationel** – målbart og kvantificerbart i forhold til formål.

**Opholdstid** – den tid, et vandvolumen har været isoleret fra kontakt med overfladen (i relation til iltsvind) eller den tid, det tager at udskifte hele vandvolumenet (opholdstid i fjorde).

**OSPAR** - Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø.

**Organisk** - organiske forbindelser er forbindelser, der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er dog karbonater og kulilte. Tidligere blev betegnelsen organisk stof anvendt om stof, som stammede fra levende væsner.

**Organisme** - et levende væsen; det kan være et dyr eller en plante.

**Organotinforbindelser** - en række kemiske forbindelser med tin bundet til kulbrinter. Anvendes som anti-svampemiddel og i nogle skibsmalinger som anti-begroningsmiddel.

**Overvågning** - en betegnelse for en samlet proces, der indbefatter prøvetagning (monitoring) og

vurdering (assessment) med det formål at kunne vurdere fx miljøtilstanden.

**Oxidationstrin** - kemisk tilstand, som har betydning for, hvordan et stof reagerer, fx iltning af Fe(II) til Fe(III) i sediment (romertallet i parentes angiver oxidationstrin 2 og 3).

## P

**PAH** - polyaromatiske hydrocarboner, tjærestoffer. Den tunge del af råolie.

**Partiel oplukning** - en oplukningsmetode, der ikke destruerer alle dele af prøven (fx ved brug af saltpetersyre, som ikke angriber silikater).

**PCB** - polychloreerede biphenyl, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes desuden tidligere i kondensatorer. Sammensætning af de enkelte PCB-forbindelser kaldes congen-mønster og kan afspejle forureningskilden.

**P** - se fosfor.

**Pelagisk** – 'pelag' betyder det åbne hav. Dyr, der lever i de fri vandmasser og ikke kommer ned på bunden, lever pelagisk.

**Picoplankton** – planktonorganismer med størrelse mindre end 0,002 mm (2 µm).

**Pigmenter** - farvestoffer. I organismer, der udfører fotosyntese, er det pigmenter, der fanger lysets energi. Pigmenterne giver planktonalgerne deres farve. Det vigtigste pigment er klorofyl.

**Plankton** - de organismer, der svæver rundt i vandet i havet, søer eller vandløb. Plankton inddeles i planteplankton eller dyreplankton.

**Planktonalger** - eller algeplankton er mikroskopiske og ofte encellede organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandets bevægelser. Planktonalger kaldes også for fytoplankton.

**Planteplankton** – se planktonalger.

**Population** - samling af organismer af samme art, som lever sammen.

**Primærproduktion** - opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

**Punktkilder** - en betegnelse, der her dækker over udledninger i et punkt. Kildetyperne omfatter renseanlæg, industrier, regnvandsoverløb, ferskvandsdambrug, udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt (havbrug og saltvandsdambrug).

## R

**Raphidophyceer** – en gruppe af planktonalger, hvoraf mange kan producere giftstoffer, der kan slå fisk ihjel.

**Redoxpotentiale** - evne til at optage eller afgive elektroner (udtrykkes i mV). Bestemmes fx. i havbunden ved at måle potentialeforskelle mellem brintelektrode og platinelektrode placeret i hhv. vandet og bunden. Positivt potentiale viser oxiderende forhold, mens negativt potentiale tyder på reducerende forhold.

**Reduktionsmålsætning** - målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes "reduktionsmålsætninger". Se kvalitetsmålsætninger.

**Rodzonen** - det øverste jordlag ned til ca. 1 meters dybde, hvor bl.a. iltforholdene muliggør rodvækst.

**Remineralisering** - nedbrydning af organisk stof til uorganiske forbindelser.

**Repræsentative områder** - NOVA 2003-terminologi, som dækker over 34 kystområder jævnt fordelt ud over de forskellige danske farvandsområder. Overvågningsaktiviteterne fokuserer først og fremmest på eutrofiering.

