



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

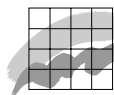
NOVA 2003

Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling

Faglig rapport fra DMU, nr. 375



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling

Faglig rapport fra DMU, nr. 375
2001

*Peter Henriksen, Jesper Andersen, Jacob Carstensen,
Trine Christiansen, Daniel Conley, Karsten Dahl,
Ingela Dahllöf, Jørgen L.S. Hansen, Alf Josefson,
Martin M. Larsen, Claus Lundsgaard, Stig Markager,
Torkel Gissel Nielsen, Britta Pedersen, Bjarke Rasmussen,
Jakob Strand, Gunni Ærtebjerg*
Afdeling for Havmiljø

*Henrik Fossing, Dorte Krause-Jensen, Anne-Lise Middelboe,
Niels Risgaard-Petersen*
Afdeling for Sø- og Fjordøkologi

Thomas Ellermann, Ole Hertel, Carsten Ambelas Skjøth
Afdeling for Atmosfærisk Miljø

Niels Bering Ovesen
Afdeling for Vandløbsøkologi

Marianne Glasius, Gunnar Pritzl
Afdeling for Miljøkemi

B. G. Gustafsson
Göteborgs Universitet

Datablad

Titel:	Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling
Undertitel:	NOVA 2003
Forfattere:	Peter Henriksen ¹⁾ , Jesper Andersen ¹⁾ , Jacob Carstensen ¹⁾ , Trine Christiansen ¹⁾ , Daniel Conley ¹⁾ , Karsten Dahl ¹⁾ , Ingela Dahllöf ¹⁾ , Jørgen L.S. Hansen ¹⁾ , Alf Josefson ¹⁾ , Martin M. Larsen ¹⁾ , Claus Lundsgaard ¹⁾ , Stiig Markager ¹⁾ , Torkel Gissel Nielsen ¹⁾ , Britta Pedersen ¹⁾ , Bjarke Rasmussen ¹⁾ , Jakob Strand ¹⁾ , Gunni Ærtebjerg ²⁾ , Henrik Fossing ²⁾ , Dorte Krause-Jensen ²⁾ , Anne-Lise Middelboe ²⁾ , Niels Risgaard-Petersen ²⁾ , Thomas Ellermann ³⁾ , Ole Hertel ³⁾ , Carsten Ambelas Skjøth ³⁾ , Niels Bering Ovesen ⁴⁾ , Marianne Glasius ⁵⁾ , Gunnar Pritzl ⁵⁾ & B.G. Gustafsson ⁶⁾
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Havmiljø; ²⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi; ³⁾ Afdeling for Atmosfærisk Miljø; ⁴⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi; ⁵⁾ Afdeling for Miljøkemi; ⁶⁾ Göteborg Universitet
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 375
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2001
Faglig kommentering:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter
Databehandling:	Ole Manscher, Afd. for Havmiljø
Layout & korrektur:	Anne van Acker, Afd. for Havmiljø
Forsidefoto:	<i>Asterias rubens</i> fotograferet af Karsten Dahl, Afd. for Havmiljø
Bedes citeret:	Henriksen, P., Andersen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Conley, D., Dahl, K., Dahllöf, I., Hansen, J.L.S., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsgaard, C., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Krause-Jensen, D., Middelboe, A.-L., Risgaard-Petersen, N., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Glasius, M., Pritzl, G. & Gustafsson, B.G. 2001: Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 110 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 375. http://faglige-rapporter.dmu.dk
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Denne rapport giver en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 2000 samt en oversigt over udviklingen siden Vandmiljøplanens iværksættelse. Det marine miljø var i 2000 præget af iltsvind i de indre farvande af en udstrækning og varighed der ikke er set siden 1980'erne. På flere områder er miljøtilstanden dog bedret i løbet af de sidste 10-20 år. Planteplanktonets primærproduktion og klorofylkoncentrationen er faldet, sigtdybden er steget og fosfortilførslen er reduceret kraftigt, mens tilførslen af kvælstof til de marine områder har været moderat faldende. Dog er der i perioden siden 1989 sket en reduktion af ålegræssets dybdegrænse i de indre dele af fjordene. Siden midten af 1990'erne er bundfaunaens individtæthed faldet. Koncentrationen af tungmetaller svarer i de fleste områder til ubetydeligt til moderat forurenede. Koncentrationerne af de miljøfremmede stoffer TBT og PAH er så høje at der må forventes at kunne forekomme effekter heraf. Kun et fåtal af de undersøgte områder opfyldte i 2000 de fastsatte målsætninger. Opfyldelse af målsætningerne og væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene forudsætter at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfremmede stoffer, reduceres yderligere.
Emneord:	Vandmiljø, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, Vandmiljøplanen, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, Marine Ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality
Redaktionen afsluttet:	30. november 2001
ISBN:	87-7772-641-3
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	110
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside: http://faglige-rapporter.dmu.dk

Indhold

- Forord 5
- Summary 7
- 1 Indledning 9

Del 1 Miljø- og naturtilstanden i året der gik 13

- 2 Klimatiske forhold 13
- 3 Hydrografiske forhold 15
- 4 Stoftilførsler 16
- 5 Næringsstofkoncentrationer 18
- 6 Plankton 19
- 7 Iltforhold 21
- 8 Bundvegetation 23
- 9 Bundfauna 25
- 10 Tungmetaller i sediment og biota 26
- 11 Miljøfremmede stoffer i havvand, sediment og biota 28
- 12 Effektmonitoring af TBT 30

Del 2 Udviklingen i miljø- og naturtilstanden 31

- 13 Udvikling i klimatiske og hydrografiske forhold 32
- 14 Udvikling i stoftilførsler fra land 34
- 15 Udvikling i nedfaldet fra atmosfæren 35
- 16 Udvikling i næringsstofkoncentrationer 36
- 17 Udvikling i næringsstoftransporter 37
- 18 Udvikling i planteplankton 39
- 19 Udvikling i iltforhold 43
- 20 Udvikling i bundvegetation 44
- 21 Udvikling i bundfauna 46
- 22 Udvikling i forekomst og effekt af miljøfremmede stoffer 48

Del 3 Tematisk rapportering 51

- 23 Iltkoncentration og -omsætning i de indre danske farvande, 1975 - 2000 51
 - 23.1 Introduktion 51
 - 23.2 Materialer og metoder 51
 - 23.3 Resultater 52
 - 23.4 Diskussion 53
 - 23.5 Konklusion 55
- 24 Benthisk omsætning af forårsopblomstringen 56
 - 24.1 Indledning 56
 - 24.2 Materialer og metoder 57
 - 24.3 Resultater 59
 - 24.4 Diskussion 62
- 25 Tungmetaller - normalisering af sedimentdata 65
 - 25.1 Normalisering 65
 - 25.2 Teori og anvendelse 66
 - 25.3 ICES rekommendationer 68
 - 25.4 Normalisering i NOVA- programmet 68
 - 25.5 Konklusioner 71

- 26 Ilt, næringsstofflux og svovlbrintebufferkapacitet i marine og estuarine sedimenter - Resultater af NOVA-overvågning 1999 – 2000 72
 - 26.1 Introduktion 72
 - 26.2 Materialer og metoder 73
 - 26.3 Resultater og diskussion 73
 - 26.3.1 Ilt- og næringsstofflux 73
 - 26.3.2 Den interne næringsstofftilførsel 77
- 27 Hårbundsvegetation som indikator og målsætningsparameter 80
 - 27.1 Introduktion 80
 - 27.2 Formål 81
 - 27.3 Materialer og metoder 81
 - 27.4 Resultater 85
 - 27.5 Diskussion 89
 - 27.6 Perspektiver 91
 - 27.7 Konklusioner 92

Del 4 Sammenfatning og konklusioner 93

- 28 Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse 93
 - Ordliste 97
 - Hvor kan jeg læse mere? 102
 - Forfatteroplysninger mv. 103
 - Referencer 104
 - Danmarks miljøundersøgelser 109
 - Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports 110
- Bilag 1 Beskrivelse af anvendte indeks og korrektioner for klimatiske variationer
- Bilag 2 Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit

Forord

Hvordan er miljøtilstanden i havet? Hvordan er iltvindssituationen? Hvilke miljøfarlige stoffer påvirker de organismer som lever i havet? Hvordan er udviklingen? Disse spørgsmål er klare og tydelige, men desværre er de ikke altid nemme at besvare.

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.

Hensigten 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 miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks 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 2000. Miljøtilstand og udvikling" er baseret på amternes 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 amtsrapporterne findes fyldestgørende beskrivelser af havmiljøet i lokalområderne.

Rapporten adskiller sig væsentligt fra de tidligere års rapporter, idet den nu er opdelt i 4 dele.

Del 1 "Miljø- og naturtilstanden i året der gik" indeholder korte afsnit hvor der for en række udvalgte parametre beskrives hændelser, der adskiller sig fra normale mønstre. Fokus er i årets rapport 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 parametre. Der er blevet fokuseret på at samle data i få og overskuelige indeks som kan illustrere, hvorledes de enkelte parametre har udviklet sig gennem tiden. Udviklingen præsenteres i rå tal og desuden korrigeret for klimatiske variationer. Denne del af årets rapport er et første 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 rapporten på net-adressen <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Del 3 "Tematisk rapportering" indeholder længere afsnit om enkelte parametre og problemstillinger. Det har været intentionen at disse afsnit har en sådan substans, at de vil kunne skrives sammen til videnskabelige artikler i internationale tidskrifter. De 5 temaer omhandler:

- iltkoncentration og -omsætning
- benthisk omsætning af forårsopblomstringen
- tungmetaller - normalisering af sedimentdata
- ilt, næringsstofflux og svovlbrintebufferkapacitet i marine og estuarine sedimenter
- hårdbundsvegetation som indikator og målsætningsparameter.

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 - tilstandsdel - og 2 - udviklingsdel - forsøgt skrevet i et ligefremt 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, en oversigt over andre rapporter mv. om hav- og vandmiljøet i Danmark og landene omkring Østersøen og Nordsøen.

Summary

The year 2000 was an unusually warm year with an average temperature of 9.2°C. Particularly the winter, spring and autumn months were warmer than normal. The average rainfall for 2000 was 768 mm and thus close to the normal rainfall, but with higher rainfall than normal in the 1st and 4th quarters. The most noteworthy climate incident in 2000 was the prevailing wind from south-east in September and subsequently from south-south-west up until December combined with a lower frequency of strong wind events than normal.

In general the 1990s were characterised by good water exchange and reduced salinity in the bottom water in the Baltic entrance area. In 2000 the residence time and salinity of the bottom water increased to a level comparable to the mid-1980s. After a number of warm summers in the 1990s the maximum temperature in surface water has been reduced during the last couple of years. The annual mean temperature of the surface water in Kattegat has increased by approximately 1.1°C since 1970.

The wind conditions during autumn 2000 caused a prolonged outflow of brackish surface water from the Baltic Sea and a strengthening of water mass stratification in the Baltic entrance area. Residence time of the bottom water was longer and renewal of bottom water happened later than normal. The salinity and temperature in the bottom waters remained higher than normal until late in the year. The combination of the hydrographical conditions and large nitrogen runoff from land in 1998, 1999 and the beginning of 2000 gave rise to oxygen depletion during summer and autumn in the Baltic entrance area. The oxygen depletion was unusually extended and of long duration. In the shallow estuaries and coastal areas oxygen conditions on the other hand were relatively good and oxygen depletion events were short lived.

In the end of the 1980s extensive oxygen depletion events were observed whereas the 1990s were characterised by generally better oxygen conditions. Single years, for example 1995 and 2000, were outside of this pattern. Bottom water residence time and temperature can explain most of the observed variation in bottom water oxygen conditions. The residual variations were correlated with runoff and nitrogen loading during the previous year.

Since 1989 reductions in nutrient loading and loss of nutrient pools in sediments have resulted in a positive development for nutrient concentrations in estuaries and coastal areas. The load of phosphate and total-phosphorous to marine areas, in addition to the concentrations in the water, have significantly declined since the beginning of the 1990s as a consequence of reduced loading from point sources. During the 1990s, an increase in the loading of phosphorous from diffuse loads occurred, and since the middle of the 1990s diffuse loading has been the largest source of phosphorous. Since 1998 the concentrations in estuaries and coastal areas have stabilised without decreasing further. In most of the estuaries there is an internal load of phosphorus from the sediment to the water. This internal load can be especially important during the summer period. For four of the estuaries the internal load of phosphorus comprised 36-93% of the total phosphorus load during the period June-August 2000. In the open waters concentrations of phosphate have varied from year to year without a tendency of either increasing or decreasing concentrations. The concentration of total-phosphorous has fallen significantly until 1999 in open waters. The development in the open water mirrors the reduction in export of total-phosphorous from the coastal areas in the period 1989 to 1999.

Concentrations of inorganic nitrogen and total nitrogen have shown large inter-annual variations that reflect the variations in load. Since 1989 there has been a significant decline in both the diffuse load and the total load of nitrogen to marine areas. In the period 1989-97 there was a strong dependence between freshwater runoff from land and nitrogen concentrations in the seawater, but after 1997 nitrogen concentrations were markedly lower than expected from runoff. When corrected for freshwater runoff from land, nitrogen concentrations have gradually fallen in the open sea areas since 1989, whereas the concentrations in estuaries and coastal areas have been very constant until 1997, after which they have fallen markedly. In estuaries nitrogen is typically taken up from the water to the sediment by benthic microalgae in the spring, but during the rest of the year nitrogen is released from the sediment to the water. This internal load of nitrogen is largest in June-August, where in four investigated estuaries it comprised 10-78% of the total nitrogen load. The exports of total-nitrogen from the coastal areas to the open sea area are tightly coupled to the load to estuaries and there-

fore to freshwater runoff from land. The runoff-corrected export of total-nitrogen to the open sea areas has been relatively constant since 1989, but with a tendency to a reduction in the period 1997-2000.

Reductions in nutrient concentrations have had significant effects on water transparency (secchi depth) and phytoplankton, especially in estuaries and the coastal areas. Water transparency increased in the middle of the 1990s to a higher level than in the previous decade. The opposite trend was seen for primary production and chlorophyll concentration. In the 1980s primary production and chlorophyll concentration were approximately 40% and 25%, respectively, higher than the average for the 1990s. In the open waters the effect was less pronounced. Water transparency was higher and primary production lower in the 1990s than at the end of the 1980s, but a decline in chlorophyll concentrations, as in the estuaries, was not found.

Diatoms comprise a large portion of the phytoplankton in marine waters. Their vigorous growth and subsequent sinking from surface waters in the spring result in loss of nutrients from surface waters and retention of the nutrients in organic matter in the sediment for a long period. The organic matter is cycled slowly and acts as a stable food source for bottom animals. The biomass of diatoms has fallen in estuarine and coastal areas from 1986 up until 1988-89. Since then the biomass has remained at a relatively constant level. In the open waters, however, the biomass of diatoms has significantly declined from 1980 to 2000.

Eelgrass beds increased in some areas and decreased in others. The most notable change was a dramatic decline found in Augustenborg Fjord. In Limfjorden the eelgrass beds have been gradually reduced over a long period. There was a tendency of a reduction in eelgrass depth limits in the inner parts of estuaries in the period 1989-2000. Eelgrass coverage decreased significantly in the depth 0-2 m in the inner estuaries and in the near coastal waters in the same period.

On the stone reefs in the open waters, the area covered by macroalgae varied in the period 1994-2000 with characteristic lower coverage in years

with high runoff and large coverage in dry years with reduced runoff. Nutrient loading to the Kattegat influences the coverage of the macro algae vegetation via light absorption in the pelagic system arising from effects on chlorophyll concentrations and secchi depth in the water.

Bottom fauna in the open waters has varied in both abundance and biomass since the beginning of the 1980s. The most marked changes have been in abundance that was highest in the beginning of the 1980s and mid-1990s. Since the middle of the 1990s there has been a decline in abundance.

The concentration of heavy metals in sediments exceeded in almost all investigated areas the lower limits determined by OSPAR's "Ecological Assessment Criteria" (EAC). The upper EAC limit was surpassed for Pb in the Baltic, Cd in Roskilde Fjord and Horsens Fjord and for Hg in the Sound. Heavy metal concentrations in mussels and fish would be classified as insignificantly to moderately polluted according to the Norwegian Pollution Level (SFT).

TBT and PAH were found in the Danish estuaries and open waters in concentrations where effects may be expected. Imposex and intersex caused by TBT was still widespread in the investigated species of snails, first and foremost around harbours where TBT levels are expected to be high. For the sensitive species effects were found in open waters. Concentrations of other environmental contaminants are less of a concern. However, PCBs were still present at concentrations where effects on the environment may be possible.

Very few of the areas and stations included in the National Monitoring Program fulfilled the ecological quality objectives in 2000. The load and effects of nutrients were the most common reason given for missing fulfilment of the quality objectives. In addition, the loads and effects of TBT hindered fulfilment in many areas. A general fulfilment of ecological quality objectives and substantial improvements in the environment require considerable reductions of loads of nutrients, especially nitrogen from diffuse sources. In some areas, reductions in the concentrations of TBT and environmental contaminants are required.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøhandlingsplan I. Formålet var generelt at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslerne af kvælstof og fosfor i form af næringsalte og organisk stof. For kvælstofs vedkommende blev det besluttet at reducere de samlede tilførsler fra landbrug (markbidrag = udvaskning af gødning fra markerne - og gårdbidrag = udsivning og udslip af gylle fra gårdene), spildevandsrensningsanlæg og industrier med 50% 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 udarbejdes et overvågningsprogram for en række fysiske og biologiske parametre, der i særlig grad mentes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1989-1997, og resultaterne herfra viste at de parametre, 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 det nye program er der dog foretaget en række justeringer af den måde hvorpå de enkelte parametre måles, og nye parametre 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 miljøfremmede 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 miljøfremmede stoffer og tungmetaller og
- at vurdere biologiske effekter af udvalgte miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Table 1.1 Oversigt over antal stationer, hvorfra der er anvendt data i vurderingen af miljøtilstanden i 2000. Områdetyperne refererer til programbeskrivelsen (Miljøstyrelsen 2000). M & T angiver amternes stationer for miljøfremmede 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					2		22
• imposex hos snegle		24			19		43

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 miljøfremmede stoffer
 - 16 marine intensivstationer og 6 målebøjer
 - 26 pelagiske ekstensivstationer i de indre danske farvande og 50 ekstensivstationer i Nord-søen og Skagerrak
 - 126 bundfaunastationer i de indre farvande
 - 8 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 1.1* kan det ses hvor de forskellige områder og stationer er placeret.

Dataoverførsel og rapportering

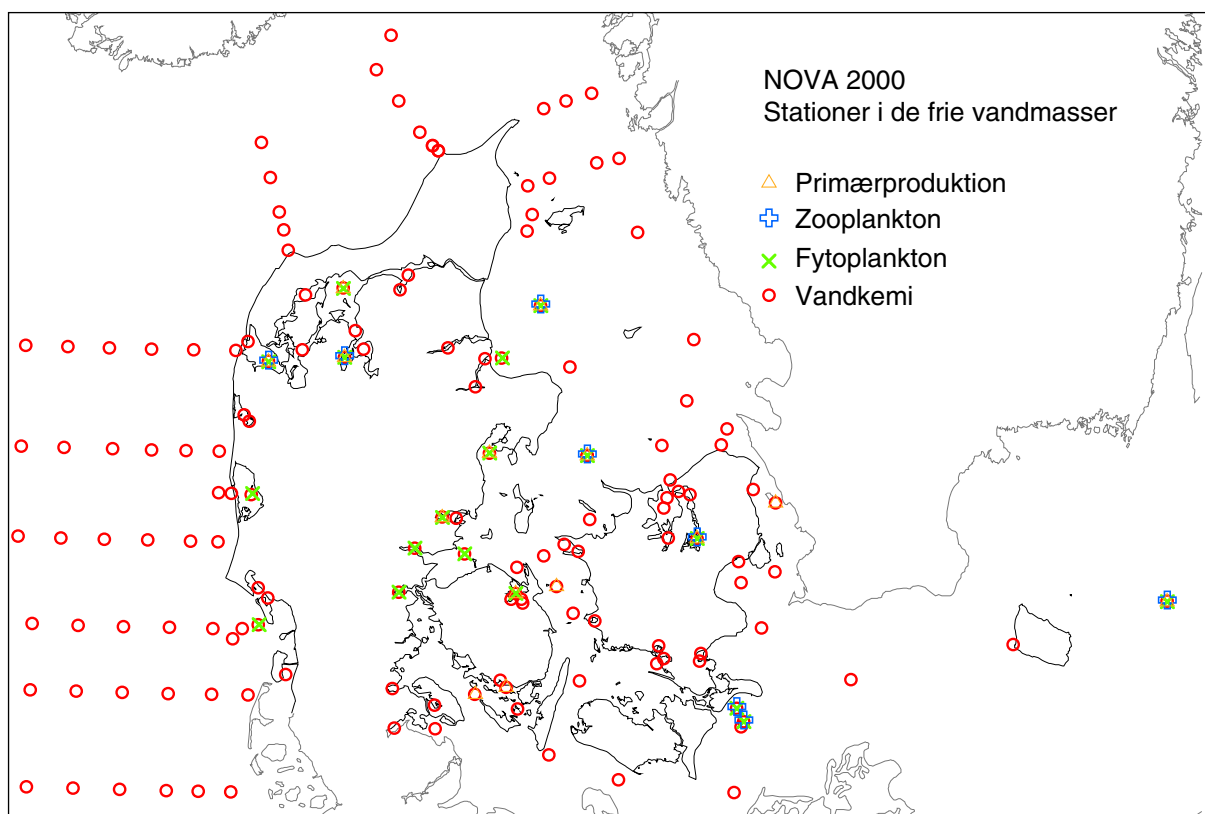
Data fra de af amterne gennemførte undersøgelser skal som udgangspunkt være indberettet til det Marine Fagdatacenter (M-FDC) den 1. juni. M-FDC har indgået en række frivillige aftaler med amterne om tidligere og løbende overførsel af data. Disse aftaler har betydet at hovedparten af data har været overført,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

Data vurderes og rapporteres på 3 niveauer:

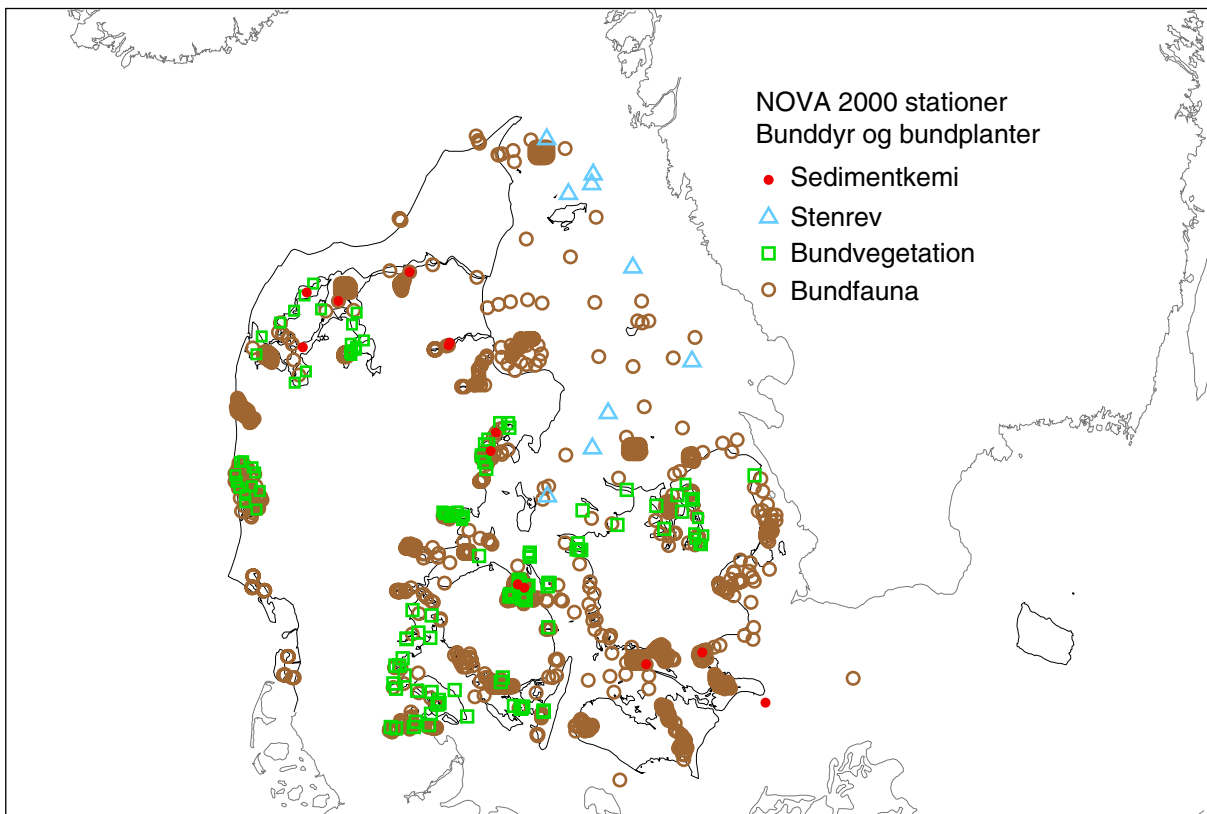
- amterne rapporterer særskilt resultaterne af den gennemførte overvågning – se afsnittet 'Hvor kan jeg læse mere?'
- der udarbejdes en sammenfattende landsdækkende havrapport om tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene i de danske farvande (denne rapport) og
- de overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning 'Vandmiljø 2001' (Boutrup et al. 2001).

Formålet med rapporteringen

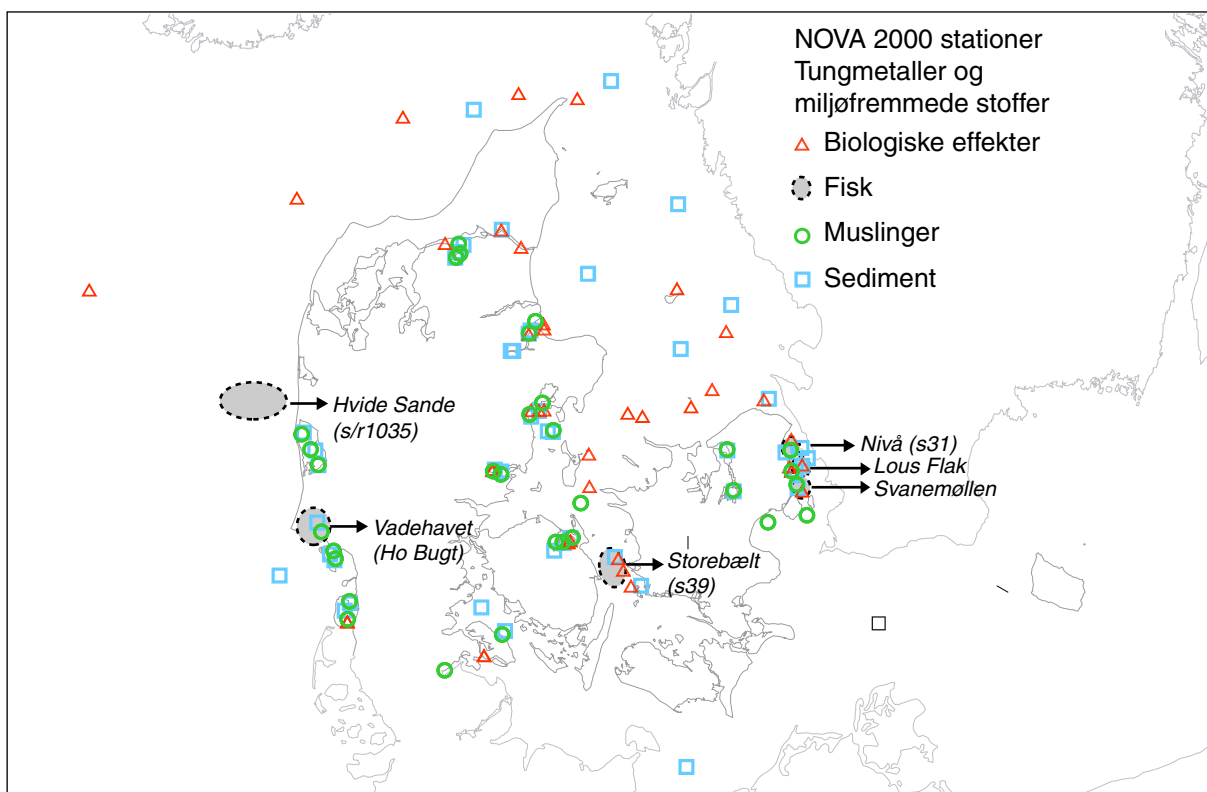
Dette års landsdækkende havrapport har til formål: i) at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, ii) at gøre rede for transporterne af næringsstoffer i de danske farvande og iii) at vurdere om de fastsatte mål for vandmiljøet og naturforholdene er opfyldt.



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



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



Figur 1.1C Prøvetagningsstationer og områder hvor tungmetaller og miljøfremmede stoffer overvåges.

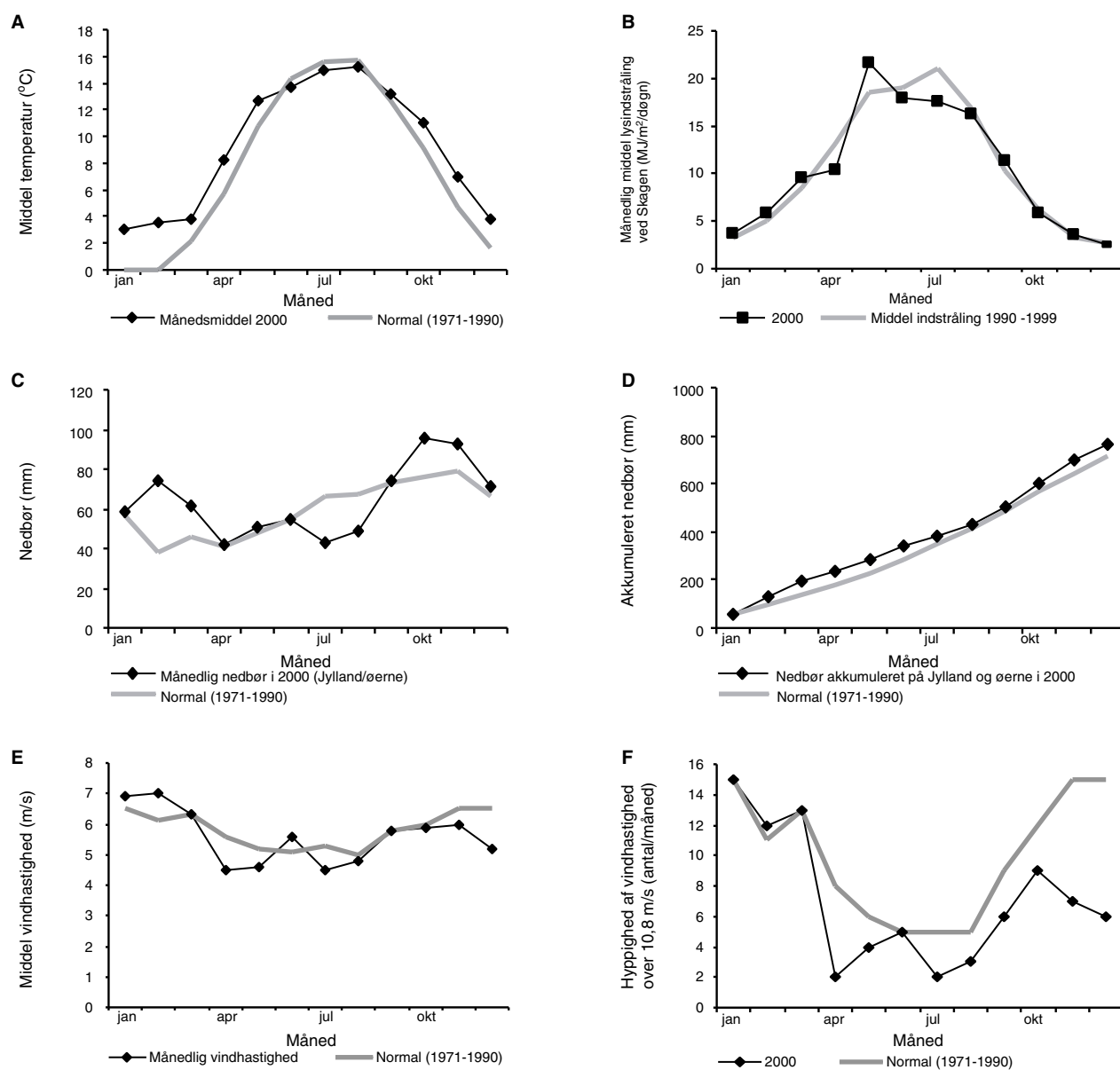
Del 1 Miljø- og naturtilstanden i året der gik

2 Klimatiske forhold

I dette afsnit beskrives de klimatiske forhold i Danmark i 2000 med arealvægtede gennemsnit af temperatur og nedbør for Jylland og øerne sammenholdt med standardperioden 1961-1990 (anvist af World Meteorological Association), med global indstråling målt ved Skagen sammenholdt med 10-årsperioden 1990-1999 og vindtransporten

målt på Anholt. Datagrundlaget er fra hhv. Danmarks Meteorologiske Instituts klima rapport fra 2000 (Cappelen 2001) samt målinger udført af DMI.

Første kvartal i 2000 var varmere og mere regnfuldt end normalt (Figur 2.1A, C).



Figur 2.1 Årsvariation i 2000 af A) temperatur og B) lysindstråling målt ved Skagen, C) nedbør, D) nedbør akkumuleret i 2000, E) middelvindhastighed og F) hyppighed af vindhændelser med hastigheder over 10,8 m/s.

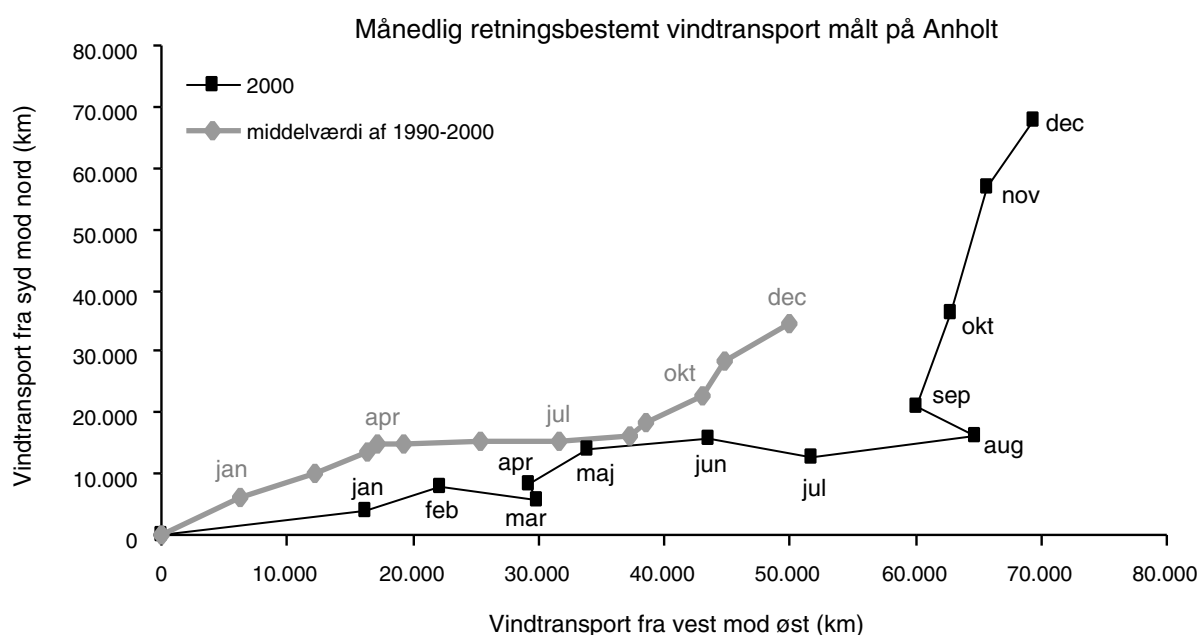
Andet kvartal i 2000 var både varmere og mere solrigt end normalt (Figur 2.1A, B). Den kraftigste indstråling i 2000 blev målt i maj, men i både april og juni var indstrålingen under middelindstrålingen i perioden 1990-1999 (Figur 2.1B). Samtidig var der en lavere hyppighed af kraftige vindhændelser og lavere middelvindhastighed end normalt i perioden (Figur 2.1E, F).

Tredje kvartal i 2000 var mindre regnfuldt end normalt, hvorimod temperaturen var tæt på normalt niveau. Indstrålingen var under middelindstrålingen i juli og på niveau med middelindstrålingen i august-september (Figur 2.1A-C). Middelvindhastigheden var på normalt niveau, men med en lavere hyppighed af kraftige vindhændelser (Figur 2.1E, F). I september var den fremherskende vindretning fra sydøst, hvor den normalt er fra vest (Figur 2.2).

Fjerde kvartal i 2000 var varmere og mere regnfuldt end normalt mens indstrålingen var på

normalt niveau (Figur 2.1A-C). I hele perioden var den fremherskende vindretning fra syd-sydvest, og der var en lavere hyppighed af kraftige vindhændelser end normalt (Figur 2.1E, F).

2000 var et meget varmt år med en årlig middeltemperatur på 9,2°C. Dermed var 2000 sammen med 1934 og 1989 de næstvarmeste år registreret (Cappelen 2001). Særligt var 1., 2. og 4. kvartal varmere end normalt, mens sommermånederne i 3. kvartal var på normalniveauet (Figur 2.1A). Den samlede nedbørsmængde for 2000 var med 768 mm tæt på normalnedbøren, dog med højere nedbør end normalt i 1. og 4. kvartal og nedbør under det normale i 3. kvartal (Figur 2.1C, D). Den mest bemærkelsesværdige klimatiske hændelse i 2000 var at middelvindretningen i efterårsperioden (september - december) var fra syd-sydvest i hele perioden, hvor den normalt er fra sydvest (Figur 2.2). I samme periode var hyppigheden af kraftige vindhændelser desuden en del mindre end normalt (Figur 2.1F).



Figur 2.2 Retningsbestemt vindtransport målt på Anholt. Transporten i 2000 er sammenholdt med middeltransporten beregnet for perioden 1990-2000. Den retningsbestemte vindtransport er beregnet som vektorsummen af den vest-østgående og den syd-nordgående hastighedskomponent. Dette betyder at lige store transporter hhv. i østlig og vestlig retning betegnes med forskelligt fortegn og resulterer i en middeltransport på 0 km. Størrelsen af den resulterende vindvektor bliver dermed et udtryk for middelvindtransporten i en given måned under hensyntagen til vindretningen. Retningen af den resulterende vindvektor beskriver middelvindretningen i den pågældende måned, og figuren er orienteret således at vinde fra syd er positive langs y-aksen og vinde fra vest er positive langs x-aksen. Den akkumulerede transport ved afslutningen af hver måned er markeret med månedens navn. Den absolutte vindtransport pr. måned (dvs. den samlede afstand som vinden tilbagelægger på en måned uden hensyn til vindretningen) svarer til den månedlige middelvindhastighed som er vist i Figur 2E. Data fra DMI.

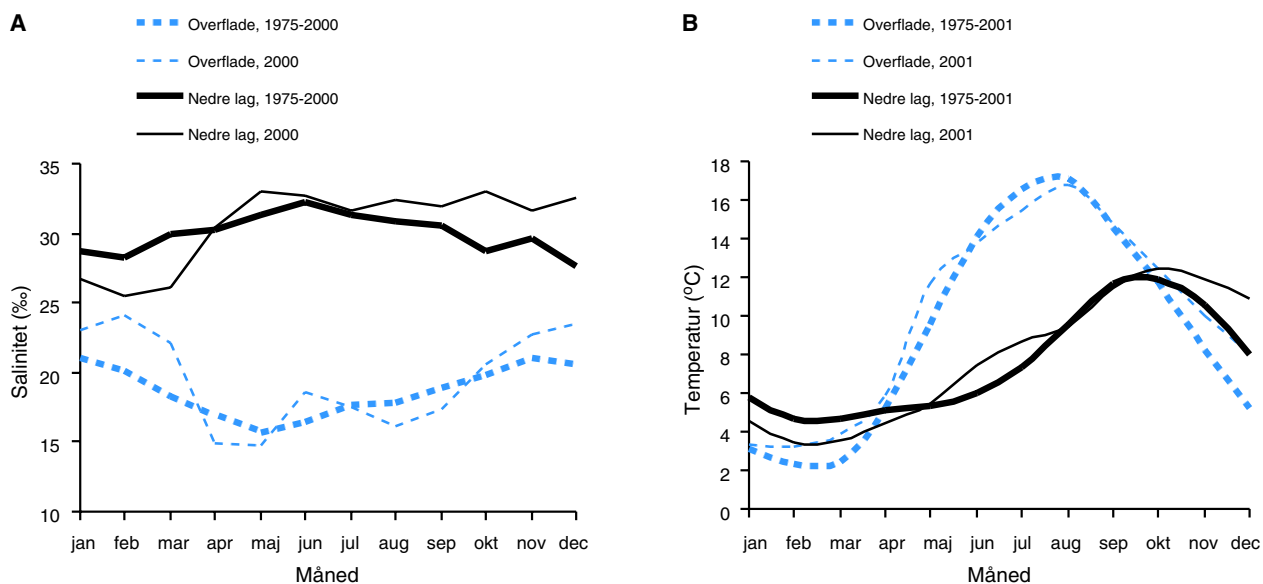
3 Hydrografiske forhold

De hydrografiske forhold beskrives her som variationer i saltholdighed (salinitet) og temperatur. Saliniteten afspejler hvilke vandmasser der er til stede i de indre danske farvande og hvor udtalt lagdelingen er. Østersøvand med lav salinitet (8‰) strømmer ud gennem Bælthavet og Øresund og blandes med mere salt vand, som strømmer til fra Skagerrak. Skagerrakvandet er mere salt og har en større vægtfylde end Østersø vandet og lægger sig under det udstømmende Østersø vand. Afhængigt af opholdstiden for og vandtemperaturen i det nedre vandlag og af stoftilførslen til farvandet, reduceres iltmætningen i bundvandet, hvorved der kan udvikles iltsvind i dele af de indre danske farvande (se Kapitel 23).

I de åbne indre farvande var saliniteten i overfladevandet forøget i marts 2000 sammenlignet med gennemsnittet for 1975-2000 (Figur 3.1A), mens den i bundvandet var reduceret som følge af de kraftige vestlige vinde, der dominerede fra januar til marts. Salinitetsforskellen mellem overflade- og bundvandet var derfor mindre end normalt. I den efterfølgende stille periode i april-maj med vinde fra øst-sydøst dannede udstømmende Østersø vand et lavsalint overfladelag, mens mere salt bundvand strømmede ind fra Skagerrak. Østlige og sydlige vinde dominerede efterårspe-

rioden, mens der samtidig var en jævn udstømning af Østersø vand til de indre danske farvande (Farvandsvæsenet 2000, DHI 2001a). Med udstømningen blev lagdelingen igen forstærket. Det medførte, at opholdstiden i bundvandet blev større end normalt for efteråret, og at udskiftningen af bundvandet skete senere end normalt. Saliniteten og temperaturen (Figur 3.1B) i bundvandet forblev højere end normalt indtil sidst på året. Det lune efterår bevirkede desuden, at overfladevandet var varmere end normalt.

Variationerne i salinitet og temperatur i de kystnære farvande lignede i nogen grad forholdene i de åbne farvande. Saliniteten i overfladevandet i de kystnære farvande var lav i april. Dette var en følge af at overfladesaliniteten i de åbne indre danske farvande blev reduceret på grund af stor udstømning af Østersø vand. Temperaturvariationen i det øvre og nedre lag var omtrent som observeret i de åbne farvande. Den lidt køligere periode og noget lavere indstråling i juni-august (Figur 2.1A, B) medførte at temperaturen i de kystnære farvande var lavere end normalt for så at øges til et normalt niveau i august og september. Vandtemperaturen i de kystnære farvande blev højere end normalt i efterårsperioden.



Figur 3.1 Medianværdierne af A) salinitet og B) temperatur i de åbne dele af de indre danske farvande. Observationer fra Kattegat (syd for 56°50'), Bælthavet og Øresund indgår i beregningen; overflade lag (0-10 m) og nedre lag (20-40 m). Med valget af 20-40 m er det nedre lag i de åbne dele af de indre danske farvande primært repræsenteret med de sydøstlige dele af Kattegat samt de dybere render i Bælthavet og Øresund.

4 Stoftilførsler

Stoftilførsler fra land

Vand- og stoftilførsler fra land til marine kystområder består af tilførsler via vandløb og direkte udledninger. Opgørelse af tilførslerne af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof (BOD₅) til 1. og 2. ordens kystfarvandsafsnit (se *Bilag 2*) er foretaget på basis af indberetninger fra amterne og spildevandsoplysninger fra Miljøstyrelsen.

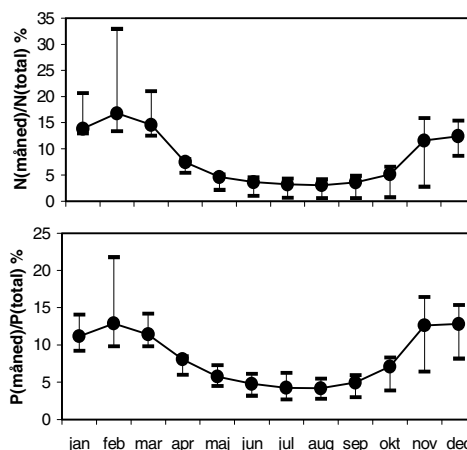
Ferskvandsafstrømningen var i 2000 på 16.400 mio. m³ (382 mm), hvilket er 16% over normalen for 1971-2000. Samtidig var afstrømningen ca. 11% mindre end i 1999. Afstrømningen var særlig stor i første kvartal og i november, mens afstrømningen i juli og august var nær normalen.

Tabel 4.1 Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 2000.

	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	74.500	1.410	16.900
Punktkilder til ferskvand	4.300	490	6.900
Spredt bebyggelse	1.000	220	3.800
Spildevand ferskvand i alt	5.200	710	10.700
Afstrømning til havet via vandløb	79.800	2.120	27.600
Spildevand direkte til havet	3.200	390	7.300
Havdambrug	300	30	1.800
Totale tilførsel med ferskvand + havdambrug	83.400	2.550	36.800

Tilførslen til kystområder via vandløb og direkte spildevandsudledninger, inklusive havdambrug, var i 2000 83.400 tons kvælstof, 2.550 tons fosfor og 36.800 tons BOD₅ (*Tabel 4.1*). Kvælstoftilførslerne i 2000 var dermed 18% lavere end i 1999, og tilsvarende var fosfor- og BOD₅-tilførslerne hhv. 17 og 21% lavere. Variationerne i stoftilførslerne over året (*Figur 4.1*) var præget af at nedbøren i månederne januar-marts og september-december var høj og væsentligt over normalen i februar-marts og oktober-november, mens den var lav i april-august og væsentlig under normalen i juli-august (*Figur 2.1C*).

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 2000 5% af den samlede kvælstoftilførsel, og de tilsvarende tal var 19% for fosfor og 19% for BOD₅. De diffuse kilder (afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde 91% af den samlede kvælstoftilførsel, og for fosfor og BOD₅ udgjorde andelen hhv. 64 og 56%. Tabet af kvælstof fra oplandet (tilførsel via vandløb delt med oplandsarealet) var for Danmark som helhed på ca. 19 kg pr. ha.



Figur 4.1 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2000, angivet som % af årstilførslen. Tilførslen er angivet ved median samt 10- og 90% fraktiler for de ni 1. ordens kystafsnit.

Spildevandsudledninger har i 2000 således udgjort 9% af kvælstoftilførslen, 36% af fosfortilførslen og 44% af BOD₅ tilførslen. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med stor ferskvandsafstrømning, men de har fået stadig større betydning, efterhånden som spildevandsudledningerne er faldet. I tæt befolkede områder, som fx sydlige Kattegat og Øresund, har spildevandsudledningerne stadig relativt stor betydning.