**Respiration** - ånding.

**Resuspension** - havbundens opblanding i vandet som følge af, at havbunden bliver rodet rundt af bølgepåvirkning eller en stærk vandstrøm hen over bunden.

## S

**Salinitet** - se saltholdighed.

**Saltholdighed** - mængden af salte i vandet. Ofte angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromille (‰). I havvand er natriumklorid det salt der findes i størst mængde og derfor også det salt, som stort set bestemmer saltholdigheden. Natriumklorid er også det vigtigste salt i køkkensalt.

**Sediment** - havbundsmateriale dannet ved sedimentation, dvs. mere eller mindre permanent aflejring af materiale, som er faldet ned på havbunden.

**Signifikans** - er et udtryk for graden af væsentlighed i en sammenhæng. Signifikans for en sammenhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for ingen sammenhæng er meget lille (ofte  $< 5\%$ ).

**Sigt dybde** - mål for vandets klarhed.

**Skilleflade** - eller springlag - er en vandret grænse mellem to vandmasser med forskellig vægtfylde. Skillefladen dannes typisk på grund af forskelle i temperatur eller saltholdighed.

**Springlag** - se skilleflade.

**Standardafvigelse** - et deskriptivt mål for variationen i data, som beregnes ud fra de observerede værdier.

**Standard error** (eller spredning på dansk) - et mål for variationen på en stokastisk variabel, som estimeres ved standardafvigelsen. Spredning og standardafvigelse forveksles ofte i den videnskabelige litteratur. Betegnelsen spredning forudsætter implicit en modelantagelse for data.

**Stofskifte** - de kemiske og fysiske processer i et levende væsen, som skaffer energi til omsætning og vedligeholdelse af celler og væv.

**Succession** - rækkefølge. Bruges i biologisk sammenhæng især om forandringer i artssammensætningen over tid.

**Sulfatreduktion** - sulfatreducerende bakteriers ånding med sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ). En anaerob respirationsproces, hvor der produceres svovlbrinte ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

**Svovlbrintebufferkapacitet** - hav- eller fjordbundens evne til at tilbageholde svovlbrinte ( $\text{H}_2\text{S}$ ) der dannes i den iltfrie bund, når organisk stof nedbrydes med sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) som åndingsmiddel. *havbundens evne til at holde på det meget giftige svovlbrinte, der under iltfrie forhold produceres af bakterier ved nedbrydningen af organisk stof.*

**Svovlbrintefront** - hvor dybt i havbunden, der er  $\text{H}_2\text{S}$  nok til at farve en sølvtråd sort (også benævnt detektionsdybde). Svarer nogenlunde til den dybde, hvortil  $\text{H}_2\text{S}$  når op efter, at  $\text{H}_2\text{S}$  er dannet nede i havbunden under den iltede zone.

**Symbiose** - flere forskellige arter lever sammen. Anvendes ofte om sameksistens, der giver begge organismer fordele.

## T

**TBT** - tributyltin. Se organotin.

**Tilsyn** - den overvågning, som amter, kommuner og staten udfører i medfør af Miljøbeskyttelsesloven eller Planloven.

**TN** - total kvælstof, som indbefatter DIN og organisk bundet kvælstof.

**Total oplukning** - en oplukningsmetode, der inkluderer flussyre for at destruere silikater inden metalanalyser.

**TP** - total fosfor, der indbefatter DIP og organisk bundet fosfor.

**Tungmetaller** - er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd) eller kviksølv (Hg).

**Typefjorde** - NOVA 2003-terminologi omfattende Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Skive Fjord, hvor der gennemføres både en omfattende eutrofieringsovervågning og modellering af vand- og stoftransporter.