Den samlede tilførsel til de ni 1. ordens kystafsnit fremgår af *Tabel 4.2* og i *Bilag 2*. findes tilsvarende opgørelser for tilførslerne til 2. ordens kystafsnit.

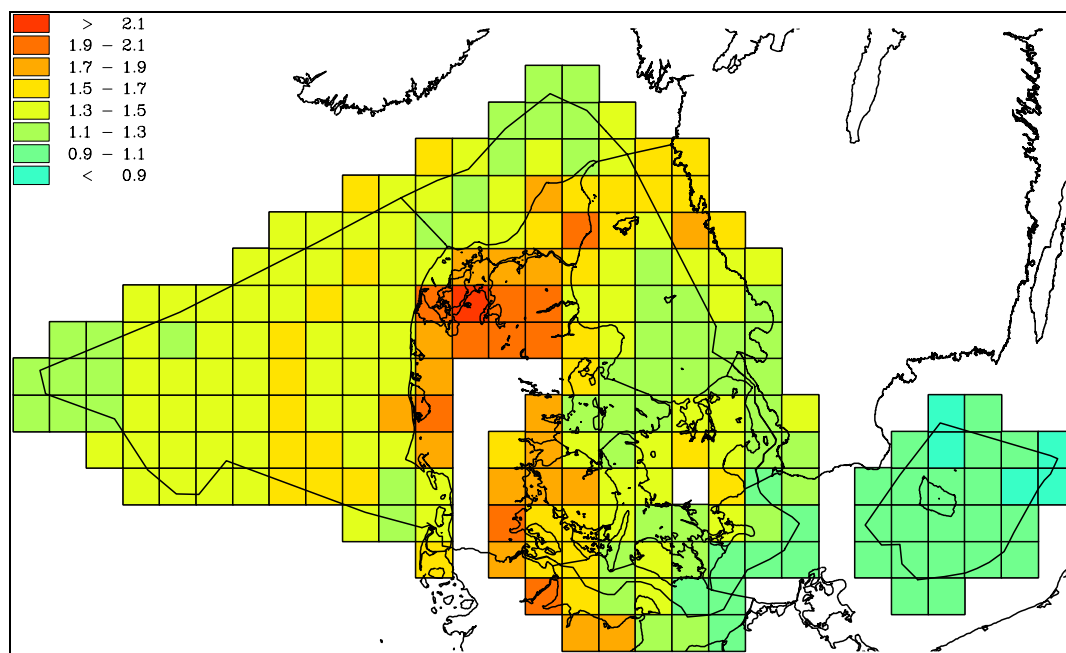
Tabel 4.2 Ferskvandsafstrømning, tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (inklusive havdambrug) til de ni 1. ordens farvandsområder i 2000.

Farvandsområde	Opland km ²	Ferskvand mm	Ferskvand 10 ⁶ m ³	Kvælstof tons	Fosfor tons	BOD ₅ tons
1 Nordsøen	10.860	526	5.688	21.600	570	6.600
2 Skagerrak	1.098	491	539	2.900	130	2.500
3 Kattegat	15.852	399	6.314	33.700	960	12.800
4 Nordlige Bælthav	3.128	309	968	6.400	170	2.200
5 Lillebælt	3.383	339	1.148	6.200	220	3.000
6 Storebælt	5.417	212	1.148	8.000	250	7.200
7 Øresund	1.709	189	324	2.400	200	1.300
8 Sydlige Bælthav	418	170	71	600	10	300
9 Østersøen	1.206	186	225	1.600	40	800
Total	43.070	382	16.425	83.400	2.550	36.800

Atmosfærisk tilførsel af kvælstof

Det danske havmiljø modtager kvælstof som nedfald (deposition) fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Depositionen bestemmes ved målinger såvel som modelberegninger. Beregningerne af den total atmosfæriske kvælstofdeposition blev foretaget for 233 receptorpunkter (Figur 4.2) og repræsenterede alene deposition til vandoverflader (Ellermann et al. 2001). Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra hhv. danske kilder og skibstrafik er vist i Tabel

4.3. Depositionen afspejlede især fordelingen i nedbørsfrekvens/-mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Den beregnede totale kvælstofdeposition på 140.000 tons N i 2000 var større (ca. 20%) end rapporteret for 1999. Forskellen skyldes dels større nedbørsmængder og dels ændret beregningsprocedure hvor en ny og bedre emissionsopgørelse er anvendt. Den omfatter bl.a. emissioner fra skibstrafik. En genberegning for 1989 til 1999 er påbegyndt. Usikkerhederne i beregningerne er skønnet til 30 til 40% for de åbne farvande og 40 til 60% for de kystnære farvande.



Figur 4.2 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser målt i tons N/km² til havområder beregnet for 2000. Gridstørrelse er 30 km x 30 km.

Tabel 4.3 Beregnet kvælstofdeposition til de danske og tilstødende svenske farvandsafsnit i 2000 samt bidraget fra hhv. danske emissioner og skibsemissioner.

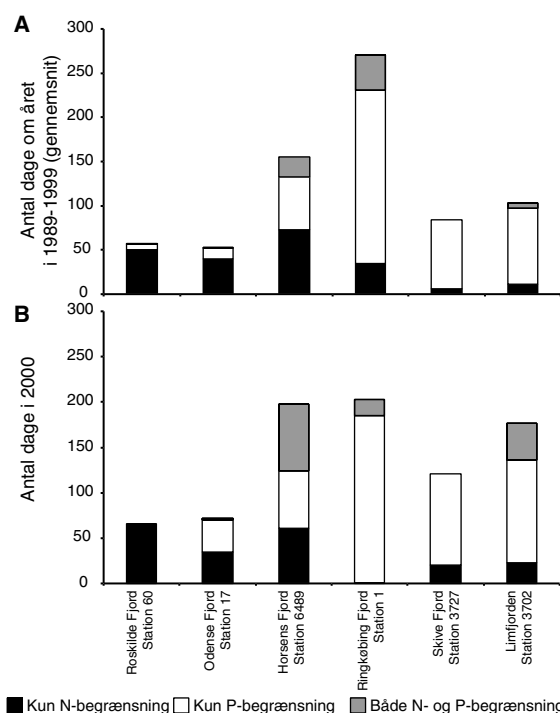
ID	Navn	Tør-deposition [KTon N]	Våd-deposition [KTon N]	Total deposition [KTon N]	Total deposition/areal [Tons N/km ²]	Areal [km ²]	Andel fra danske kilder [%]	Andel fra skibstrafik [%]
1	Nordsøen							
	– Alle danske områder	10,9	59	70	1,4	48.888	7	8
2	Skagerrak							
	– Alle danske områder	1,9	11	13	1,3	10.150	20	8
3	Kattegat							
	– Alle danske områder	4,6	20	24	1,4	16841	17	6
3	Kattegat							
	– Alle svenske områder	1,3	8	10	1,4	6.742	15	6
4	Nordlige Bælthav							
	– Alle danske områder	1,3	4	5	1,3	3.931	12	6
5	Lillebælt							
	– Alle danske områder	1,4	3	4	1,7	2.321	5	5
6	Storebælt							
	– Alle danske områder	1,6	5	6	1,3	4.557	8	5
7	Øresund							
	– Alle danske områder	0,4	1	2	1,2	1.379	12	6
79	Øresund							
	– Svenske områder	0,2	1	1	1,2	959	9	9
8	Sydlig Bælthav							
	– Alle danske områder	1	2	3	1,3	2.473	3	3
9	Østersøen							
	– Alle danske områder	3,7	12	15	1,0	14.831	14	6
	Alle danske farvandsområder	27	116	142	1,3	105.372	11	7

5 Næringsstofkoncentrationer

Vandmiljøplanerne tilsigter bl.a. at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor fra land til vandmiljøet. Næringsstofkoncentrationerne i vandet indgår som en vigtig overvågningsparameter da koncentrationerne i vandet afspejler tilførslerne fra land. Næringsstofferne optages i de frie vandmasser af planteplankton og bidrager derved til dets vækst eller produktion (= primærproduktion). Efterfølgende kan planteplanktonet indgå i det pelagiske fødenet eller synke til bunds. Under forhold med rigeligt lys vil manglende tilgængelighed af næringsstoffer kunne begrænse primærproduktionen. Næringsstofkoncentrationer fra NOVA-stationer blev analyseret med henblik på at undersøge: 1) hvordan år 2000 så ud sammenlignet med tidligere år og 2) det tidsmæssige omfang af de perioder hvor koncentrationerne af næringsstoffer var så lave at de potentielt kunne begrænse primærproduktionen (her kaldt næringsstofbegrænsning). Potentiel næringsstofbegrænsning er defineret som koncentrationer af uorganisk kvælstof og fosfor lavere end hhv. 2 og 0,2 μmol pr. liter, svarende til hhv. 28 μg N og 6,2 μg P pr. liter.

Fjorde og andre kystnære havområder

Næringsstofkoncentrationerne i 2000 afveg ikke væsentligt fra de seneste års niveauer (se *Kapitel*

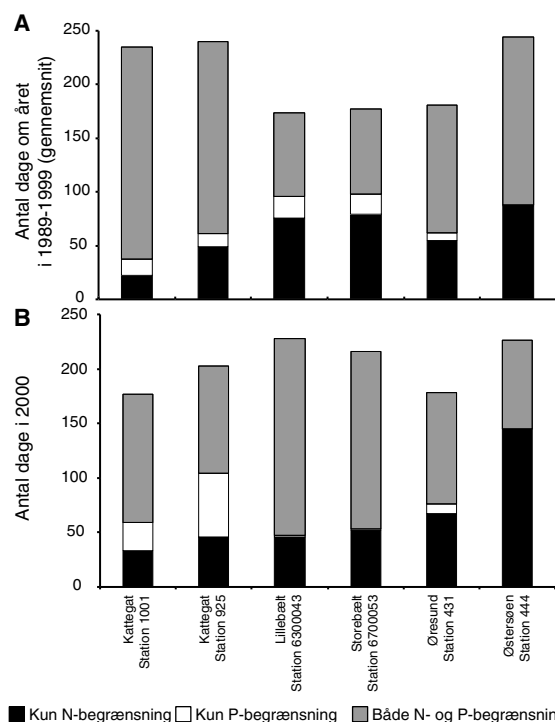


Figur 5.1 Antallet af dage med potentiel næringsstofbegrænsning for planteplanktonproduktion i de seks typefjorde: Horsens Fjord, Odense Fjord, Ringkøbing Fjord, Roskilde Fjord, Limfjorden og Skive Fjord. A: gennemsnit for perioden 1989-99 og B: 2000.

16), og den potentielle næringsstofbegrænsning lignede mønstret fra de foregående år. Primærproduktionen var potentielt begrænset én til to måneder i sensommeren af tilgængeligheden af kvælstof alene, hvorimod den potentielle fosforbegrænsning varierede fra seks måneder i Ringkøbing Fjord og tre måneder i Skive Fjord og Limfjorden til én måned i Horsens og Odense fjorde (Figur 5.1). I Roskilde Fjord var primærproduktionen ikke begrænset af tilgængeligheden af fosfor i 2000. Kombineret kvælstof- og fosforbegrænsning var mest markant i Horsens Fjord hvor primærproduktionen var potentielt begrænset af begge næringsstoffer i over to måneder.

Åbne farvande

Næringsstofkoncentrationerne var i 2000 på samme niveau som de seneste år (se *Kapitel 16*), og den potentielle næringsstofbegrænsning havde samme mønster som de foregående år. Både kvælstof og fosfor var potentielt begrænsende for planteplanktonproduktionen i ca. tre til seks måneder af året (Figur 5.2). Derudover var kvælstof alene begrænsende i ca. én til tre måneder, og for stationer i Kattegat og Øresund hvor næringsstofkoncentrationerne generelt var lave, optrådte der potentiel fosforbegrænsning.



Figur 5.2 Antallet af dage med potentiel næringsstofbegrænsning for planteplanktonproduktion på udvalgte stationer i de åbne farvande. A: gennemsnit for perioden 1989-99 og B: 2000.

6 Plankton

Plankton er de for størstedelen mikroskopiske organismer der svæver frit i vandet. Planteplanktons biomasse og primærproduktion er tæt koblet til lyset og til mængden af tilgængelige næringsstoffer i vandet, og planteplankton er direkte eller indirekte fødegrundlag for dyreplanktonet samt for de bundlevende dyr. I NOVA-programmet indgår identifikation og kvantificering af plante- og dyreplankton. Endvidere måles koncentrationen af klorofyl som et indirekte mål for den samlede planteplanktonbiomasse, samt primærproduktion og sigtddybde på et større antal stationer. Sigtddybden er medtaget under plankton da den illustrerer lysets nedtrængen i vandet og bl.a. relaterer sig til koncentrationen af planteplankton.

Biomasse og artssammensætning af planteplankton

Planteplanktonets samlede kulstofbiomasse og sammensætning adskilte sig i 2000 på flere punkter fra forholdene de foregående år. I de 20 områder vist på *Figur 6.1*, Rømø Dyb og Kolding Fjord undtaget, var den månedlige biomasse i 2000 langt overvejende (i 84% af tilfældene) lavere end i de foregående år (*Figur 6.1*). Højere biomasser blev fundet i maj (især ved den jyske vestkyst) og i september (især i de østjyske fjorde) og i begge måneder i 30% af områderne. Maj måned var præget af østenvind, og langs den jyske vestkyst har up-welling muligvis bidraget til de højere biomasser. I september kan iltsvindet i de indre farvande have bidraget til frigivelse af næringsstoffer fra bunden og dermed stimuleret væksten af planteplankton.

Forårsperioden var karakteriseret ved høje koncentrationer af kiselalgen *Skeletonema costatum* i Limfjorden, Skive Fjord, Odense Fjord, de østjyske fjorde, det nordlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav, Roskilde Fjord, Øresund, Køge Bugt og Hjelm Bugt. Denne art er almindeligt forekommende, men i mange af områderne var dominansen i 2000 usædvanligt markant. Derimod dominerede den i væsentligt mindre grad end normalt i Mariager Fjord.

Kiselalgeslægten *Pseudo-nitzschia* dannede meget omfattende opblomstringer i danske farvande. Nogle af disse kiselalger kan producere ASP (Amnesic Shellfish Poison), et giftstof der kan ophobes i muslinger og forårsage hukommelsestab og i værste fald død ved indtagelse af forgiftede muslinger (Kaas et al. 1999). Ved dele af den jyske vestkyst forekom *Pseudo-nitzschia* sammen med *Phaeocystis* i maj-juni hvor kombinationen af

kraftig skumdannelse fra *Phaeocystis* og store mængder af potentielt giftige *Pseudo-nitzschia* var årsag til megen gene for badende og bekymring i turisterhvervet. Analyser af muslinger og rejer indsamlet fra Vesterhavet i denne periode viste ingen tegn på ASP-giftstoffer fra algerne. I de indre danske farvande blomstrede *Pseudo-nitzschia*-arter fra specielt *delicatissima*-gruppen, men også *seriata*-gruppen, op i august-september i de østjyske fjorde, i september i Århus Bugt og det nordlige Lillebælt og i oktober-november i Skive Fjord, Hevring Bugt, Odense Fjord, det sydlige Kattegat og det nordlige Øresund.

Område	Periode	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Hjerting Strand	89-99												
Rømø Dyb	94-99												
Sønderho Øst	90-99												
Ringkøbing Fjord	89-99												
Nissum Fjord	89-99												
Nissum Bredning	85-99												
Løgstør Bredning	85-99												
Skive Fjord	85-99												
Ålborg Bugt	89-99 *												
Hevring Bugt	89-99												
Århus Bugt	89-99												
Mariager Fjord	89-96												
Horsens Fjord	89-99												
Vejle Fjord	89-99												
Kolding Fjord	89-99												
Nordlige Lillebælt	89-99												
Gniben	79-99												
Sydlige Lillebælt	89-97, 99												
Roskilde Fjord	92-99												
Nordlige Øresund	79-99												

*: For Ålborg Bugt er januar og februar udeladt af langtidsgennemsnit da der kun foreligger målinger i 1999 og 2000.

Figur 6.1 Tidsvægtede månedsbiomasser af planteplankton i forhold til gennemsnitlige månedsbiomasser fra den forgående årrække (angivet som periode). ■ = stigning, ■ = på niveau med tidligere, ■ = fald og □ = ingen data i 2000.

Bemærkelsesværdige forekomster af andre potentielt giftige alger i 2000 inkluderede raphidophycean *Chattonella* der for første gang blev set i masseopblomstring i danske farvande i 1998. *Chattonella* dukkede i 2000 op efter et mønster der lignede 1998. De første registreringer af lave koncentrationer af *Chattonella* var fra Århus og Hevring bugter i perioden januar-marts hvorefter en massiv opblomstring dækkede et stort område af Nordsøen i april-maj. I modsætning til 1998 blev der i 2000 ikke registreret effekter på andre organismer måske fordi de højeste koncentrationer af

Chattonella fandtes 10-20 sømil fra kysten på grund af den fremherskende østenvind i perioden.

Dinoflagellatslægten *Dinophysis*, der er kendt for at producere DSP-gifte (diarréfremkaldende skaldyrsgift), forekom i koncentrationer over grænseværdien for fiskeri af muslinger i perioden maj-august i Århus Bugt, Odense Fjord, det nordlige Lillebælt og i farvandet nord for Fyn. Som følge heraf blev muslingefiskeriet i en række områder lukket eller holdt åbent med skærpet overvågning i sommerperioden (Andersen & Thorbjørnsen 2001). De højeste koncentrationer af *Dinophysis* fandtes i juni hvor der i uge 26 blev påvist gift i muslinger fra områderne nord for Fyn og vest for Tunø. Der blev fundet 0,06-0,07 µg okadainsyre (DSP-gift) pr. g hel musling hvilket ligger tæt på EU's grænseværdi på 0,08-0,16 µg pr. g (Andersen & Thorbjørnsen 2001).

Sigtdybde, klorofyl, primærproduktion og dyreplankton

I fjordene adskilte sigtdybde, klorofyl, primærproduktion og dyreplankton i 2000 sig ikke fra de generelle mønstre. Sigtdybden var generelt god og klorofylkoncentrationen og primærproduktionen relativt lav i forhold til tidligere. Dyreplanktonet udviklede sig ensartet i de fire undersøgte typeområder, og udviklingen fulgte de sædvanlige sæsonmæssige variationer. I de åbne havområder var klorofylkoncentrationen den laveste som er målt, med undtagelse af 1977 hvor der dog kun var ganske få målinger. Samtidig var primærproduktionen særdeles høj, betydeligt højere end i de foregående år og på niveau med værdierne i 1980'erne. Der er ikke nogen umiddelbar forklaring på den høje primærproduktion samtidig med at klorofylkoncentrationen var lav. Det betyder at produktion pr. enhed klorofyl var høj og at der samtidig var høje tabsrater for fytoplankton, således at den høje produktion ikke gav anledning til en opbygning af biomasse.

7 Iltforhold

I 2000 opstod udbredte iltsvind usædvanligt tidligt på året, og generelt blev årets iltsvind i de indre farvande af en intensitet og udbredelse der ikke er set siden 1980'erne (Figur 7.1). Næringsstoffrigivelse, svovlbrinteudslip, døde bunddyr og fangst af døde fisk eller ingen fangst af fisk blev observeret i mange områder selvom undersøgelser af sådanne effekter ikke blev foretaget systematisk. Derimod var iltforholdene i lavvandede fjorde og kystvande relativt gode idet vinden ofte kunne omrøre vandsøjlen til bunden. Iltsvind, fx i Limfjorden, blev derved kortvarige.

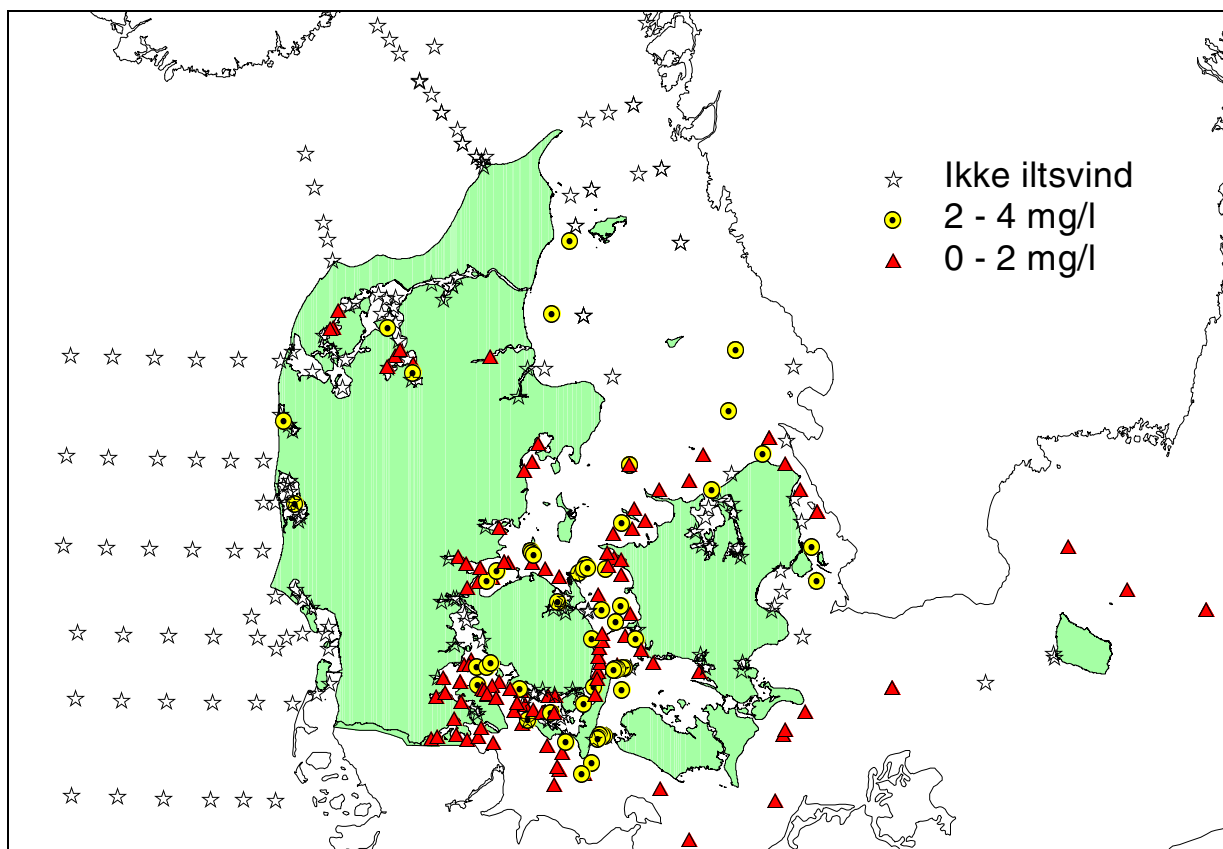
Efter orkanen den 3. december 1999 og hyppige kulinger i de første måneder af 2000 var iltindholdet i bundvandet i de danske farvande generelt højt og tæt på mætning i første kvartal 2000. Under de usædvanligt rolige vindforhold i april og maj faldt iltkoncentrationen gradvist og var i juli i mange områder nået under langtidsmiddel niveauet.

Allerede i begyndelsen af juli opstod iltsvind (< 4 mg/l) i det sydlige Lillebælt og i midten af juli i Åbenrå og Flensborg fjorde, det nordlige Lillebælt, Århus Bugt og Kalø Vig. I slutningen af juli

havde det udviklet sig til kraftigt iltsvind (< 2 mg/l) i det sydlige og nordlige Lillebælt og Kalø Vig.

I august var der iltsvind i det sydvestlige Kattegat, Øresund, store dele af Bælthavet, de dybe sønderjyske fjorde og den vestlige Østersø. I en række af områderne var iltsvindet kraftigt med kun lidt ilt tilbage i bundvandet. Det var især tilfældet i det sydlige Lillebælt med tilstødende fjorde og i Femer Bælt, men også i de dybe dele af Århus Bugt og farvandet nord for Fyn.

Iltsvindet nåede sin foreløbigt største intensitet og udbredelse i første halvdel af september. Der blev således observeret kraftigt iltsvind i det sydlige Kattegat, centrale Øresund, kystnære dele af Storebælt, Århus Bugt og Kalø Vig, farvandet nord for Fyn, det sydlige Lillebælt med tilstødende fjorde, Det Sydfynske Øhav, Kiel Bugt, Femer Bælt, Mecklenburg Bugt og Arkona Havet. Kraftig østenvind midt i september pressede overfladevand ind mod den jyske østkyst hvorved det iltfattige bundvand blev fortrængt fra området til større vanddybder, men vendte tilbage helt ind i Vejle og Horsens fjorde med det stille vejr i slutningen af september.



Figur 7.1 Stationer hvor der blev observeret iltsvind (< 4 mg/l) eller kraftigt iltsvind (< 2 mg/l) mindst én gang i løbet af perioden august-oktober 2000.

Den største intensitet af årets iltsvind forekom i slutningen af september og begyndelsen af oktober, bl.a. med historisk lave iltindhold i de dybe dele af Storebælt. Skift til svage vinde og lav vandstand i Kattegat og Østersøen ved månedsskiftet september-oktober satte gang i en opfyldning med iltrigt bundvand fra Skagerrak til Kattegat hvorved det oprindelige iltfattige bundvand i de indre farvande bredte sig ud i Øresund og Bælthavet eller blev skubbet ind i Østersøen. Midt i oktober var udbredelsen af iltsvind stadig usædvanlig stor.

Iltforholdene forbedredes gradvist i løbet af oktober, og iltsvind ophørte de fleste steder - undtagen i de dybeste dele af det sydlige Lillebælt og omgivende kystvande. I det sydlige Lillebælt og Åbenrå Fjord fortsatte iltsvind, med en kortvarig afbrydelse i begyndelsen af november, til midt i december. I Flensborg Inderfjord fortsatte iltsvin-

det til slutningen af november. I Yderfjorden fortsatte iltsvind til midt i december, dog afbrudt af højere iltindhold i september og november.

Baggrunden for udviklingen af de udbredte iltsvind i 2000 er en relativt stor udvaskning af kvælstof fra land i 1999 og begyndelsen af 2000 (jf. kapitel 23). Dette har medført et forøget iltforbrug ved bunden. Effekten blev forstærket af en nedsat tilførsel af ilt til bundvandet.

Ifølge beregninger foretaget med Farvandsmodellen var der i perioden juli-oktober generelt en jævn udstrømning af brakt og let overfladevand fra Østersøen hvilket forstærkede lagdelingen i de indre farvande (DHI 2000). Derved blev opblandingen af det iltrige overfladevand med det iltfattige bundvand og udskiftningen af bundvandet i de indre farvande mindsket.

8 Bundvegetation

Vegetationens dybdeudbredelse begrænses overordnet af lys. Vanddybden og sigtdybden er derfor vigtige faktorer der kontrollerer vegetationens udbredelse (se *Kapitel 27*). For ålegræs der findes på blød bund, er der en nøje sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdegrænse (Sand-Jensen et al. 1994). Reduktion i lysmængden, fx på grund af opblomstring af plankton eller løstliggende makroalger gennem sommeren, vil derfor begrænse ålegræssets dybdeudbredelse. På lavt vand er eksponering for kraftige vandbevægelser også begrænsende for ålegræssets dækningsgrad. Ålegræs opnår derfor maksimal dækning på mellemdybderne med intermediære lys- og eksponeringsforhold (Sand-Jensen et al. 1997).

På hård bund kan græsning og substratet som algerne hæfter sig på, have en betydelig effekt på vegetationens udbredelse. Derfor er der i forbindelse med undersøgelserne på hård bund indsamlet relevante oplysninger om dyr som fx søpindsvin, nøgensnegle og blåmuslinger der på forskellig vis kan have indflydelse på algevegetationen.

Blødbundsvegetation

I 2000 omfattede undersøgelserne af blødbundsvegetationen primært bestemmelse af den maksimale dybdeudbredelse og den gennemsnitlige dækningsgrad af blomsterplanter. Ålegræs er den mest dominerende blomsterplante i danske kystnære farvande.

På landsplan skete der ingen generelle ændringer i dybdegrænsen og dækningsgraden af vegetationen på den bløde bund mellem 1999 og 2000. I flere områder blev ålegræsbestandene dog reduceret mellem 1999 og 2000. Reduktion i bestandene skyldtes enten at den maksimale dybdegrænse rykkede ind på lavere vand eller et fald i dækningsgraden i et eller flere dybdeintervaller. Augustenborg Fjord, Horsens Fjord, sydlige Lillebælt, Limfjorden og Odense Fjord er områder hvor ålegræsbestandene blev reduceret fra 1999 til 2000.

Særligt markant var reduktionen i ålegræsbestandene i Augustenborg Fjord og i Limfjorden. Ålegræssets maksimale dybdegrænse blev reduceret i Augustenborg Fjord fra 3,2 meter i 1999 til 1,2 meter i 2000. Der skete ligeledes et markant fald i ålegræssets gennemsnitlige dækningsgrad der fra at have været støt stigende til 30-40% i perioden 1993-1999, faldt markant i 2000 til ca. 3%. Tilbagegangen i ålegræsbestanden i Augustenborg Fjord skete især mellem 1999 og 2000.

Der var ingen klar sammenhæng mellem dybdegrænsen og sigtdybden, så det er usikkert hvad der forårsagede reduktionerne. Perioder med iltsvind kan eventuelt have haft en negativ effekt.

I den ydre del af Odense Fjord forekom mindre reduktioner i ålegræssets udbredelse på lavt vand, mens der forekom kraftige reduktioner i havgræssets udbredelse inderst i fjorden (Seden Strand). Luftfotos tyder på at åle- og havgræssets arealudbredelse er halveret fra 1998 til 2000.

Reduktionen i Limfjordens ålegræsbestand var generel for perioden 1989-2000. I Limfjorden er ålegræssets maksimale dybdegrænse og den gennemsnitlige dækningsgrad i næsten alle dybder faldet til de laveste værdier der er registreret i overvågningsperioden. Det er især områder der før havde store forekomster af ålegræs, der har oplevet en reduktion i bestandene. Reduktionen i den maksimale dybdegrænse samt reduktionen i ålegræssets dækningsgrad i flere dybdeintervaller var signifikant for perioden 1989-2000. I Limfjorden var der en signifikant sammenhæng mellem dybdegrænsen og sigtdybden så variation i sigtdybden forklarer noget af variationen i dybdegrænsen. Perioder med iltsvind kan eventuelt også have spillet en rolle.

Kun i enkelte områder var der fremgang i ålegræsbestandene i 2000. Det gjaldt fx Køge Bugt hvor den maksimale dybdegrænse var knap 7 meter i 2000, den dybeste observation i perioden 1989-2000. Dækningsgraden steg også i 1999 og 2000 efter et markant fald mellem 1997 og 1998. I Ringkøbing og Nissum Fjorde hvor forbindelsen med havet reguleres gennem sluser, var blomsterplanternes maksimale dybdegrænse hhv. 1,5 og ca. 1 meter i 2000 hvilket var de dybeste observationer i overvågningsperioden 1989-2000. Blomsterplanternes dækningsgrad var dog i begge områder meget lille og har været signifikant faldende i overvågningsperioden.

I de øvrige områder skete der ikke bemærkelsesværdige ændringer i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad.

Hårdbundsvegetation i de åbne havområder

Algevegetationen på hård bund overvåges på 8 stenrev jævnt fordelt ned gennem Kattegat og på en enkelt lokalitet ud for Vejro i det nordlige Bælthav. Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent 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 på vanddybder ned til 10-12 meters dybde. Algerne dækker substratet fuldstændig såfremt det er stabilt over for bølgeeksponering og på mindre vanddybder ned til 8-10 meters dybde kan der forekomme en epifytisk topvegetation bestående af brune eller røde trådalger.

På større dybder end 12-14 meter aftager algernes samlede dækning til et enkelt lag oprette alger der ikke dækker hele substratet og hvis dækning aftager med stigende dybde. Udover de oprette alger findes skorpeformede alger fasthæftet på sten og muslingeskaller. De skorpeformede alger træffes med store dækninger selv på 24-25 meters dybde.

Grønne søpindsvins græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydlige Kattegat og på den stenede havbund ud

for Vejrhø i Samsø Bælt. På begge lokaliteter har græsningen stået på i nogle år.

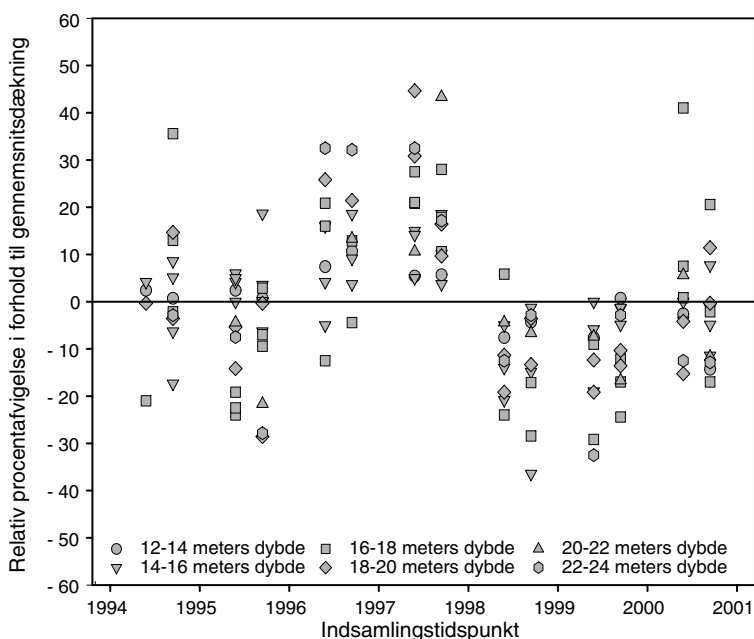
Stenrevsvegetationens dækningsgrad var i 2000 som gennemsnittet for perioden 1994-2000 (Figur 8.1, Tabel 8.1). Algedækningen var større end i de to foregående år, men markant mindre end i de to tørre år 1996 og 1997 hvor afstrømningen og næringsstofftilførslen var lav (sammenhængen mellem næringsstoffer og stenrevsvegetationen er behandlet i Kapitel 27).

På mindre vanddybder var forekomsten af trådformede epifytiske alger som trives ved høje næringsstoffkoncentrationer, på et gennemsnitligt niveau for perioden 1990-2000. Der blev ikke registreret nogen væsentlig forekomst af trådformede brunalger, der populært går under betegnelsen fedtemøj, og på rev med små vanddybder var mængden af røde trådalger fra slægten Klotang på det normale niveau med dækninger mellem 10 og 50%.

Undersøgelsesår	Måned	Antal observationer	Samlet vegetations dækning i forhold til gennemsnit for 1994-2000	P-værdi
1994	juni	4	←→	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
1995	juni	12	↓	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.

Tabel 8.1 Algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2000. ↑ angiver at flertallet af de undersøgte stationer har en mere udviklet vegetationsdækning, ↓ angiver at vegetationen er mindre udviklet på flertallet af stationer og ← → angiver at der er et lige antal stationer med mere henholdsvis mindre vegetation. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2000.

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



9 Bundfauna

I NOVA indgår undersøgelser af bundfaunaen på blød bund, og i typefjordene udføres desuden særskilte undersøgelser af filtratorer, dvs. de bunddyr der ernærer sig ved at filtrere partikler fra vandet (fx muslinger og søpunge). Bundfaunaen kan fungere som integrerede miljøindikatorer da de fleste af dyrene er stationære og flerårige, hvilket betyder at deres forekomst og biomasse kan bruges som mål for visse miljøforhold gennem en forudgående tidsperiode på indtil flere år. Filtratorerne undersøges separat for at vurdere omfanget af den potentielle græsning på planktonorganismer.

Artsammensætning

I Kattegat, Bælthavet, Øresund og Østersøen findes 4 HELCOM-stationer (en del af Østersøkonventionens system af bundfaunastationer) med relativt lange tidsserier. På to af disse stationer (31 S i Øresund og 939 i Storebælt) adskilte artsammensætningen af bundfaunaen i 2000 sig ikke væsentligt fra gruppen af observationer fra 1992 og frem. Derimod adskilte artssammensætningen på station 413 ved Anholt i 2000 samt 1998 og 1999 sig fra de foregående år (Figur 9.1). De sidste 3 år på denne station var dermed lige så forskellige fra de øvrige år som 1989. Ligesom for 1989 kan afvigelsen i de senere år muligvis knyttes til iltsvindseffekter. På stationen i Arkonahavet (station 444, Figur 9.2) afveg 2000 markant fra hovedgruppen af prøvetagninger. Tæthed og biomasse var i 2000 tæt på nul hvilket sandsynligvis skyldes iltsvind året før.

Biomasse og indvidtæthed

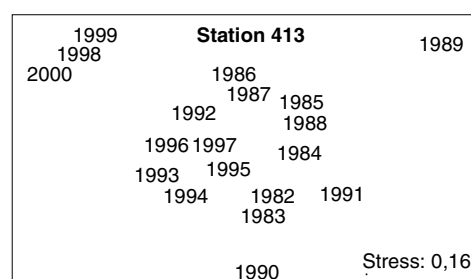
Biomasse og tæthed i 2000 var i de åbne farvande ikke nævneværdigt forandret sammenlignet med foregående år. Dette var heller ikke tilfældet for fjorde og kystnære områder overvåget af amterne. Test af generelle forskelle mellem 2000 og 1999 ved parret t-test på middelværdier fra amternes BF-områder viste ikke signifikante forskelle ($P = 0,72$, $n = 21$ og $P = 0,34$, $n = 13$ for henholdsvis tæthed og tørvægt).

Filtratorer

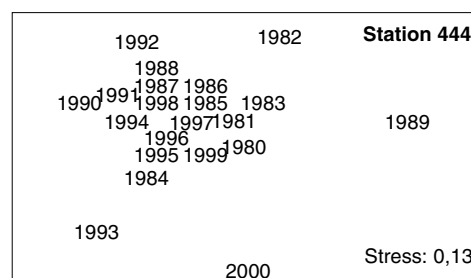
Der er foretaget særskilt opgørelse af bestande af filtratorer og deres potentielle græsningskapacitet i Skive Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Odense Fjord og i Roskilde Bredning og Roskilde Vig i Roskilde Fjord.

Filtratorerne dominerede bundfaunaen og havde et stort græsningspotentiale i alle de undersøgte områder på nær i Horsens Fjord (hvor bestanden af blåmuslinger blev reduceret væsentligt i perioden 1996-98 som følge af fiskeri) og i de yderste

dele af Odense Fjord. I en del områder var græsningspotentialet faldende fra 1999 til 2000, men i alle de undersøgte områder var den potentielle græsningskapacitet så stor at det må forventes at have påvirket planteplanktonet. I områder med negativ ekstern påvirkning af muslingebestanden, fx i form af iltsvind, fiskeri eller ændring af saliniteten, var størrelsesfordelingen af muslingerne 1-toppet, dvs. bestod af én størrelsesgruppe. Som eksempler på påvirkede områder kan nævnes dele af Horsens Fjord, Roskilde Bredning og Ringkøbing Fjord. Derimod var der i lavvandede områder uden iltsvind og fredede områder hvor der ikke er påvirkning fra fiskeri, en flertoppet størrelsesfordeling. I områder med 1-toppet fordeling vil bestanden udvikle sig så tætheden falder mens den individuelle størrelse øges. Denne udviklings betydning for græsningspotentialet afhænger af hvor hurtigt tætheden falder og i hvor høj grad faldet kompenseres af en stigende individuel græsningskapacitet. En 1-toppet størrelsesfordeling indikerer at bestanden af muslinger over tid ikke er stabil og man vil kunne forvente at i de år hvor bestanden kollapser eller på anden vis ændres væsentligt, vil den biologiske struktur i det pågældende fjordområde blive påvirket markant eftersom muslinger er nøgleorganismer i fjordenes fødenet.



Figur 9.1 MDS-plot af prøvetagninger baseret på rod-rod-transformerede indvidtætheder på artsniveau fra stationen ved Anholt (413). Plottet viser lighed med hensyn til artssammensætning mellem forskellige prøvetagninger markeret ved år. Jo tættere de forskellige år ligger i forhold til hinanden, jo større lighed i artssammensætning.



Figur 9.2 MDS-plot af prøvetagninger baseret på rod-rod-transformerede indvidtætheder på artsniveau fra stationen i Arkonahavet (444).

10 Tungmetaller i sediment og biota

NOVA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og kan ophobes op igennem fødekæden. Cd påvirker fiskelarvers overlevelsessevne. Cd giver også nyreskader og Hg såvel som Pb påvirker centralnervesystemet hos højerestående dyr. Høje koncentrationer af Hg og Pb kan forringe indlæringssevnen hos børn. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, men i forhøjede koncentrationer kan de påvirke algers funktion og struktur.

Analyserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger, rødspætter og skrubber), dels to gange indenfor programperioden i sediment hvor den første prøvetagning blev foretaget i 2000 (dog 1999 for Århus Amt).

Vurdering af målte koncentrationer

Koncentration af metaller vurderes primært i forhold til det vejledende norske klassificeringssystem udarbejdet af Statens Forureningstilsyn (SFT 1997) baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en femdel klassificering af forureningsgraden (miljøtilstanden i parentes):

- (I) Ubetydeligt til lidt forurenat (god)
- (II) Moderat forurenat (mindre god)
- (III) Markant forurenat (noget dårlig)
- (IV) Stærkt forurenat (dårlig)
- (V) Meget stærkt forurenat (meget dårlig)

For Hg til konsum findes en dansk grænseværdi på 1,5 mg kg⁻¹ (Miljøministeriet 1985) som ikke blev overskredet i hverken fisk eller muslinger i 2000.

Muslinger

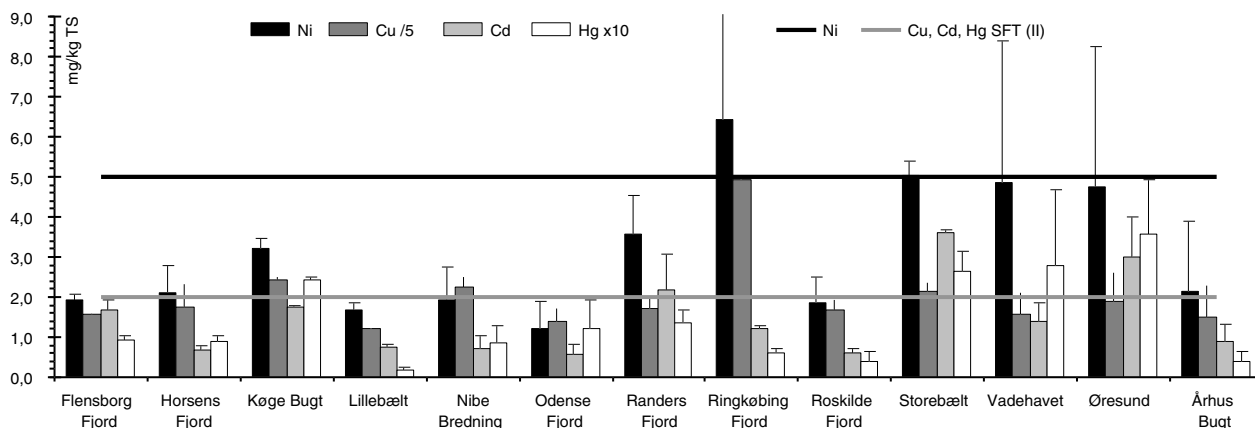
Målingerne af tungmetaller blev foretaget i blåmuslinger undtagen i Ringkøbing Fjord og ved Nibe Bredning hvor der blev indsamlet sandmuslinger. Figur 10.1 viser resultaterne for udvalgte metaller i de forskellige områder med angivelse af SFT's grænse for moderat forurening (klasse II). Alle metallerne 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.

I 27% af prøverne for Cu og Hg, i 13% for Cd og Ni og i 7% for Pb var grænsen for moderat forurening overskredet. Ingen prøver viste markant forurening. Koncentrationer svarende til moderat forurening blev for Cu fundet i syv områder, for Hg og Ni i fire områder og for Cd i tre. Kun Zn fandtes i samtlige prøver i koncentrationer svarende til ubetydeligt forurenat.

Fisk

Der blev indsamlet skrubber på tre stationer i Øresund og i Vadehavet, Storebælt og Nordsøen. I Nordsøen blev der tillige indsamlet rødspætter. Resultaterne fremgår af Tabel 10.1. 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; se også bemærkning under *Kvalitetssikring*. Koncentrationen af Hg i filet er i alle områder en faktor 2-3 højere end OSPAR's baggrundsværdi for fladfisk (0,15-0,35 mg kg⁻¹ tørvægt).



Figur 10.1 Metalkoncentrationer i muslinger (gennemsnit og maksimum) med markering af grænsen for moderat forurening i SFT's klassificering (klasse II). Søjler over tilhørende linie-markering svarer til moderat forurenat.

Tabel 10.1 Fiskestationer, middel koncentrationer af metaller i lever (og filet for Hg). Der er målt i skrubber, undtagen i Nordsøen. Enhed: mg kg⁻¹ tørvægt.

Område	Zn	Cu	Cd	Hg	Hg filet
Øresund					
- Nivå Bugt*	170	62	0,93	0,32	0,70
- Vedbæk#	163	42	1,13	0,36	0,81
- København#	209	50	0,98	0,46	0,58
Storebælt*					
- Storebælt*	159	51	0,93	0,21	0,38
Vadehavet#					
- Vadehavet#	123	56	0,31	0,21	0,50
Nordsøen					
- Skrubber#	150	35	0,52	-	0,84
- Rødspætter*	147	22	0,64	0,33	0,41

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

Sediment

Sedimentet blev indsamlet som den øverste cm, bortset fra i det sydlige Vadehav hvor de øverste 1-2 mm blev indsamlet direkte på vadefladerne. Da sedimentet udviser en stor spredning i både tekstur (fra 1-99% mudder) og organisk indhold (glødetab fra 0,5-21%, total organisk kulstof 0,1-9,0%) vil en normalisering forbedre vore muligheder for at sammenligne forskellige områder (se Kapitel 25). I det følgende er SFT's klassificering anvendt som for muslinger. I ni henholdsvis elleve områder fandtes Pb og Cd i koncentrationer svarende til moderat forurenet, og Cd oversteg grænsen for markant forurenet (SFT klasse III) i Horsens Fjord og Roskilde Fjord (Figur 10.2). I seks henholdsvis syv områder var koncentrationer af Ni og Hg højere end grænsen for moderat forurenet, og Hg oversteg i Øresund grænsen for markant forurenet. Endelig oversteg koncentrationerne af Zn og Cu grænsen for moderat forurenet i Roskilde Fjord og Cu desuden i Østersøen og Lillebælt. Sedimenttypen forklarer en del af de høje niveauer af Cd i Roskilde Fjord og Horsens Fjord (se Kapitel 25).