**Tørdeposition** - nedfald af stof fra atmosfæren i tørvejr (se også våddeposition).

## U

**Uorganisk** - mineralske stoffer. Se organisk.

## V

**Vandlopper** - er små krebsdyr, typisk 0,5 - 4 mm lange, der lever i de frie vandmasser, på bunden eller som parasitter. Deres navn skyldes, at de ofte svømmer i små hop ved at bevæge deres lange antenner. Vandlopper kaldes også copepoder.

**Vandmiljøplan I** - plan vedtaget af Folketinget i 1987 med formålet at reducere udledninger af kvælstof og fosfor med hhv. 50 og 80%.

**Vandmiljøplan II** - opfølgning på Vandmiljøplanen med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af udvaskning fra dyrkede arealer.

**Vandmiljøplanens overvågningsprogram** - ved Vandmiljøplan I's vedtagelse i 1987 blev der etableret et landsdækkende overvågningsprogram. Programmet er i 1998 afløst af det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 (se under NOVA-2003).

**Våddeposition** - nedfald af stof fra atmosfæren i regnvejr (se også tørdeposition).

## **Y**

---

**Ydre danske farvande** - Nordsøen, Skagerrak og Østersøen plus de sydlige dele af Øresund (syd for Drogden Tærsklen).

## **Å**

---

**Ålegræs** (*Zostera marina*) - en blomsterplante, som lever under vandet langs hovedparten af de danske kyster.

## 25 Hvor kan jeg læse mere?

I det følgende er en oversigt over rapporter mv. om havmiljøet i de danske farvande.

Der er desuden henvisninger til hjemmesider med informationer om miljø- og naturforhold i havet samt om arbejdet med sikring af et renere havmiljø, både nationalt og internationalt.

### Rapporter fra amterne og Københavns Kommune

- Bornholms Amt 2003: Vandmiljøovervågning – Havet 2002.
- Frederiksborg Amt 2003: Overvågning af det sydlige Kattegat 2002.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2003: Overvågning af Roskilde Fjord 2002.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt 2003: Overvågning af Øresund 2002.
- Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt 2003: Isefjord 2002.
- Fyns Amt 2003: Kystvande 2002. Vandmiljøovervågning.
- Lillebæltssamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt 2003: Vandmiljøovervågning, Lillebælt 2002.
- Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt 2003: Vandmiljø i Limfjorden 2002.
- Nordjyllands Amt, Ringkøbing Amt & Ribe Amt 2003: Åbne farvande langs vestkysten 2002.
- Nordjyllands Amt & Århus Amt 2003: Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2002 – Tilstand og udvikling.
- Ribe Amt & Sønderjyllands Amt 2003: Vadehavet 2002.
- Ringkøbing Amt 2003: Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2002.

- Storstrøms Amt 2003: Havmiljø 2002.
- Sønderjyllands Amt 2003: Vandmiljøovervågning 2002 – Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord.
- Vejle Amt 2003: Overvågning af kystvande 2002.
- Vestsjællands Amt 2003: Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 2002.
- Århus Amt 2003: Århus Bugt 2002.

### Andre fagdatacenterrapporter

- Andersen, J.M. et al. 2003: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. - Faglig rapport fra DMU, nr. 471
- Bøgestrand, J. (red.) 2003: Vandløb og kilder 2002. - Faglig rapport fra DMU, nr. 470.
- Ellermann, T. et al. 2003: Atmosfærisk deposition 2002. - Faglig rapport fra DMU, nr. 466.
- Grant, R. et al. 2003: Landovervågningsoplande 2002. - Faglig rapport fra DMU, nr. 468.
- Jensen, J.P. et al. 2003: Søer 2002. Faglig rapport fra DMU, nr. 469.
- Laursen, K.D. et al. 2003: Punktkilder 2002. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.
- Stockmarr, J. et al. 2003: Grundvandsovervågning 2002. Særudgivelse fra GEUS.