Kvalitetssikring

Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem parallelle prøver på en lokalitet udtrykt som en variationskoefficient (CV) i % kan bruges som et samlet estimat af den kombinerede analyse-

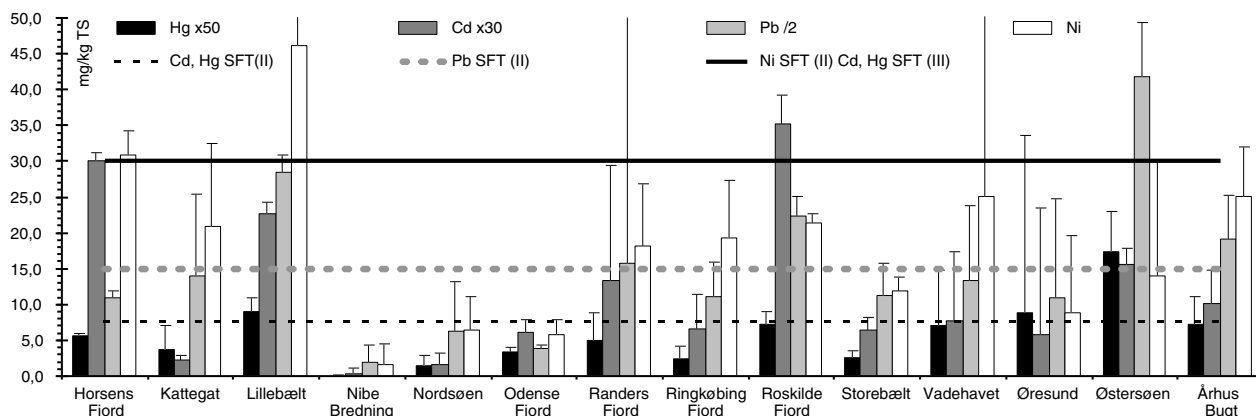
variation og den naturlige variation og giver her ved en opfattelse af hvor stor usikkerheden kan være på den enkelte måling. Resultaterne for de sidste tre års NOVA-program for muslinger er opgjort i Tabel 10.2. CV% viser at analysekvaliteten er god og på niveau med hvad man ville forvente for de respektive metaller. Årsagen til de noget forhøjede CV% for Cd og Hg sammenlignet med Zn og Cu skyldes sandsynligvis ikke analyseproblemer, men at den naturlige variation for mikrostofer som Zn og Cu er lavere end for Cd og Hg der ikke har en tilsvarende naturlig regulering. Årsagen til de høje CV% for Ni og Pb er sandsynligvis at koncentrationen i muslinger er tæt på detektionsgrænsen. Københavns Amt (Frederiksborg Amt et al. 2001) skiftede laboratorium i 2000 og har bemærket at koncentrationen af Cd og Pb i biota udviste større ændringer fra 1999 til 2000 sammenlignet med de to forrige år (begge forøget). Kvalitetssikringsdata understøtter dog at det er en reel ændring i koncentrationer, der er sket.

Tabel 10.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationerne i muslingeprøver mellem prøverne på en enkelt lokalitet udtrykt som en variationskoefficient (CV) i %.

År	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb
2000	8	9	10	10	18	15
1999	7	8	13	15	17	19
1998	8	7	13	13	14	17

Sammenfatning

Koncentrationerne af tungmetaller i biota i 2000 svarede til ubetydeligt til moderat forurenet ifølge SFT's vejledende klassificering. Sedimentet var moderat forurenet i de fleste områder og markant forurenet med Cd og Hg i enkelte områder. Nordsøen, Nibe Bredning og Odense Fjord var ubetydeligt forurenede. Normalisering af data er nødvendig og bør fremover foretages i forbindelse med en vurdering. Analysekvaliteten for muslinger var konstant mellem årene og god for Zn, Cu, Hg og Cd og tilfredsstillende for Ni og Pb.



Figur 10.2 Metalkoncentrationer i sediment (gennemsnit og maksimum) med markering af grænsen for SFT's klassificering moderat (klasse II) og markant forurenet (klasse III). Søjler over tilhørende linie-markering svarer til moderat eller markant forurenet.

11 Miljøfremmede stoffer i havvand, sediment og biota

Valget af miljøfremmede stoffer i NOVA er primært baseret på internationale forpligtelser i EU, OSPAR og HELCOM. Stofferne er udvalgt på baggrund af viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (*Kapitel 10*) samt i havvand.

I fisk og muslinger blev der analyseret for polyklo- rerede biphenyler (PCBer) og klorerede pesticider (DDT, HCH), og i muslinger desuden for organo- tinforbindelser samt poly-cykliske aromatiske hydrokarboner (PAHer). De enkelte komponenter fremgår af programbeskrivelsen for NOVA (Miljø- styrelsen 2000). I sediment blev der udover de ovennævnte 4 stofgrupper analyseret for DEHP og nonylphenol, og i havvand for antibegronings- midlerne Irgarol 1051 og diuron samt pesticiderne atrazin og simazin.

Vurdering af resultater

Miljøfremmede stoffer i biota vurderes primært i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurde- ringskriterier, "Ecological Assessment Criteria (EACs)", udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OS- PAR 1998). For sediment anvendes både EACs og de vejledende norske SFT-klassificeringer som er beskrevet i *Kapitel 10*. En mere dybdegående ana- lyse gennemføres i forbindelse med den planlagte NOVA temarapportering om miljøfarlige stoffer.

Koncentrationerne af TBT samt summen af PAH og PCB i biota er vist i *Figur 11.1*. For sediment ses TBT samt summen af PAH og PCB i *Figur 11.2*.

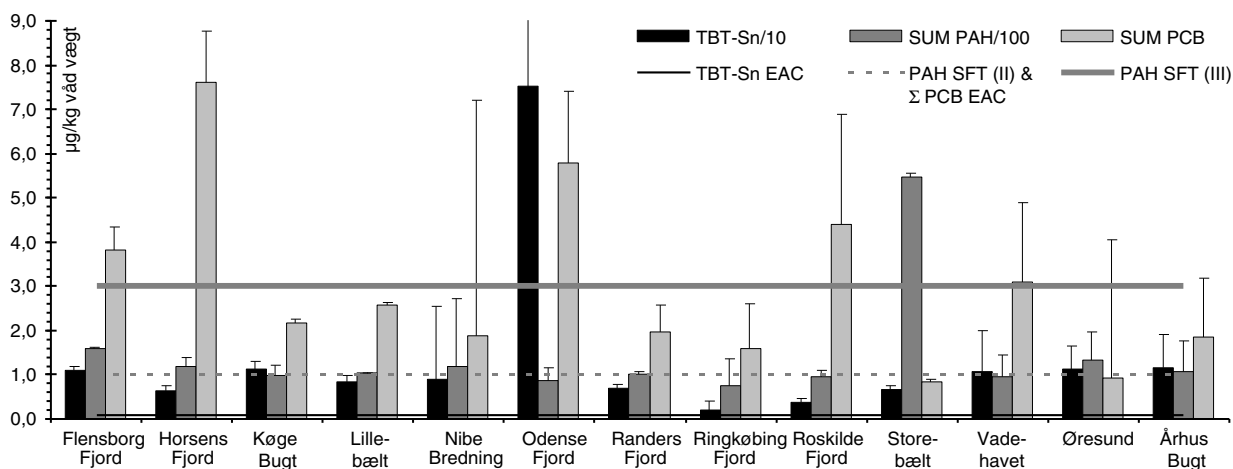
Muslinger

De højeste koncentrationer af Σ PCB blev som i 1999 fundet i Horsens og Odense fjorde. I næsten alle tilfælde var den nedre EAC-grænse ($1 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) overskredet hvilket betyder, at der i disse områder kan forekomme effekter i miljøet pga. forhøjede koncentrationer af PCB.

Koncentrationerne af Σ PAH adskilte sig ikke væ- sentligt fra de to forudgående år. De højeste kon- centrationer af Σ PAH blev som i 1999 fundet ved Egholm Flak i Storebælt.

Der er udarbejdet EAC-grænseværdier for 6 PAHer i muslinger. Generelt var de målte koncentrationer betydeligt lavere end EAC-grænserne. Anthracen udgjorde som i de tidligere år en undtagelse hvor den nederste grænse i EAC-intervallet ($1-10 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt) var overskredet på enkelte statio- ner i alle områder undtagen i Horsens og Randers fjorde. Den øvre grænse var overskredet i Roskil- de Fjord, Storebælt og Øresund. Σ PAH lå i alle områder over SFT's grænse II (moderat foruren- et) på en eller flere stationer og over grænse III (markant foruren- et) i Storebælt. Det skal dog bemærkes at der blev analyseret for flere enkelt- stoffer end sædvanligvis. Hvis man anvender de 9 PAHer der normalt indgår i OSPAR's overvåg- ning, svarede koncentrationerne til 30-70% af de viste koncentrationer.

De højeste koncentrationer af TBT blev som i de foregående år fundet i Odense Fjord, et område karakteriseret ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter.



Figur 11.1 Miljøfremmede stoffer i muslinger (gennemsnit og maksimum) sammenholdt med EAC- og SFT-grænseværdier. Bemærk at PAH og TBT-Sn er skaleret ned, at maksimum TBT-Sn i Odense Fjord er ude af skalaen, ligesom kun den øvre TBT-Sn EAC-grænse er indtegnet (den nedre grænse er 10 gange lavere = $0,08 \text{ TBT-Sn } \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt).

I Århus Bugt, Køge Bugt, Vadehavet, Øresund og Nibe Bredning fandtes også relativt høje koncentrationer. I 97% af prøverne var den nedre EAC-grænse for TBT overskredet, og i 81% også den øvre. Kun i en delprøve i Limfjorden var koncentrationerne under detektionsgrænsen (0,5 µg/kg).

Fisk

Se diskussionen i Kapitel 22.

Sediment

For Σ PCB svarede koncentrationerne generelt til SFT-klassificering som moderat forurenede sediment (Figur 11.2). De højeste koncentrationer af Σ PCB blev fundet i Horsens, Randers, Roskilde og Odense fjorde samt i Århus Bugt. Koncentrationerne af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT i de mere åbne farvande svarede generelt til baggrunds niveauer.

Middelniveauet af Σ PAH i Århus Bugt, Randers Fjord og Østersøen svarede til SFT-klassificeringen markant forurenede. I seks af de øvrige områder fandtes på enkelte stationer koncentrationer svarende til markant forurenede (i alt 33% af alle stationer). I alle områder fandtes stationer med koncentrationer svarende til moderat forurenede, dog i Limfjorden kun svarende til lidt forurenede. I alt blev 18% af de undersøgte stationer klassificeret som lidt forurenede.

Koncentrationen af nonylphenol og DEHP i sediment lå i mellem hhv. 5-375 og 10-2.500 µg pr. kg tørstof. Der er tidligere fundet betydeligt højere koncentrationer i nærfelt og på stationer på åbent vand: hhv. 150-33.000 og 31-16.911 µg pr. kg tørstof (Lillebæltssamarbejdet 1998).

TBT blev påvist i sedimentet i alle områder med undtagelse af Nordsøen hvor sedimentet er meget sandet. De højeste koncentrationer fandtes i Randers, Odense og Roskilde fjorde samt Nibe Bredning. I Kattegat, Ringkøbing Fjord, Storebælt og Århus Bugt var koncentrationen imidlertid mindre end detektionsgrænsen (0,5-3 µg/kg tørstof) i

henholdsvis 82%, 67%, 80% og 67% af prøverne. EAC-grænsen, beregnet som S_n og normaliseret til 1% total organisk kulstof (TOC), er 0,002-0,02 µg/kg tørstof. I samtlige områder med undtagelse af Nordsøen fandtes prøver med en koncentration normaliseret til 1% TOC, der oversteg den øvre EAC-grænse.

Havvand

Koncentrationerne af diuron, Irgarol 1051, simazin og atrazin var generelt lave og ofte med en faldende gradient fra havne. Det af Miljøstyrelsen anbefalede vandkvalitetskriterium på 0,001 µg/l for Irgarol var overskredet tæt ved kilden i flere tilfælde.

Kvalitetssikring

Resultaterne fra de 3 år i NOVA-programmet for muslinger er opgjort i Tabel 11.1 (se forklaring i Kapitel 10).

Tabel 11.1 Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem 3 prøver indsamlet på samme lokalitet udtrykt som variationskoefficienten (CV) i %.

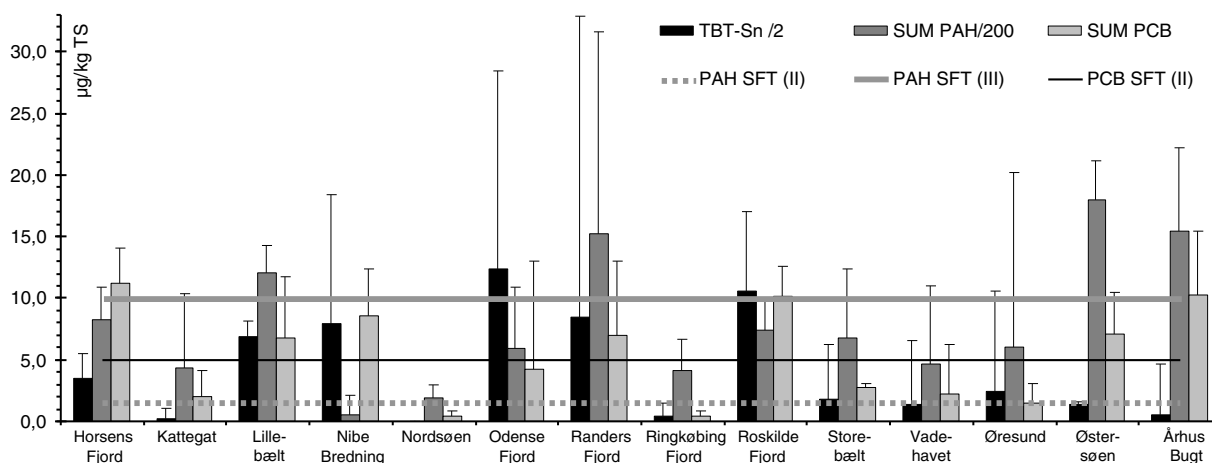
År	TBT	Σ PCB	Σ HCH*	Σ DDT	Σ PAH
2000	14	10	14	9	7
1999	17	12	23	11	8
1998	15	9	11	10	11

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

CV% er relativt konstant imellem årene og er sammenlignelige med dem der er fundet for de ikke naturligt forekommende metaller Cd og Hg.

Sammenfatning

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



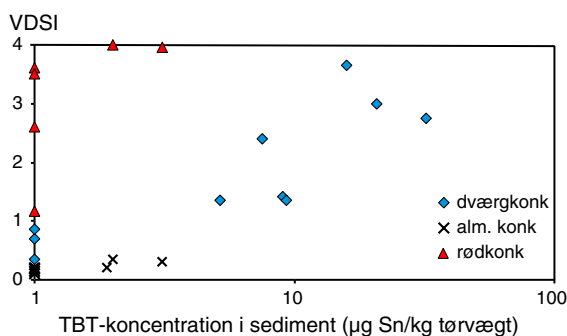
Figur 11.2 Miljøfremmede stoffer og deres EAC- og SFT-grænseværdier i sediment (gennemsnit og maksimum). Bemærk at PAH og TBT er skaleret ned. For Σ PAH er angivet SFT-grænser for moderat (SFT (II)) og markant (SFT (III)) forurenede.

12 Effektmonitoring af TBT

Udbredelsen af imposex og intersex i 4 arter af havsnegle (hhv. dværgkonk, almindelig konk, rødkonk og almindelig strandsnegl) er de eneste biologiske markører der anvendes i NOVA 2003 som mål for indflydelsen af miljøgifte på dyrelivet i vores farvande.

Imposex og intersex er 2 forskellige måder hvor på hormonforstyrrelser forårsaget af tributyltin (TBT), kommer til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle synlige maskuline køns karakterer der i værste fald kan medføre sterilitet.

Hvor fremskredne stadier af imposex der er udviklet i havsnegle inden for et område beskrives med et Vas Deferens Sekvens Indeks (VDSI) der er en midlet værdi af alle observerede imposex stadier. Tilsvarende beskrives intensiteten af intersex med et Intersex Indeks (ISI). Den maksimale værdi for VDSI og ISI i de her undersøgte arter er 4,0. Da de undersøgte arter ikke er lige følsomme overfor TBT-forurening, er intensiteten af imposex eller intersex ikke umiddelbart sammenlignelig. Figur 12.1 viser sammenhængen mellem sedimentets TBT-indhold og imposex i 3 arter af konksnegle. Det ses at rødkonk er mere følsom end alm. konk og dværgkonk.



Figur 12.1 Sammenhæng mellem forekomsten af imposex i konksnegle og TBT-koncentrationen i sediment. Data er kun medtaget fra områder hvor både snegle og sediment er indsamlet under NOVA 2002. Under detektionsgrænsen er anført som $1 \mu\text{g kg}^{-1}$.

Indsamling i 2000

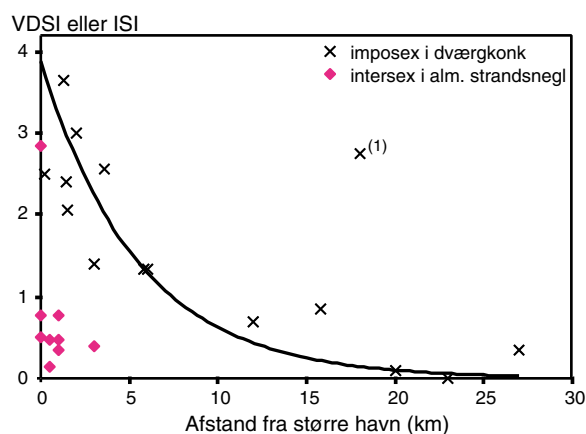
Af hver af de 4 arter er der i 2000 undersøgt mellem 241 og 551 hunner indsamlet på mellem 9 og 15 stationer. Nordjyllands Amt havde to nye Limfjords-stationer med, Nibe Bredning og Langerak Renden. Herudover blev der for første gang indsamlet rødkonk fra stationer i den åbne Nordsø.

Resultater og diskussion

Rødkonk er den mest følsomme af de undersøgte arter, og i de indre danske farvande havde samtlige undersøgte hunner udviklet imposex, ofte i fremskredne stadier (VDSI = 2,6–4,0). Ved stationerne i Skagerrak og selv i den åbne Nordsø havde 53–75% udviklet imposex, men oftest i de begyndende stadier (VDSI = 0,8–1,2).

Hos alm. konk havde 10–55% udviklet imposex og oftest kun i de begyndende stadier (VDSI = 0,1–0,7). De højeste niveauer forekom ved et par af stationerne i Storebælt.

I dværgkonk blev der undersøgt for imposex i Limfjorden, Hevring og Århus bugter, Horsens Fjord og Øresund ved stationer placeret i forskellig afstand fra den nærmeste større havn. I alle områder fandtes et fald i imposex med stigende afstand fra havnen. Den snævre sejrende ind til Ålborg havn, Langerak, var dog en undtagelse (se Figur 12.2).



Figur 12.2 Forekomsten af imposex (VDSI) i dværgkonk og intersex (ISI) i alm. strandsnegl i forhold til afstanden til nærmeste havn i forskellige kystnære områder i 2000 (data fra respektive amtsrapporter 2001). (1) Nordjyllands Amt, Langerak Rende, Limfjorden.

Der blev tilsvarende undersøgt for intersex i almindelig strandsnegl ved havne i Odense og Sønderborg Bugt samt Vadehavet. I umiddelbar nærhed af havnene var 4–90% af hunnerne hos almindelig strandsnegl sterile pga. udviklingen af intersex.

Sammenfatning

Imposex og intersex var stadig udbredt i de 4 undersøgte arter af havsnegle. Først og fremmest omkring havneområder hvor TBT-niveauet forventeligt var højest. For de følsomme arter var der dog også effekter i de åbne farvande og i Nordsøen.

Del 2 Udviklingen i miljø- og naturtilstanden

Et af hovedformålene med NOVA-programmet er at dokumentere udviklingen i miljø- og naturtilstanden. Specielt er det vigtigt at kunne dokumentere effekter, eller mangel på samme, af Vandmiljøplan I og II. I tidligere rapporter har udviklingstendenser været behandlet i forskellige afsnit. For at fokusere mere på dette aspekt vil det, som her, fremover blive behandlet i en særskilt del.

Mange parametre påvirkes betydeligt af de klimatiske forhold. For eksempel reduceres afstrømningen i tørre år, og dermed sker der en mindre udvaskning af næringsstoffer fra land til havet. Temperatur, lysindstråling og vindforhold er eksempler på andre klimaparametre som kan påvirke miljøet. Det betyder at der sammen med variationerne i de klimatiske forhold vil kunne forventes en variation i mange af de parametre, som indgår i overvågningsprogrammet.

Principielt kan man opdele år til år variationen i en parameter, fx klorofylkoncentrationen, i en klimakomponent, en økosystem komponent og en komponent som afhænger af vores forvaltning af miljøet. Vi ønsker at belyse den sidste komponent, dvs. om der er sket en forbedring af miljøet siden vandmiljøplanernes start. Men de observerede ændringer sløres af de to andre komponenter. Med økosystemkomponent menes den variation der kan tilskrives måden det biologiske system fungerer på. Man kan således tænke sig at forekomsten af græssere, fx dyreplankton og muslinger, vil påvirke koncentrationen af klorofyl. Der kan også forekomme interaktioner imellem klima og resten af økosystemet som påvirker den parameter, man måler på. Det optimale ville være at man kvantitativt kunne gøre rede for disse sammenhænge således at man kunne isolere den menneskelige faktor, dvs. vandmiljøplanernes betydning. Der er et stykke vej til dette mål, men i årets rapport har vi forsøgt at fjerne klimaets effekt på en række parametre. Overordnet er det gjort ved at lave en model for sammenhængen mellem klimatiske forhold de enkelte år og den pågældende parameter. 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.

Ved anvendelsen af denne metode bør der indgå en række overvejelser om hvorvidt man overho-

vedet vil kunne forvente at finde en sammenhæng med klimaet, hvilke klimaparametre man skal bruge, over hvilke tidsperioder man skal beregne sammenhængen mellem parameteren og de klimatiske parametre, samt hvorvidt der skal inddrages en tidsforsinkelse mellem klimaparametre og den undersøgte parameter. Det rigtige valg vil afhænge af hvilke parametre og områder man kigger på. For eksempel er det rimeligt at anvende en mindre tidsforsinkelse mellem afstrømning og den undersøgte parameter i fjorde end i åbne havområder. 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 parametre, eller indeks, der er rensset for klimavariationer og som beskriver centrale elementer i havets miljø- og naturtilstand.

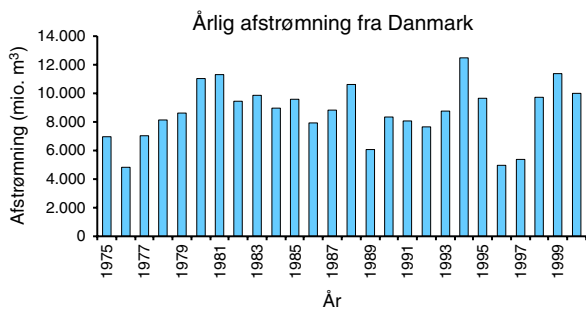
Generelt er der i analyserne af de enkelte parametre anvendt middelværdier af alle målinger for at give et nationalt billede. På den måde udjævnes forskelle mellem lokaliteter og man fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på områder, fx fjorde og åbne havområder, som vi ved reagerer forskelligt. I nogle tilfælde finder vi at klimaet kan forklare praktisk talt al variation mellem årene. For eksempel kan 97% af variationen i sigtddybden i fjordene forklares ud fra indstråling og afstrømning for perioden 1994 til 2000. Det betyder ikke at økosystemets biologiske struktur er uden betydning, 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. Det er faktisk afgørende at økosystemerne fungerer ens fra år til år, når man udvikler klimakorrekturen. I fjordene er det meget svært at finde gode sammenhænge med klimaet når observationer fra alle årene inddrages. Det skyldes at fosfortilførslerne blev nedbragt betydeligt omkring 1990, og at ændringer i økosystemet giver andre sammenhænge med klimavariationerne. Derfor er klimakorrekturen for nogle parametre udviklet for en periode fra starten af 1990'erne og frem til år 2000 og er derefter anvendt på hele perioden (se fx *Figur 18.4*). Med denne metode overvurderer man muligvis det skift man ser omkring den årrække, man har anvendt til klimakorrekturen, men det vil stadig være muligt at sammenligne perioder.

13 Udvikling i klimatiske og hydrografiske forhold

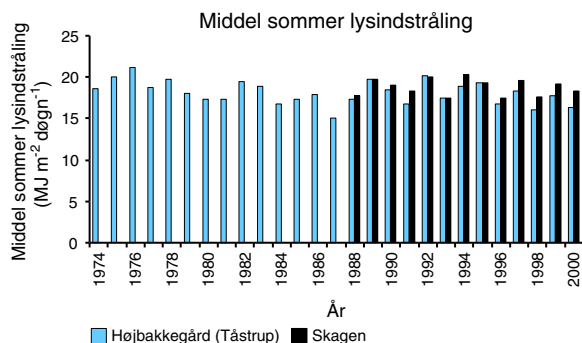
Klimatiske forhold

De danske farvande påvirkes direkte af år til år variationer i afstrømning, temperatur, vindforhold og lysindstråling. I dette afsnit illustreres udviklingen i de klimatiske parametre med en række indeks der i de efterfølgende afsnit er anvendt til korrektioner for klimatiske variationer. Formålet er at vise variationen i de enkelte parametre i perioden 1975-2000, men ikke den langsigtede klimaudvikling som typisk diskuteres over længere tidshorisonter end de maksimalt 25 år, som er vist her.

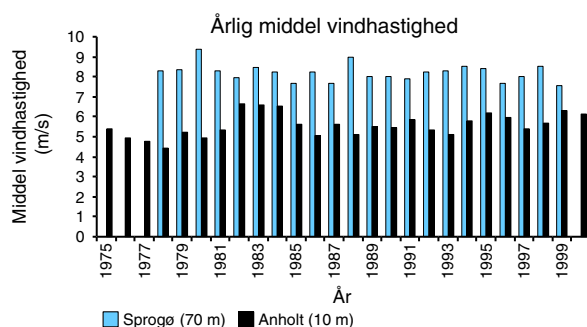
Inden for de sidste 25 år har den årlige afstrømning fra Danmark varieret mellem minimum 4840 mio. m³ i 1977 og maksimum 12516 mio. m³ i 1994 (Figur 13.1) uden overordnede tendenser i retning af stigende eller faldende afstrømning. Sommerindstrålingen i Skagen har varieret mellem 17,3 og 20,5 MJ m⁻² døgn⁻¹ i hhv. 1993 og 1994 i perioden 1989-2000 hvorfra der findes målinger (Figur 13.2), og mellem 15,0 og 21,1 MJ m⁻² døgn⁻¹ i hhv. 1987 og 1976 på Højbakkegård ved Tåstrup. Indstrålingen på Højbakkegård er ca. 10% lavere pr. år end i Skagen. Middelvindhastigheden har varieret mellem 7,5 m/s i 1999 og 9,4 m/s i 1980 (Figur 13.3) og der har samtidig været store svingninger i antallet af vindhændelser med vindhastigheder højere end 10,8 m/s (svarende til kuling eller vindstyrke 6) (Figur 13.4). Den årlige middeltemperatur har på Anholt varieret mellem 7,2°C i 1985 og 9,8°C i 2000 (Figur 13.5).



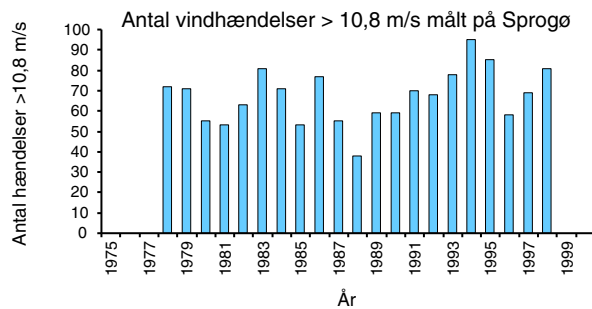
Figur 13.1 Årlig afstrømning fra Danmark 1975-2000. Data fra DMU, VAF.



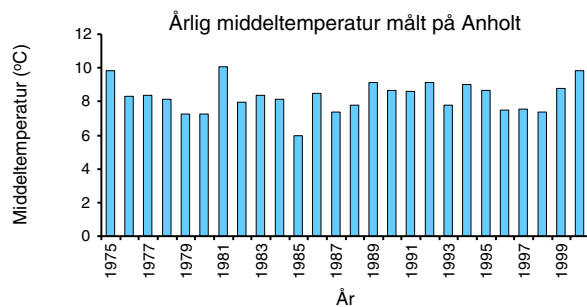
Figur 13.2 Middel sommer lysindstråling (maj-august) målt i Skagen og på Højbakkegård. Data fra DMI (Skagen) og KVL (Højbakkegård).



Figur 13.3 Årlig middel vindhastighed på Anholt i 10 meters højde og på Sprogø i 70 meters højde. Målingerne på Sprogø ophørte i 1999. Data fra DMI (Anholt) og Sund og Bælt Holding (Sprogø).



Figur 13.4 Antal døgn med middel vindhastighed større end 10,8 m/s (svarende til antal døgn med kuling) målt på Sprogø i 70 meters højde. Målingerne på Sprogø ophørte i 1999. Data fra Sund og Bælt Holding.



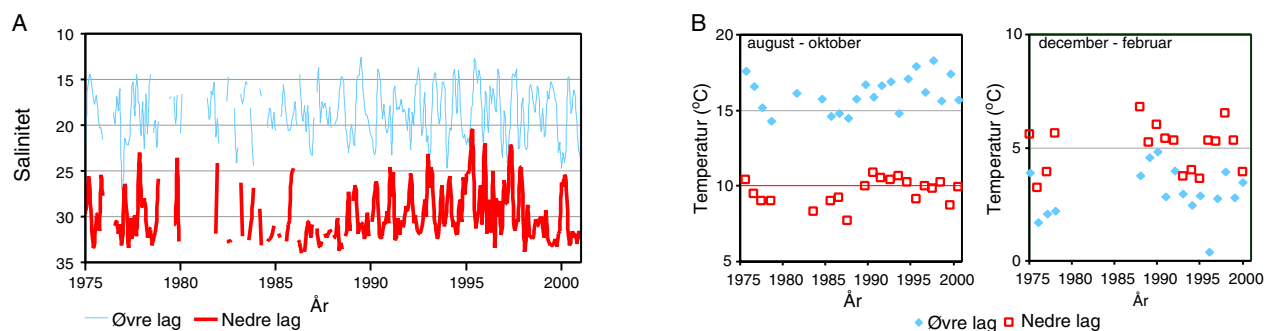
Figur 13.5 Årlig middeltemperatur målt på Anholt. Data fra DMI.

Hydrografiske forhold i de åbne indre farvande
Saliniteten i overfladevandet i de indre danske farvande har typisk varieret mellem 15 og 25‰ mens bundvandets salinitet har ligget i intervallet 25-35‰ (Figur 13.6A). Vinternes markante blandings- og indstrømningshændelser øgede regelmæssigt saliniteten i overfladevandet mens den mindskedes i bundvandet. Midt i 1990'erne var der tendens til lavere salinitet i bundvandet i forhold til perioden sidst i 1980'erne og 1999-2000. Modsat mindskedes overfladesaliniteten med forårets og den tidlige sommers udstrømninger fra Østersøen. Gennem foråret og sommeren aftager vindhastighederne, og blandingen mellem de forskellige vandmasser reduceres. Det medfører ligeledes at overfladesaliniteten mindskes, mens bundvandssaliniteten øges.

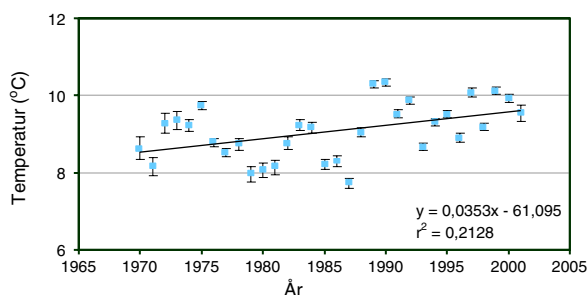
Temperaturen i overfladevandet (0-10 m) har ligget i intervallerne 15-20°C om sommeren og 1-4°C om vinteren (Figur 13.6B). I bundvandet (20-

40 m) har årstidsvariationen i vandtemperaturen været mindre udtalt (4-11°C). Bundvandet når sin højeste temperaturer en til to måneder forskudt i forhold til tidspunktet for forekomsten af det varmeste overfladevand. Det skyldes at temperaturen i bundvandet overvejende fastlægges af temperaturen, vandet havde ved tidspunktet for indstrømningen til de indre danske farvande (Svansson 1984). Endeligt er årsmiddeltemperaturen øget med 0,035°C pr. år eller fra ca. 8,5 til 9,6°C siden 1970 (Figur 13.7).

Bundvandets opholdstid, dvs. det tidsrum vand i det nedre vandlag er afskåret fra kontakt med overfladen, er af stor betydning for udviklingen af iltvind (se Kapitel 23). I det sydlige Kattegat, Bælthavet og Øresund steg bundvandets opholdstid i perioden fra midt i 1970'erne til sidst i 1980'erne hvor der skete et fald i opholdstiden. Siden starten af 1980'erne har opholdstiden igen været stigende (Figur 23.1).



Figur 13.6 Salinitet (A) og middeltemperatur (B) i de åbne dele af de indre danske farvande. Observationer fra Kattegat (syd for 56°50'N), Bælthavet og Øresund indgår i beregningen. Saliniteten og temperaturen er medianværdierne beregnet på basis af observationer fra dybden 0-10 m (overfladevand) og 20-40 m (bundvand) fra Bælthavet og Kattegat. Med valget af 20-40 m er det nedre lag i de åbne dele af de indre danske farvande primært repræsenteret med de sydøstlige dele af Kattegat samt de dybere render i Bælthavet og Øresund.



Figur 13.7 Overfladevandets årsmiddeltemperatur i Kattegat beregnet på basis af observationer i dybdeintervallet 0-10 m.

14 Udvikling i stoftilførsler fra land

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort siden 1989 (Figur 14.1 samt Bilag 2). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (83% i gennemsnit for perioden 1989-2000) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning udgjort en mindre andel (31%) af den tilsvarende samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er dog steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning.

Den store renseindsats overfor spildevand er meget tydelig idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 900 tons fosfor i 2000 eller med ca. 90%. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til godt 7.500 tons i 2000 svarende til en reduktion på ca. 70%.

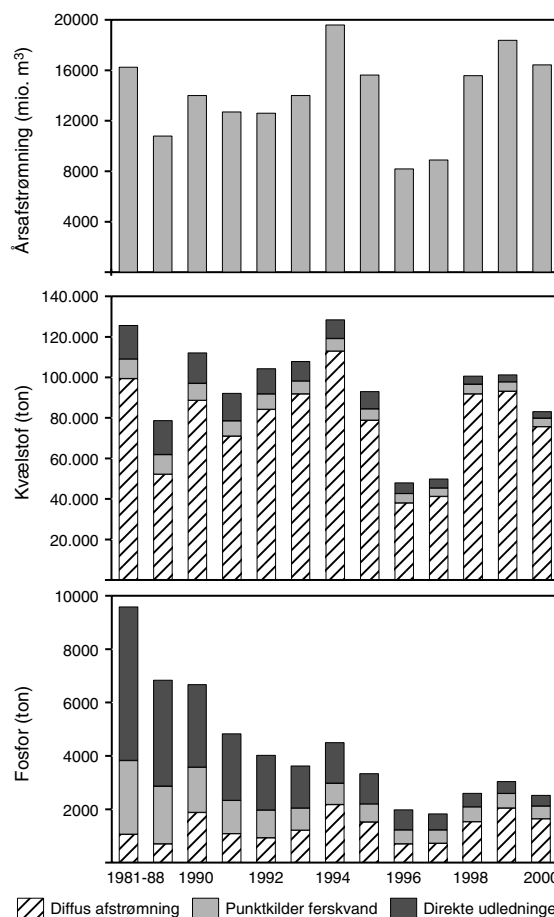
Udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger blev analyseret for perioden 1989 til 2000 med en Kendall tendens-test på vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at fjerne betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Bøgestrand et al. (2001).

Tabel 14.1 Kendall's tendens-test af udviklingen i hhv. den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusive tilførsler fra spredt bebyggelse og inklusiv retention) for perioden 1989-2000. 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 $P < 0,01$. Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været $\geq 0,05$ og dermed ikke signifikant.

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

Testen viste at der for Danmark samlet er sket et statistisk signifikant fald i den diffuse tilførsel af kvælstof (inklusive tilførslen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) (Tabel 14.1). Der har været en meget svagt stigende, men ikke signifikant, udviklingstendens for fosfor. Det blev også undersøgt om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen. Der har været et fald der slet ikke er signifikant.

Kendall tendens-testen på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit (Tabel 14.1) viser overordnet at de samlede kvælstof- og fosfortilførsler til alle marine kystafsnit er faldet signifikant.



Figur 14.1 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2000 samt middel for perioden 1981-88.

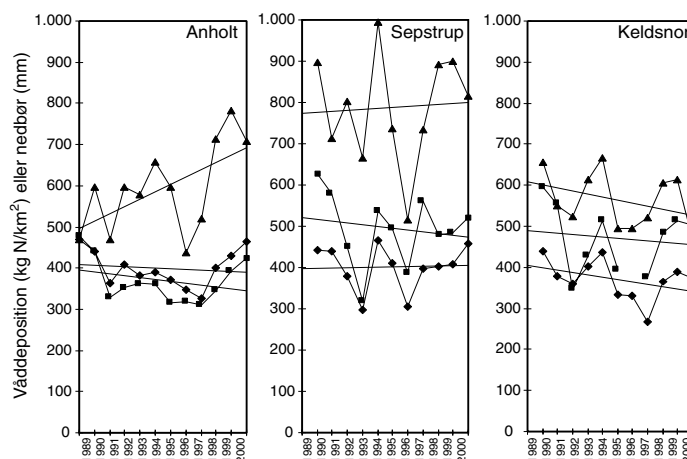
15 Udvikling i nedfaldet fra atmosfæren

Udviklingen i kvælstoftilførslen fra atmosfæren for perioden 1989-2000 blev vurderet alene ud fra målinger idet usikkerheden i modelberegningerne af det totale nedfald af kvælstof er forholdsvis stor bl.a. på grund af stor usikkerhed i emissionsopgørelserne og i de anvendte meteorologiske data.

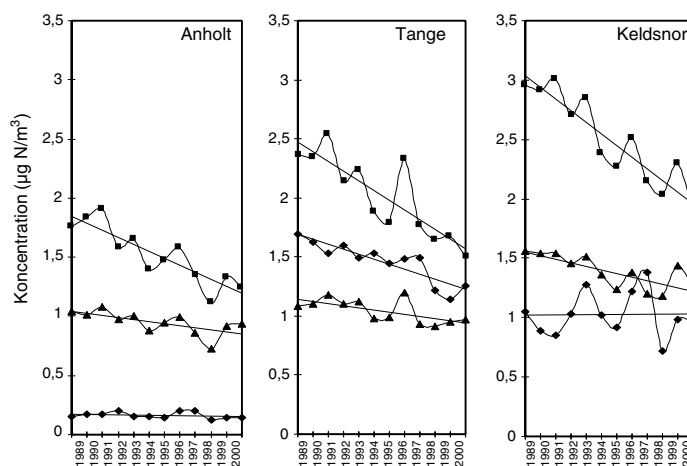
Generelt faldt våddepositionen af ammonium, mens våddepositionen af nitrat stort set er uforandret igennem perioden (Figur 15.1). Tendensen til fald i våddepositionen af ammonium var dog kun signifikant på en del af målestationerne hvilket dels skyldes de store variationer fra år til år og dels skyldes at der i perioden er observeret en stigende nedbørsmængde på en del af målestationerne. Nedbørsmængden er en af de faktorer som påvirker våddepositionsmængden, men sammenhæng mellem nedbørsmængde og våddeposition er kompleks idet koncentrationen i nedbør også afhænger af intensitet, længde og frekvens af nedbørsepisoderne (se endvidere Ellermann et al. 2001).

Luftens indhold af partikulært bundet ammonium og sum-nitrat (summen af partikulært nitrat og salpetersyre) faldt signifikant på alle målestationerne, og det vurderes derfor at tørdepositionen af disse komponenter er faldet (Figur 15.2). For ammoniak varierede udviklingstendenserne på de seks danske målestationer hvilket skyldes at ammoniak stammer fra meget lokale kilder og derfor varierer meget fra sted til sted. På baggrund af målingerne var det derfor ikke muligt at give et generelt billede af udviklingstendenser for indhold og tørdeposition af ammoniak i Danmark.

Fald i luftens indhold af partikulært bundet ammonium og sum-nitrat og tendensen til et fald i våddepositionen af ammonium er i overensstemmelse med den udvikling som ses i EMEP's emissionsopgørelser for Europa (www.emep.int). Af faktorer som har indflydelse på denne udvikling kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer på benzindrevne køretøjer, rensning af røggasser og det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande.



Figur 15.1 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt, ved Sepstrup Sande og ved Keldsnor i perioden 1989-2000. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression.



Figur 15.2 Årsmiddelværdierne for perioden 1989-2000 af koncentrationerne af ammoniak (◆), partikelbundet ammonium (■) og sum-nitrat (▲) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Tendenslinjer er beregnet ved simpel lineær regression.

16 Udvikling i næringsstofkoncentrationer

Årsmidler af næringsstofkoncentrationer i fjorde 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). For uorganisk kvælstof (DIN) og total kvælstof (TN) blev sammenhængen med afstrømningen i perioden 1989-1997 benyttet til korrektionerne, mens perioden 1992-1997 blev anvendt for uorganisk fosfor (DIP) og total fosfor (TP).

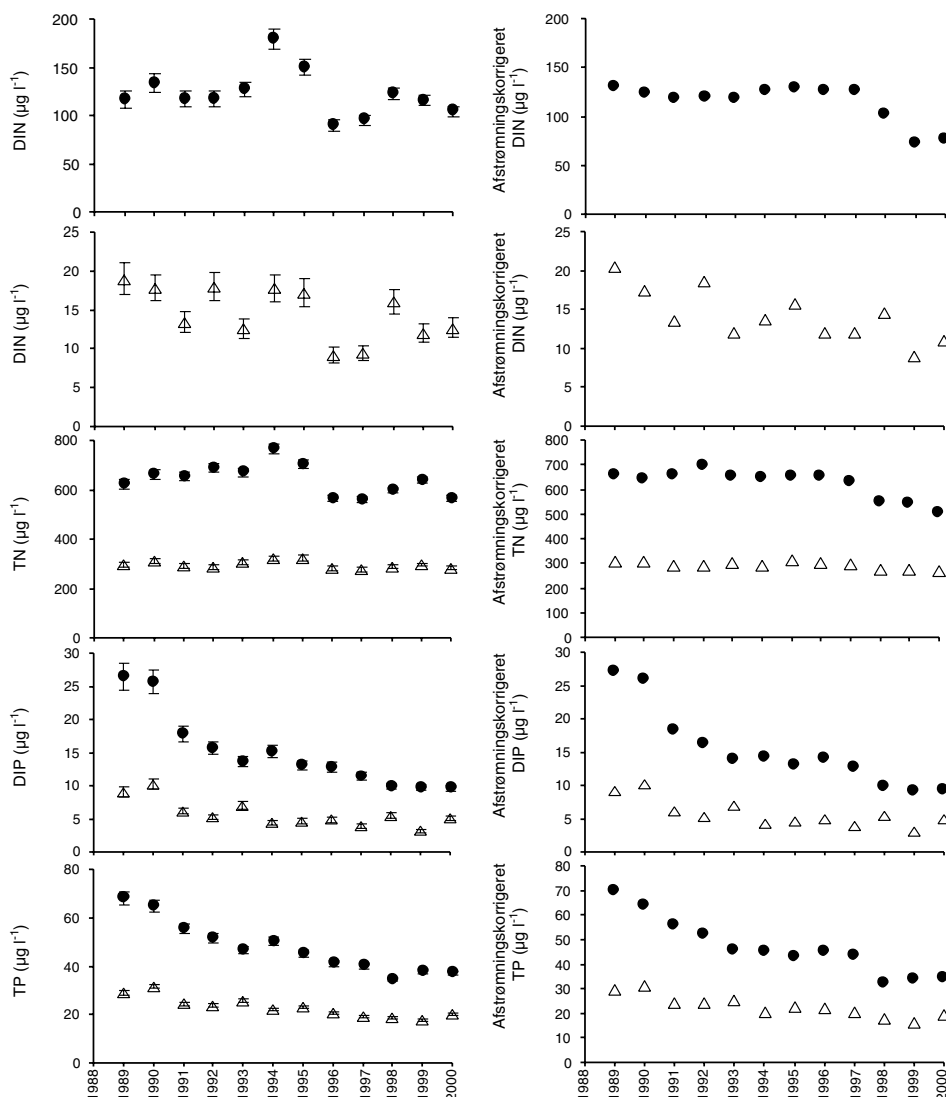
Fjorde og andre kystnære områder

De målte koncentrationer af DIN og TN varierede omkring et forholdsvis konstant niveau i hele perioden fra 1989 til 2000, mens koncentrationerne af DIP og TP faldt markant (Figur 16.1). Efter korrektion for variationer i afstrømning viste

næringsstofkoncentrationerne et fald i de seneste år. Faldet i fosforkoncentrationerne fulgte udviklingen i de observerede koncentrationer, mens de afstrømningskorrigerede kvælstofkoncentrationer lå på et meget konstant niveau i perioden 1989-1997 for derefter at falde i 1998 og yderligere til et ensartet og lavere niveau i 1999 og 2000 (Figur 16.1).

Åbne havområder

Koncentrationerne af DIN, DIP og TP viste tendenser til fald igennem perioden 1989-2000, men med store år til år variationer for specielt DIN (Figur 16.1). For fosfor optrådte de største fald i koncentrationerne i begyndelsen af perioden hvor tilførslerne fra punktkilder blev reduceret. Ved at korrigere de observerede koncentrationer for år til år forskelle i afstrømning blev faldet specielt i DIN mere markant (Figur 16.1).



Figur 16.1 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP og TP (figurer i venstre kolonne) 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 og med forskellige akser.

17 Udvikling i næringsstoftransporter

Fjorde og andre kystnære områder

Næringsstofftilførsel og -eksport gennem fjordmundingen blev beregnet for Horsens Fjord, Limfjorden, Mariager, Nissum, Odense, Randers, Ringkøbing, Roskilde og Skive fjorde. Der forelå tilførsels- og eksportopgørelser for de enkelte fjorde for forskellige år i perioden 1985 til 2000.

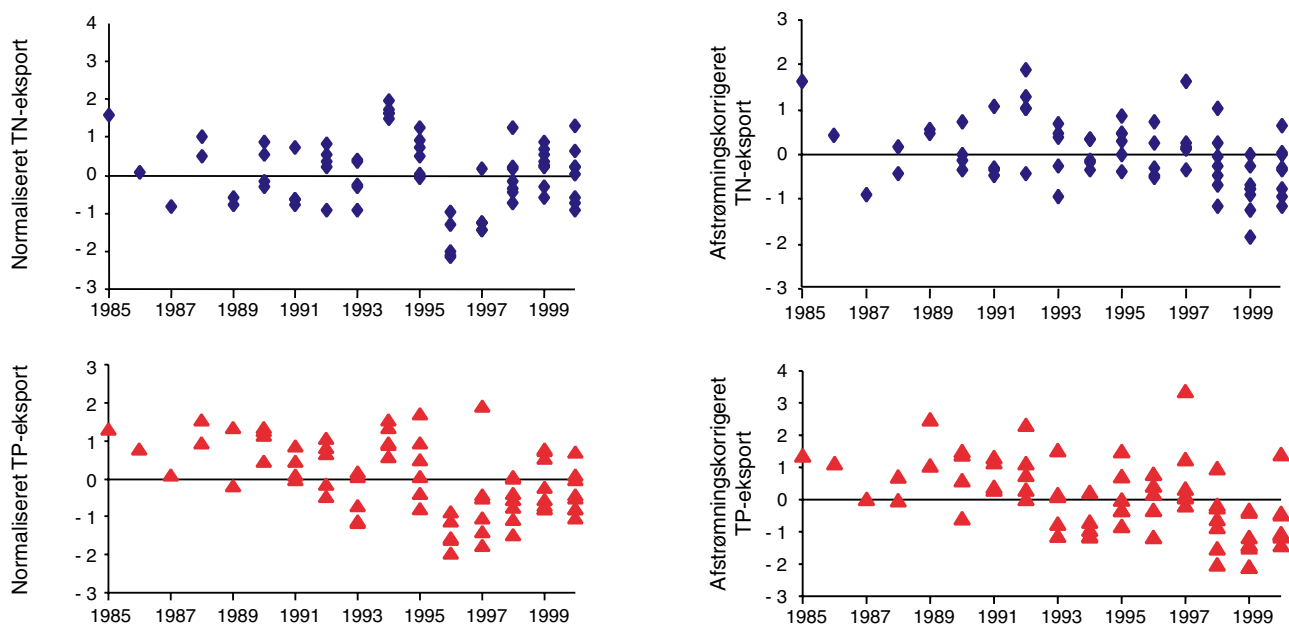
Der var en tæt sammenhæng mellem tilførslen af næringsstoffer til fjordene og næringsstofeksporten til de tilstødende farvande. Godt 50% af det tilførte total kvælstof (TN) blev eksporteret til de åbne farvande (Hansen et al. 2000). Den procentdel af det tilførte TN der blev eksporteret fra fjordene, afhang af vandets opholdstid i fjordene. Fjorde med lav opholdstid eksporterede en større del af det tilførte kvælstof end fjorde med lang opholdstid. Eksporten af TN varierede desuden meget fra år til år (Figur 16.2). I begyndelsen af 1990'erne eksporterede fjordene mere total fosfor (TP) end de fik tilført (Hansen et al. 2000), men i de senere år er eksporten for de fleste fjorde faldet til et niveau svarende til tilførslen. I de seneste år har eksporten af TP været lav (Figur 16.2). Eksporten af TN og TP fra de kystnære farvande til de åbne farvande steg efter 1996 (Figur 16.2), og TN eksporten nåede igen niveauet fra begyndelsen af 1990'erne, mens TP-eksporten fortsat var mindre end i det forudgående tiår. Den afstrømningskorrigerede TN-eksport (Figur 16.2) blev reduceret i perioden 1997-2000. Den afstrømningskorrigerede

TP-eksport aftog generelt i perioden fra 1985 til 2000 (Figur 16.2).