### Nyttige hjemmesider

- [www.dmu.dk/1\\_om\\_dmu/2\\_afdelinger/3\\_hav/](http://www.dmu.dk/1_om_dmu/2_afdelinger/3_hav/) – DMU's sider om bl.a. overvågning af havet.
- <http://m-fdc.dmu.dk> – Det Marine Fagdatacenters hjemmeside.
- [www.helcom.fi](http://www.helcom.fi) – Helsingfors Kommissionens sider om havmiljøet i Østersøen.
- [www.ospar.org](http://www.ospar.org) – Oslo-Paris Kommissionens sider om bl.a. Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.
- [www.natur.dk](http://www.natur.dk) – et netsted om Danmarks miljø og natur og dens dyr og planter.

## 26 Referencer

- Andersen, J.H., L.M. Munk & S. Pedersen (2001): Vandrammedirektivet, indhold og perspektiver (1). Vand & Jord 1: 17-21.
- Andersson, L. & Rydberg, L. (1993): Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. - Estuarine, Coastal and Shelf Science 36: 159-181.
- Anon (2000): 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. L 327/1. [http://europa.eu.int/lex/pri/en/oj/dat/2000/l\\_327/l\\_32720001222en00010072.pdf](http://europa.eu.int/lex/pri/en/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222en00010072.pdf)
- Beukema, J.J. (1982): Annual variations in reproductive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 16: 37-45.
- Blegvad, H. (1936): Om fiskene i Ringkøbing Fjord 1913-32. I Spärck, R (ed): Ringkøbing Fjords naturhistorie i brakvandsperioden 1915-1931. A.F. Høst & Søn, København: 133-148.
- Borum, J. (1985): Development of epiphytic communities on eelgrass (*Zostera marina*) along a nutrient gradient in a Danish estuary. Marine Biology 87:211-218.
- Boström, C., Baden, S., Krause-Jensen, D. (2003): The Seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In Green, E.P., Short, F.T., Spalding, M.D. (Eds) World Atlas of Seagrasses: Present status and future conservation. In press.
- Brøgger, L. (1997): Frøspredning hos ålegræs (*Zostera marina* L.) Specialrapport, Ferskvandsbiologisk Laboratorium, Københavns Universitet.
- Bulthuis, D.A. (1987): Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. Aquatic Botany 27: 27-40
- Cappelen og Jørgensen (2003): Danmarks klima 2002. DMI technical report 03-02.
- Carstensen, J. & Erichsen, A.C. (2003): Modeller til beskrivelse af iltsvind. Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 445.
- Churchill, A.C., Nieves, G., Brenowich, A.H. (1985): Flotation and dispersal of eelgrass seeds by gas bubbles. Estuaries 8: 352-354.
- Clarke, A., S. Juggins & D.J. Conley (2003): A 150-year reconstruction of the history of coastal eutrophication in Roskilde Fjord, Denmark. Mar. Pollut. Bull. (In press).
- Conley, D.J., A. Clarke, S. Juggins, F. Adler, N. Reuss & J.H. Andersen (2003): Vandrammedirektivet, næringsstoffer i kystvande (3). Vand & Jord 2: 52-56.
- 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. 123 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 142.
- Dennison, W.C. (1987): Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquatic Botany 27: 15-26.
- DHI (2003): Modelberegninger af den fremtidige vandkvalitet i Ringkøbing Fjord. Rapport til Ringkøbing Amt.
- Duarte, C. M. (1991): Seagrass depth limits. Aquatic Botany 40: 363-377.
- Fiskeridirektoratet (2003): Fiskeristatistisk Årbog 2002. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. 178 sider.
- Greve, T.M., Borum, J., Pedersen, O. (2003): Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). Limnology and Oceanography 48: 210-216.
- HELCOM (2003): The 2002 oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic. – Balt. Sea Environ. Proc. No. 90, 54p.
- Holmer, M. & Bondgaard, E.J. (2001): Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. Aquatic Botany 70: 29-38.
- Jackson, J.B.C. et al. (2001): Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science 293: 629-638.
- Kaas, H., J.P. Jensen, P. Henriksen & L. Damsøe (1998): Blågrønalg toksiner i bade- og drikkevand. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 435, 172 pp.
- Kennedy, V.S. & J.A. Mihursky (1971): Upper temperature tolerances of some estuarine bivalves. Chesapeake Sci. 12: 193-204.