Åbne havområder

Transporten af TN og TP samt af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) blev beregnet for en serie tværsnit i de indre danske farvande (DHI 2000, DHI 2001b, c). I denne rapport er stoftransporterne gengivet for tværsnittene mellem Østersøen/de indre danske farvande, Bælthavet/Kattegat og Kattegat/Skagerrak. Detaljerede beregninger for mindre farvandsudsnit er rapporteret tidligere (DHI 2000, DHI 2001b, c). En evaluering af langtidsvariationen og sæsonvariationen i stoftransporten mellem farvandsudsnittene og næringsstofpuljer i Bælthavet og Kattegat findes i Rasmussen & Gustafsson (2001).

Både TN og TP blev transporteret fra Østersøen mod Skagerrak (Figur 17.1A og B). TN-transporten var ensartet for tværsnittene ved hhv. Østersøen/indre farvande og Kattegat/Skagerrak. TP-transporten blev reduceret gennem de indre danske farvande (Figur 17.1B). En del af den tilførte TP-mængde fra Østersøen (7.000 ton TP) blev således akkumuleret i de indre danske farvande. Denne akkumulering af TP har fundet sted siden slutningen af 1980'erne (Rasmussen et al. 2001a). Den samlede akkumulering af TP skyldtes tilstrømning fra Skagerrak og Østersøen og tilførsel fra land.



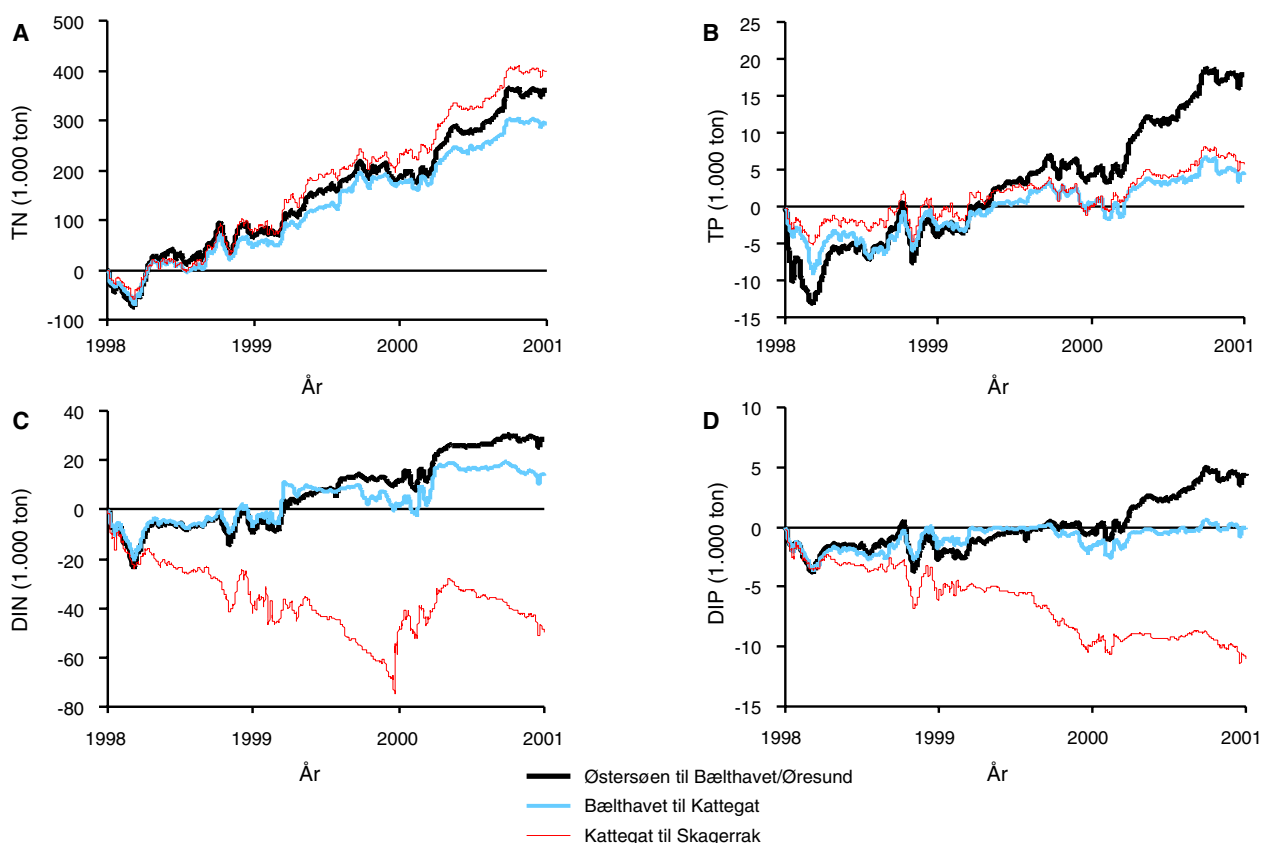
Figur 16.2 Normaliseret næringsstofeksport fra fjorde og kystnære farvande. De enkelte punkter repræsenterer enkelte fjorde. Figurer til venstre viser de beregnede transport, og figurer til højre viser transport korrigeret for år til år variationer i afstrømning. TN-eksport lig med 0 betyder at transporten svarede til middeltransporten, +1 at transporten var en standardafvigelse større end middelværdien, mens -1 betyder at transporten var en standardafvigelse lavere end middelværdien. Beregningsgrundlaget er beskrevet i de regionale rapporter samt Hansen et al. (2000).

Ligeledes var transporten af DIN og DIP gennemgående rettet fra Østersøen mod de indre danske farvande og fra Bælthavet mod Kattegat. Mellem Kattegat og Skagerrak medførte indstrømningen af vand med høj salinitet og et højt indhold af uorganiske næringsstoffer at der netto blev tilført DIN og DIP fra Skagerrak til de indre danske farvande. I enkelte længere perioder formåede det næringsrige bundvand at trænge langt ned i de indre danske farvande således at der også var en netto-transport af uorganisk næringsstof til Bælthavet (Rasmussen & Gustafsson 2001). Der var i perioden 1975 til 1999 ofte en transport af DIN og DIP til det nedre lag af de indre danske farvande gennem sommerperioden, mens der i vinterperioden blev eksporteret næringsstof fra Bælthavet til Kattegat samt fra Kattegat til Skagerrak. I perioden 1998-2000 var der sjældent en markant tilførsel af uorganisk næringsstof til Bælthavet (DHI 2000, 2001b, c), og en markant netto-transport af uorganiske næringsstoffer fra de indre danske farvande til Østersøen var sjældent.

De årlige næringsstoftransporter gennem de indre danske farvande har varieret meget fra år til år (Tabel 17.1). En del af variationen skyldtes store korttidsvariationer i volumentransporterne, hvor fx et stort volumen vand med tilhørende stor mængde næringsstof strømmede ud af Østersøen for derefter at strømme ind igen, som det var tilfældet sidst i 2000 (Figur 17.1). Desuden varierede næringsstofmængderne i de indre danske farvande ligeledes meget fra år til år (Rasmussen & Gustafsson 2001).

Tabel 17.1 Årlige næringsstoftransporter (1.000 ton) gennem de indre danske farvande.

		TN	DIN	TP	DIP
Østersøen til indre danske farvande	1998	64	-9	-4	-2
	1999	124	21	8	2
	2000	172	16	13	5
Bælthavet til Kattegat	1998	46	-6	-3	-2
	1999	130	8	4	0
	2000	118	11	4	1
Kattegat til Skagerrak	1998	77	-40	-1	-6
	1999	153	-9	2	-4
	2000	166	-1	6	-1



Figur 17.1 Akkumuleret næringsstoftransport gennem tværsnit af de indre danske farvande for A) total kvælstof (TN), B) total fosfor (TP), C) opløst uorganisk kvælstof (DIN) og D) opløst uorganisk fosfat (DIP). Stoftransporterne er beregnet i DHI (2000, 2001b, c). DIN-transporten er her beregnet som summen af den beregnede kvælstoftransport af de enkelte uorganiske komponenter. Positive værdier angiver transport i retningerne fra Østersøen mod Bælthavet/Øresund, fra Bælthavet mod Kattegat og fra Kattegat mod Skagerrak. Negative værdier angiver transporter i modsat retning.

18 Udvikling i planteplankton

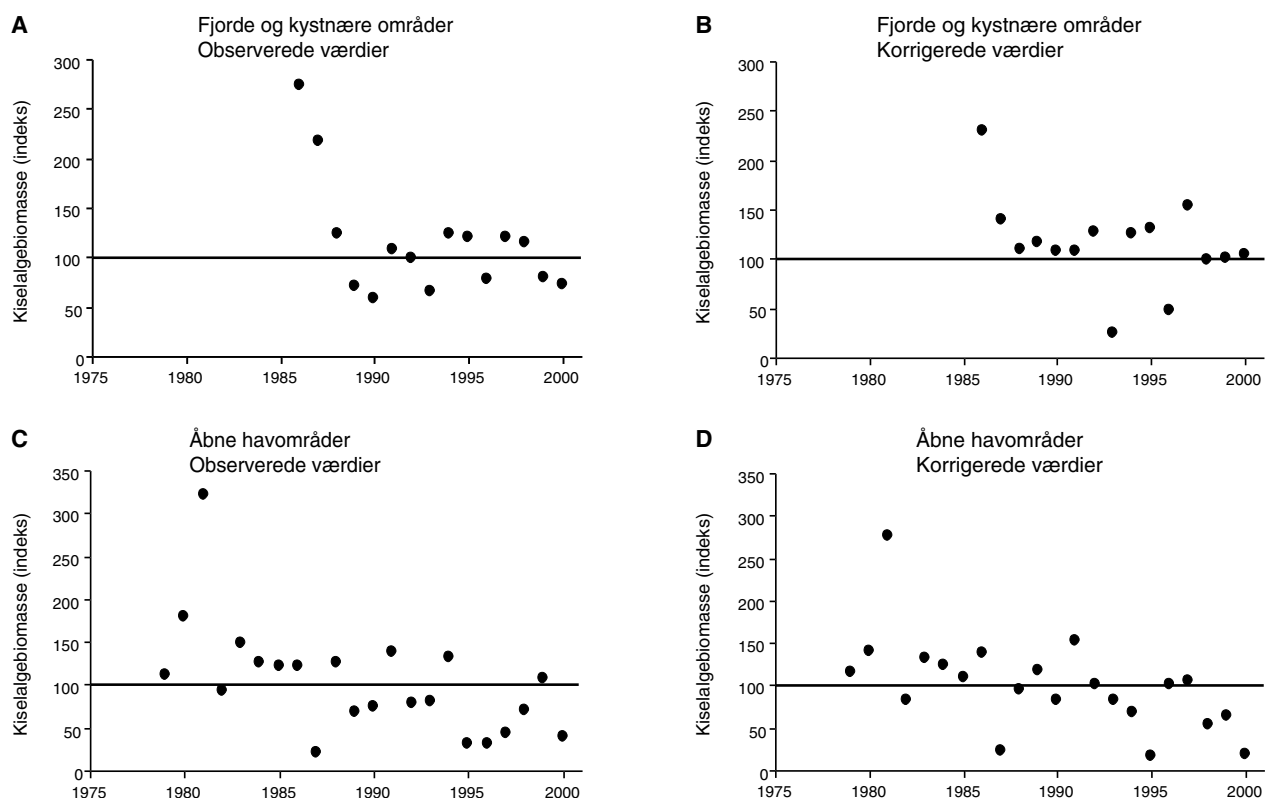
Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i *Bilag 1*. Indeks for sigtdybde og klorofyl blev beregnet for perioden marts til og med oktober, mens årgennemsnit blev anvendt til indeks for kulstofbiomassen af kiselalger og for primærproduktion. Korrektioner af indeksværdierne for klimatiske variationer er beskrevet i *Bilag 1*.

Kulstofbiomasse

Klorofyl kan benyttes som indikator for den samlede planteplanktonbiomasse, men viser ikke noget om artssammensætning eller forekomsten af de enkelte algegrupper. Sammensætningen af planteplankton har stor betydning for de marine fødekæder. Kiselalger bidrager med betydelige mængder af organisk materiale til den benthiske fauna. De forbindes generelt med systemer karakteriseret ved ny-produktion baseret på udefra tilførte næringsstoffer, mens specielt flagellater er

karakteristiske for systemer med stor intern regenerering af næringsstoffer. Kiselalger udgør en væsentlig del af planteplanktonbiomassen i vore havområder og den største del i de fleste fjorde med høj saltholdighed.

Biomassen af kiselalger i fjordene faldt fra 1986 til 1988-89 til et niveau den siden har varieret omkring (*Figur 18.1A*). Ved korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (årlig afstrømning og overfladevandets temperatur, se *Bilag 1*) blev niveauet mere distinkt bortset fra markante afvigelser i 1986, 1993 og 1996, og uden tendens til stigning eller fald igennem perioden (*Figur 18.1B*). I de åbne havområder faldt biomassen af kiselalger fra 1979 til 2000 (*Figur 18.1C*). Ved korrektion for klimatiske variationer (afstrømning) blev tendensen til faldende biomasser forstærket (*Figur 18.1D*). Den klimakorrigerede kiselalgebiomasse er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,005$).



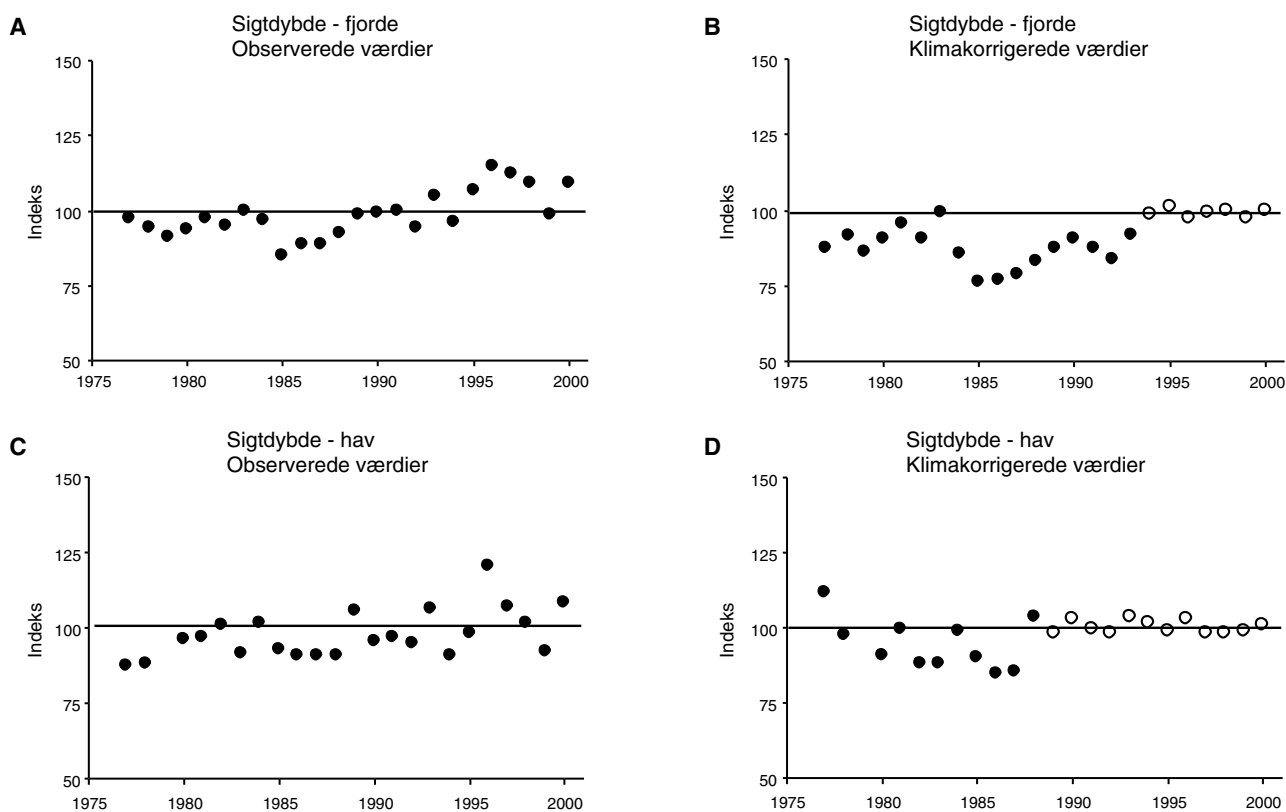
Figur 18.1 Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i indre farvande (C og D). Biomassen er beskrevet ved et indeks der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se *Bilag 1*). Figureerne A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figureerne B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

Sigtddybde

Sigtddybden i fjordene er øget markant siden 1985 hvor de laveste værdier blev observeret. Variationen i perioden var på 30%, fra en indekssværdi på 85 i 1985 til et indeks på 115 i 1996 (Figur 18.2A). Sigtddybden hang signifikant sammen med indstrålingen ($P < 0,05$) og afstrømningen ($P < 0,001$) for perioden 1994-2000 (se Bilag 1). Værdierne fra før 1994 faldt tydeligt uden for denne sammenhæng og var væsentligt lavere (Figur 18.2B). Årsagen til dette må tilskrives reduktionen i tilførslerne af fosfor til fjordene i perioden fra sidst i 80'erne til først i 90'erne. Den klimakorrigerede effekt af fosforreduktionen på sigtddybden var på ca. 22%. Siden 1994 har der ikke været nogen ændring i den klimakorrigerede sigtddybde hvilket må tolkes som, at eventuelle ændringer i tilførslerne af fosfor eller kvælstof efter 1994 ikke har haft nogen effekt i fjordene. Bedringen i sigt-

dybdeforholdene modsvarer ikke af faldende fytoplankton kulstofbiomasser, muligvis pga. det mere begrænsede antal fjorde, der indgår i analysen af kulstofbiomasserne.

I de åbne farvande steg de observerede værdier af sigtddybden svagt over perioden fra 1977 til 2000 (Figur 18.2C), hvor biomassen af fytoplankton tilsvarende faldt. Fra 1989 og frem hang sigtddybden signifikant sammen med vind, temperatur og afstrømning såvel samme år som året før (P -værdier mellem 0,0001 og 0,041). Værdierne fra før 1989 afveg fra denne sammenhæng hvilket formodentlig skyldes forskelle i prøvetagningsstrategien og -metode. Forskellen på niveauet før og efter 1989 var på 8%. Siden 1989 har der ikke været nogen ændring i de klimakorrigerede værdier for sigtddybden i de åbne farvande (Figur 18.2D).



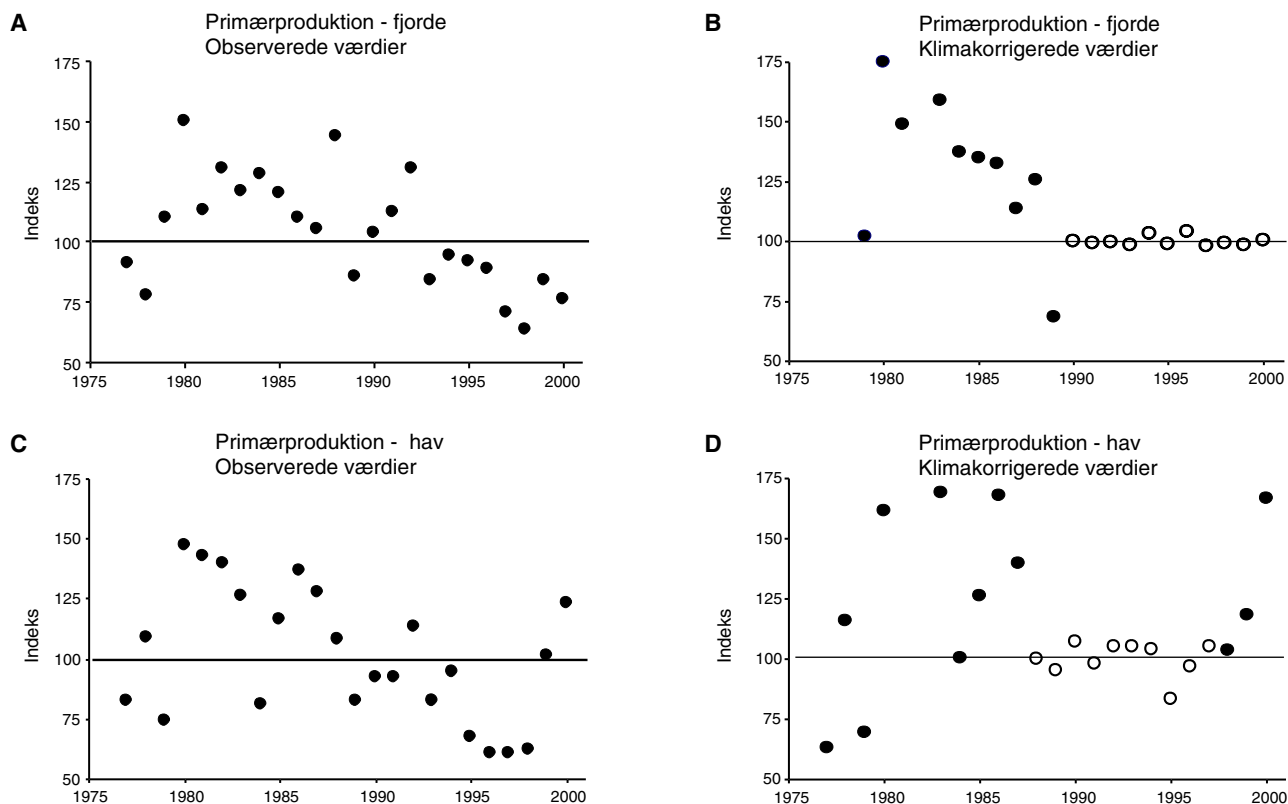
Figur 18.2 Udviklingen i sigtddybde i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i indre farvande (C og D). Sigtddybden (marts til oktober) er beskrevet ved et indeks der tager højde for niveauforskelle imellem stationerne (se Bilag 1). Figurerne A og C viser udviklingen i sigtddybdeindeks, og figurerne B og D viser de tilsvarende indekx korrigeret for klimatiske variationer. Korrektion for klimatiske variationer er baseret på sammenhænge etableret for de år der er markeret med åbne symboler.

Areal-primærproduktionen

De observerede værdier for indekset for arealproduktionen i fjordene faldt jævnt fra 1980 og frem, men med betydelige variationer fra år til år (Figur 18.3A). For perioden 1991 til 2000 var der en signifikant sammenhæng mellem primærproduktionen og vind samt temperatur. De klimakorrigerede værdier lå på et meget lavere niveau fra 1991 og frem (Figur 18.3B) hvilket må tolkes som en effekt af reduktionerne i fosfortilførslerne til fjordene i årene før 1991. Ændringen i niveau mellem 1979-88 og 1989-2000 var på 42%. Der er således sket en markant reduktion af primærproduktionen i fjordene.