- Krause-Jensen, D., McGlathery, K.J., Rysgaard, S., Christensen, P.B (1996): Production within dense mats of the filamentous macroalga *Chaetomorpha linum* in relation to light and nutrient availability. *Marine Ecology Progress Series* 134: 207-216.
- Marsh, J.A., Dennison, W.C., Alberte, R.S. (1986): Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 101: 257-267.
- Matthiessen, G.C. (1960): Observations on the ecology of the soft clam, *Mya arenaria*, in a salt pond. *Limnol. Oceanogr.* 5 (3): 291-300.
- Maximovich, N.V. & A.V. Guerassimova (2003): Life history characteristics of the clam *Mya arenaria* in the White Sea. *Helgol. Mar. Res.* 57: 91-99.
- Munch-Petersen, S. (2002): Fiskebestande og fiskeri i 2003. Danmarks Fiskeriundersøgelser. 114 sider.
- Newell, C.R. & M. Hidu (1986): Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic) – softshell clam. U.S. Fish. Wildl. Serv. Biol. Rep. 82 (11.53). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4, 17 pp.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O. (2002a): Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 1025-1032.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O. (2002b): Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25: 930-937.
- Nielsen, K., Olesen, B. (1994): Ny viden om ålegræs – bedre miljøbedømmelse. *Vand og Jord* 3: 17-19.
- Olesen, B. (1999): Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size-dependence and biomass partitioning. *Aquatic Botany* 65: 209-219.
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. (1993): Seasonal acclimatization of *Zostera marina* growth to light. *Marine Ecology Progress Series* 94: 91-99.
- Olesen, B., Sand-Jensen, K. (1994): Patch dynamics of eelgrass, *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 40: 147-156.
- Orth, R.J., Luckenback, M., Moore, K.A. (1994): Seed dispersal in a marine macrophyte: Implications for colonization and restoration. *Ecology* 75: 1927-1939.
- Ostenfeld, C.H. (1908): Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. I: C.G.J. Petersen. Beretning til Landbrugsministeriet fra den Danske Biologiske Station. 1908, XVI 1-61. København, Centraltrykkeriet.
- Rask, N., Bondgaard, E.J., Rasmussen, M.B., Laurson, J.S. (2000): Ålegræs – udbredelse før og nu. *Vand og Jord* 2: 51-54.
- Rasmussen, B. (1997): The near-surface buoyancy flux in a highly stratified region, the Kattegat. – *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 45: 405-414.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G., Ærtebjerg, G. & Lundsgaard, C. (2003a): Oxygen concentration and consumption at the entrance to the Baltic Sea from 1975 to 2000. – *Journal of Marine Systems* 42: 13-30.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G., Stockenberg, A. & Ærtebjerg, G. (2003b): Nutrient loads, advection and turnover at the entrance to the Baltic Sea. – *Journal of Marine Systems* 39: 43-56.
- Ringkøbing Amt (2000): Ringkøbing Fjord. Fiskebestanden 1999. Rapport, 150 pp.
- Sand-Jensen, K., Borum, J. (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.
- Scheffer, M., S. Carpenter, F.A. Foley, C. Folke & B. Walker (2001): Catastrophic shift in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Short, F.T. & WyllieEcheverria, S. (1996): Natural and human-induced disturbance of seagrasses. *Environmental Conservation* 23: 17-27.
- Strasser, M., M. Walensky & K. Reise (1999): Juvenile-adult distribution of the bivalve *Mya arenaria* on tidal flats in the Wadden Sea: why are there so few year classes? *Helgol. Mar. Res.* 53: 45-55.
- Terrados, J., Duarte, C.M., Kamp-Nielsen, L., Agawin, N.S.R., Gacia, E., Lacap, D., Fortes, M.D., Borum, J., Lubanski, M., Greve, T. (1999): Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquatic Botany* 65: 175-197.
- Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christensen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve,



T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A. (2002): Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 419.

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for 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  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings- og Udviklingssektion  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afd. for Arktisk Miljø  
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen  
Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Ferskvandsøkologi  
Afd. for Marin Økologi  
Projektchef for det akvatiske område*

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

*Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet*

## 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

### 2002

- Nr. 426: Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. Af Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. 195 s. (elektronisk)
- Nr. 427: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2001. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)

### 2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Af Møller, F. 65 s. (elektronisk)
- Nr. 433: Luftforurening med partikler i København. En oversigt. Af Palmgren, F., Wåhlin, P. & Loft, S. 77 s. (elektronisk)
- Nr. 434: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Af Fjordback, C. et al. 270 s., 150,00 kr.
- Nr. 435: Preliminary Assessment based on AQ Modelling. Ploiesti Agglomeration in Romania. Assistance to Romania on Transposition and Implementation of the EU Ambient Air Quality Directives. By Jensen, S.S. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havterne i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smittekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 451: Effekter på havbunden ved passage af højhastighedsfærger. Af Dahl, K. & Kofoed-Hansen, H. 33 s. (elektronisk)
- Nr. 452: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2002/03 i Danmark. Wing Survey from the 2002/03 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 66 s.
- Nr. 453: Tålegrænser for kvælstof for Idom Hede, Ringkøbing Amt. Af Nielsen, K.E. & Bak, J.L. 48 s. (elektronisk)
- Nr. 454: Naturintegration i Vandmiljøplan III. Beskrivelse af tiltag der, ud over at mindske tilførsel af næringsstoffer fra landbrugsdrift til vandområder, også på anden vis kan øge akvatiske og terrestriske naturværdier. Af Andersen, J.M. et al. 67 s. (elektronisk)
- Nr. 455: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Nielsen, K. et al. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 456: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 457: Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Af Søgaard, B. et al. 2. udg. 460 s. (elektronisk)
- Nr. 458: Udviklingen i Vest Stadil Fjord 2001-2002. Af Søndergaard, M. et al. 25 s. (elektronisk)
- Nr. 459: Miljøøkonomiske beregningspriser. Forprojekt. Af Andersen, M.S. & Strange, N. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 460: Aerosols in Danish Air (AIDA). Mid-term report 2000-2002. By Palmgren, F. et al. 92 pp. (electronic)

I sensommeren og efteråret 2002 ramtes de indre farvande af det hidtil alvorligste iltsvind. Som følge heraf forsvandt bundfaunaen i store områder af det nordlige Lillebælt samt i alle de dybe dele af det sydlige Lillebælt. De væsentligste årsager til iltsvindet var usædvanlig stor nedbør og dermed stor tilførsel af næringsstoffer fra land og atmosfæren. I de åbne indre farvande er vandet blevet klarere siden midten af 1980'erne, men i fjordene og i kystvandene er sigtddybden ikke steget siden 1993. Langs de åbne kyster voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens dybdegrænsen er blevet mindre i de indre og ydre dele af fjordene. På stenrevne i det åbne Kattegat er den samlede dækningsgrad af algevegetationen blevet signifikant ringere. Koncentrationen af tungmetaller i muslinger i 2002 svarede til "ubetydeligt til moderat forurenet". De danske fjorde og indre danske farvande var i 2002 forurenet med så høje koncentrationer af TBT, at det uvægerligt vil medføre effekter på marine organismer. Generelt var koncentrationen af PCB og de øvrige klorerede forbindelser mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer, hvor der er fare for effekter på miljøet. Kun et fåtal af de undersøgte kystområder og åbne farvande opfyldte de fastsatte målsætninger i 2002.