I de åbne farvande faldt primærproduktionen i perioden fra 1981 og frem til 1998 (Figur 18.3C).

Der er sket en betydelig reduktion i måleprogrammet for primærproduktion fra 1998, så værdierne før og efter 1998 er ikke umiddelbart sammenlignelige. En analyse af sammenhængen med klimatiske parametre viste at der i perioden 1988 til 1997 var en signifikant sammenhæng mellem produktion og afstrømning, vind og temperatur. De klimakorrigerede værdier for arealproduktionen har stort set været uændrede i perioden, med undtagelse af en lav produktion i 1995 (Figur 18.3D). Produktionen var betydeligt højere i perioden før 1988, men det er uklart om dette skyldes omlægningerne i måleprogrammet i 1989, eller om det var en reel nedgang i produktionen.



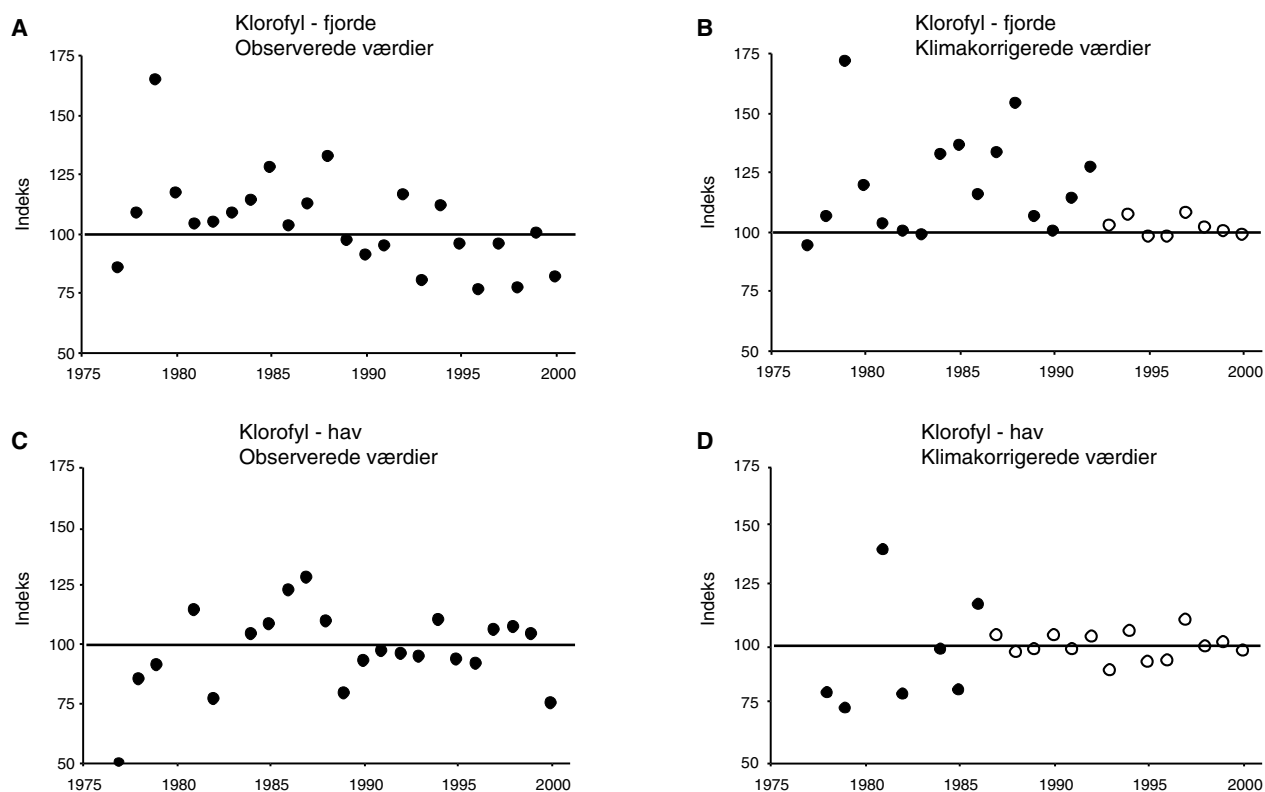
Figur 18.3 Udviklingen i årlig areal-primærproduktion i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i indre farvande (C og D). Primærproduktionen er beskrevet ved et indeks der tager højde for niveauforskelle imellem stationerne (se Bilag 1). Figureerne A og C viser udviklingen i primærproduktionsindeks, og figureerne B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer. Korrektion for klimatiske variationer er baseret på sammenhænge etableret for de år der er markeret med åbne symboler.

Koncentrationen af klorofyl

Klorofylkoncentrationen i fjordene faldt i perioden fra 1988 og frem til 2000. Det højeste niveau blev observeret i 1979, og middelværdien for 1978 til 1988 var 25% højere end fra 1989 og frem. Der var dog en betydelig variation fra år til år som i 1990'erne androg 25-30% af middelværdien (Figur 18.4A). Der blev derfor etableret en signifikant sammenhæng mellem klorofylkoncentrationen og afstrømning samt indstråling for perioden 1993 og frem. Herved fjernedes 96% af variationen fra år til år (Figur 18.4B). Perioden fra 1993 og frem blev valgt fordi årene 1991 og 1992 afveg markant fra den fundne sammenhæng, hvilket stemmer godt overens med at der har været en betydelig reduktion i fosfortilførslerne fra slutningen af 1980'erne og frem til starten af 1990'erne. Der er således tale om en tydelig reduktion i klorofylkoncentrationen på 16% når man sammenligner de klimakorrigerede værdier fra 1980 til 1988 med perioden fra 1993 og frem, men reduktionen er på 34% når man sammenligner med årene 1984 til 1988, hvor

koncentrationen var højest. De sidste fire år har der været en nedgang i klorofylkoncentrationen (klimakorrigeret), men det er ikke muligt at sige om det er udtryk for en reel ændring eller skyldes tilfældigheder.

I de åbne farvande var der en overordnet tendens til faldende klorofylkoncentration fra 1980 og frem, men med store fluktuationer fra år til år (Figur 18.4C). Således var koncentrationen i 1980 næsten 3 gange niveauet i 1982. Klorofylkoncentrationen i 2000 var meget lav og på niveau med årene 1982 og 1989. Der blev fundet en signifikant sammenhæng mellem klorofylkoncentrationen og afstrømning, vind samt temperatur for perioden fra 1987 og frem. Der var i denne periode ingen udvikling i klorofylkoncentrationen (Figur 18.4D). Niveautet fra 1987 og frem var uændret i forhold til perioden 1978 til 1986, men der har ikke været år med meget høje værdier som i 1980, 1981 og 1983 (Figur 18.4D).



Figur 18.4 Udviklingen i klorofylkoncentration i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i indre farvande (C og D). Klorofylkoncentrationen (marts til oktober) er beskrevet ved et indeks der tager højde for niveauforskelle imellem stationerne (se Bilag 1). Figureerne A og C viser udviklingen i klorofyl, og figureerne B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer. Korrektions for klimatiske variationer er baseret på sammenhænge etableret for de år der er markeret med åbne symboler.

19 Udvikling i iltforhold

Resultater af tendensanalyser på iltkoncentrationer i danske farvande er beskrevet i tidligere rapporter. Imidlertid er den observerede iltkoncentration ved bunden ikke kun et resultat af mængden af iltforbrugende organisk stof, men også af bundvandets opholdstid og dets temperatur. I det følgende er der korrigeret for dette i de åbne lagdelte indre farvande. I lavvandede farvande uden permanent lagdeling af vandsøjlen i sommerhalvåret er det ikke umiddelbart muligt med den anvendte metode.

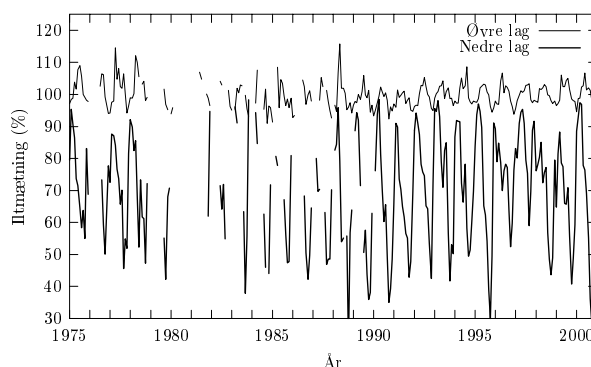
I Figur 19.1 er vist tidsserier for 1975-2000 af iltmætning i overflade- og bundvand i de åbne indre danske farvande. Iltkoncentrationer under 40% iltmætning blev observeret i 1983, 1988, 1989, 1990, 1995 og 2000.

Iltmætningen i bundvandet blev med en model korrigeret for variationer i vandskifte og temperatur, som beskrevet i Kapitel 23. I modellen indgår en konstant temperaturafhængig iltforbrugsrate. Den variation i iltmætningen som ikke kunne forklares af modellen (restvariationen), er vist i Figur 19.2.

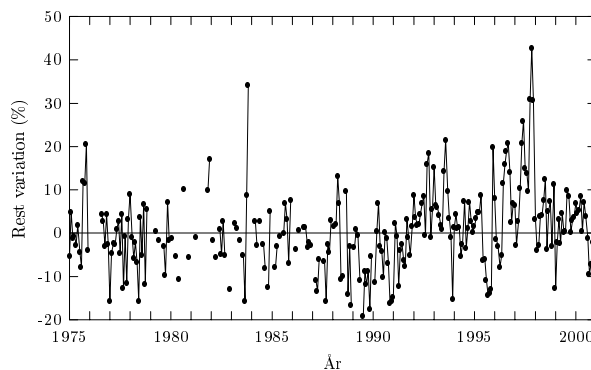
Restvariationens afvigelse fra 0% skyldes variationer i mængden af nedbrydeligt organisk stof og dermed i iltforbrugsraten, samt begrænsninger i model og datagrundlag. Pludselige skift til høje positive restvariationer, fx i 1983, 1995 og 1997, skyldes kraftige vindhændelser med nedblanding af ilt til over 20 meters dybde hvilket modellen er dårlig til at håndtere.

Den overordnede tendens var overvejende negativ restvariation, dvs. lavere iltmætning end forudsagt af modellen, frem til 1991 - især udpræget i årene 1987-1990. I resten af 1990'erne var restvariationen overvejende positiv, dvs. højere iltmætning end modelleret - især i de ekstremt tørre år 1996 og 1997. Iøjnefaldende afvigelser fra dette mønster var lav iltmætning i 1995 og 2000 der begge efterfulgte ekstremt nedbørsrige vintre.

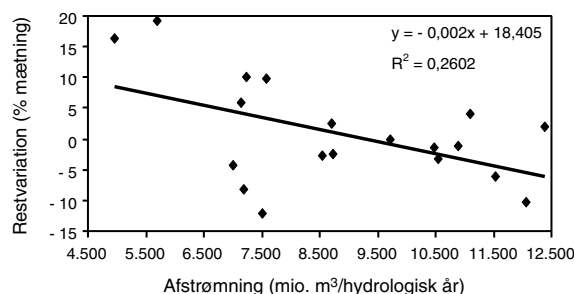
Regressionsanalyse for perioden 1982-2000 viser en signifikant sammenhæng ($P < 0,05$) mellem restvariationen i iltmætning og afstrømning i det forudgående hydrologiske år (Figur 19.3). Der er således en sammenhæng mellem afstrømning/udvaskning og den variation i iltkoncentration som ikke forklares af variationer i vandskifte og temperatur.



Figur 19.1 Iltmætning i overflade og bundvand af de åbne indre danske farvande. De månedlige medianværdier er beregnet på basis af observationer af iltkoncentration, temperatur og salinitet i dybderne 0-10 m (øvre lag) og > 20-40 m (nedre lag) i Bælthavet, Øresund og det sydlige Kattegat.



Figur 19.2 Iltmætning korrigeret for variationer i vandskifte og temperatur. Når den korrigerede iltmætning er lig 0%, er iltmætningen lig den forventede værdi beregnet på basis af en normal iltomsætningsrate, vandskifte og vandtemperatur. Når den korrigerede iltmætning er positiv, er iltmætningen større end forventet.



Figur 19.3 Korrigeret iltmætning (middel maj-september) som funktion af afstrømning i det forudgående hydrologiske år (juni-maj).

20 Udvikling i bundvegetation

I dette afsnit vurderes hvorvidt der på landsplan er sket signifikante ændringer i ålegræssets dybdeudbredelse og dækningsgrad i overvågningsperioden 1989-2000 og i vegetationen på stenrev i perioden 1994-2000.

Ålegræssets dybdegrænse

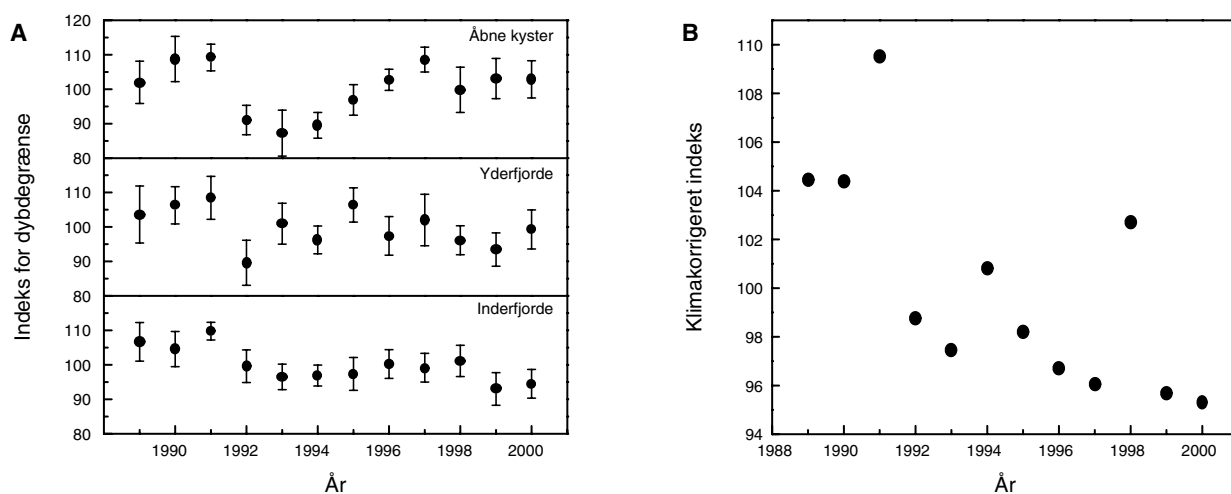
Landsgennemsnittet af de maksimale dybdegrænser i perioden 1989-2000 var 4,7-5,8 m på åbne kyster, 3,3-4,3 m i yderfjorde og 2,9-3,5 m i inderfjorde. I alle tre områdetyper forekom ålegræsset ud til stor dybde i begyndelsen af overvågningsperioden, mens dybdegrænsen rykkede ind på lavere vand i 1992-1993 (Figur 20.1). På de åbne kyster og i de ydre dele af fjordene forekom ålegræsset på dybere vand de efterfølgende år, og på de åbne kyster forekom det i 2000 på samme dybder som før 1992-1993. Udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i de ydre fjorde og på de åbne kyster har ikke været signifikant positiv eller negativ gennem overvågningsperioden. I de indre fjorde var dybdegrænsen i 1999 og 2000 de laveste i overvågningsperioden. Udviklingen i dybdegrænsen i de indre fjordafsnit har ikke været signifikant, men viste en tydelig negativ tendens (Kendalls-tau = - 0,42, P = 0,06). Ligeledes viste fortegnstesten at der er signifikant (P = 0,02) flest inderfjorde (17 ud af 24), hvor udviklingen har været negativ (dog kun signifikant i få områder).

Der var ingen signifikante sammenhænge mellem klimafaktorer og indeks for dybdegrænsen af ålegræsset, men der var tendens til at dybdegrænsen i inderfjordene rykkede ind på lavere

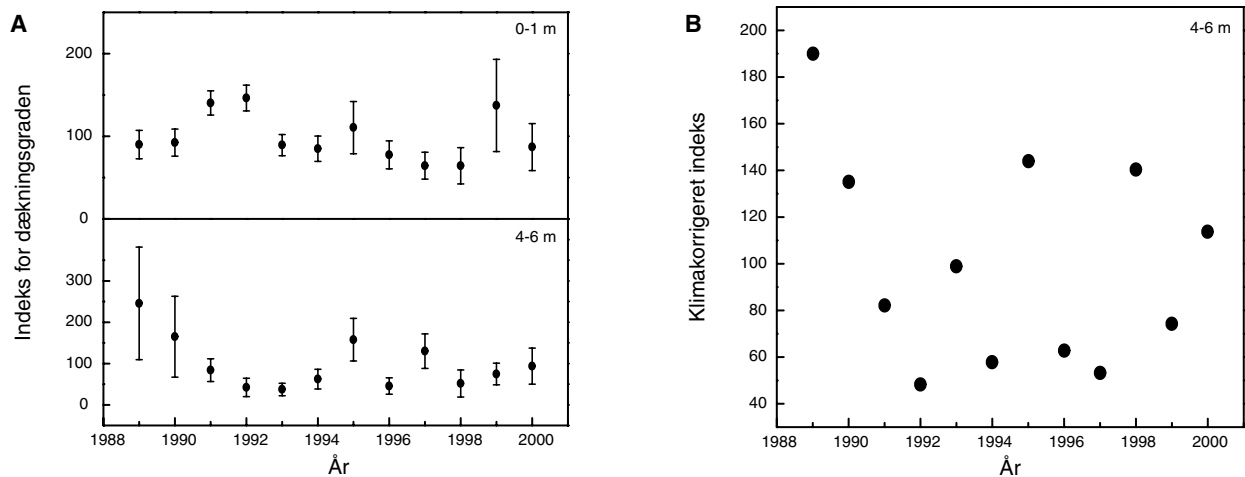
vand i de år, afstrømningen var stor (Kendalls tau: - 0,39, P = 0,07). Efter korrektion af dybdegrænseindekset for forskellene i afstrømning mellem årene var der en signifikant negativ udvikling i ålegræssets dybdegrænse i inderfjordene gennem overvågningsperioden (Figur 20.1B, Kendalls tau: - 0,60, P = 0,02). Denne korrektion for afstrømningen skal dog tages med forbehold da sammenhængen mellem indeks for dybdegrænsen og afstrømningen ikke er signifikant.

Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 0-1 m, 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m og udviklingen i udvalgte dybdeintervaller er illustreret i Figur 20.2. I perioden 1989-2000 skete der en signifikant reduktion i ålegræssets dækningsgrad i 0-1 meters dybde i inderfjordene og på de åbne kyster (Kendalls tau = - 0,45 og - 0,48, P = 0,04 og 0,03). Den samme tendens fandtes i 1-2 meters dybde i inderfjordene og langs de åbne kyster (P = 0,05 for begge områder). Fortegnstest af Kendalls korrelationskoefficienter viste også en signifikant overvægt af negative korrelationer på 0-2 meters dybde i de indre fjordafsnit (P = 0,01) og på 0-1 meters dybde på de åbne kyster (P < 0,001). I de øvrige vanddybder og i yderfjordene skete der ikke en markant udvikling i perioden. Dækningsgraden på 4-6 meters dybde i yderfjordene var signifikant større i år med høj middelindstråling (Kendalls tau = 0,58, P < 0,01). Selvom man tager højde for forskelle i indstråling mellem årene, er der fortsat ingen klar udviklingstendens (Figur 20.2B).



Figur 20.1 Indeks for ålegræssets maksimale dybdegrænse (\pm standard error) gennem perioden 1989-2000. A: det gennemsnitlige indeks for åbne kyster samt yder- og inderfjorde. En høj indekssværdi betyder at ålegræsset forekommer på relativt dybt vand. B: udviklingen i ålegræssets dybdegrænse i inderfjordene gennem perioden når der er taget højde for forskelle i afstrømning. Klimakorrektionen skal dog tages med forbehold da korrelationen mellem dybdegrænsen og afstrømning ikke var signifikant.



Figur 20.2 Indeks for dækningsgraden (\pm standard error) af ålegræs gennem perioden 1989-2000. A: indeks for dækningsgrad i inderfjorde på 0-1 meters dybde og 4-6 meters dybde. B: udviklingen i dækningsgraden i 4-6 meters dybde i yderfjordene gennem perioden efter korrektion for forskelle i indstråling mellem årene.

Sammenfattende viste ålegræsset følgende udvikling gennem overvågningsperioden:

- tendens til reduceret dybdegrænse inderst i fjordene
- signifikant reduceret dækningsgrad på 0-1 meters vanddybde inderst i fjordene og langs de åbne kyster og samme tendens på 1-2 meters vanddybde

Det er paradoksalt at ålegræssets dybdegrænse er reduceret i inderfjordene og uændret i yderfjordene og de åbne områder, mens sigtddybden i fjordene generelt er forbedret. Den kendte sammenhæng mellem sigtddybde og ålegræssets dybdegrænse (Sand-Jensen et al. 1994) er baseret på et datasæt med en stor spændvidde idet sigtddybder og dybdegrænser varierede fra værdier omkring 1 meter til værdier omkring 10 meter. Selvom sammenhængen er signifikant, er det tydeligt at områder med en given sigtddybde kan have forskelle i ålegræssets dybdegrænse på flere meter. Datasættet der beskriver den tidsmæssige udvikling i sigtddybden og dybdegrænsen har derimod

en langt mindre spændvidde (sigtddybden er forbedret med 20%), og det er sandsynligt at der skal forekomme mere markante forbedringer af sigtddybden, før vi på landsplan kan spore en positiv udviklingstendens hos ålegræsset.

Udvikling i algevegetationen på stenrev

Hårdbundsvegetationens udbredelse varierede markant fra år til år i perioden 1994-2000 med lave dækningsgrader i år med stor afstrømning og høje dækningsgrader i år med lav afstrømning, jf. Kapitel 8. For alle stationer samlet er der ikke sket signifikante ændringer i vegetationsudbredelsen på stenrev. Det har med det tilgængelige datamateriale ikke været muligt at opstille en model til korrektion for klimatiske variationer, der med tilstrækkelig sikkerhed udtrykker ændringer i vegetationens dækning på en given gennemsnitlig dybde. Uddybende analyser af algevegetationen på stenrev og dens tætte kobling til næringsstoffer og afstrømning indgår i Kapitel 27.

21 Udvikling i bundfauna

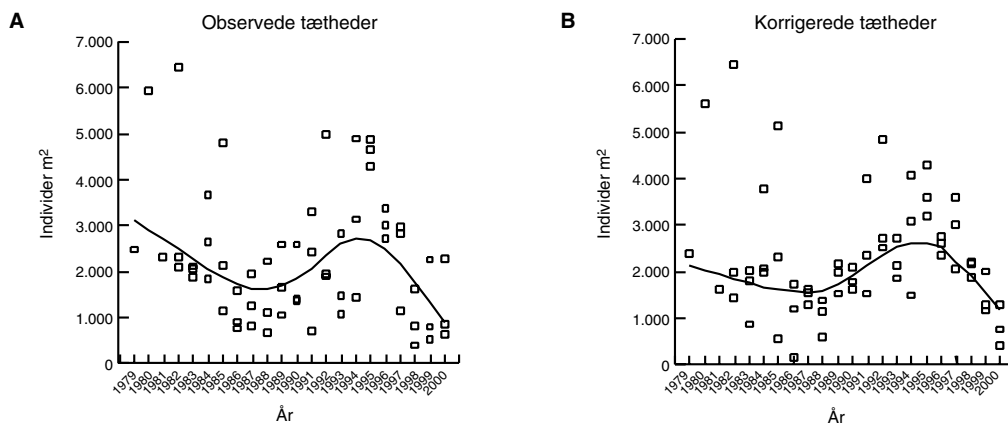
Til analyse af udviklingen i bundfaunaen er valgt at bruge data fra stationerne i de åbne farvande da der her findes forholdsvis lange tidsserier, mens der i de nye BF-områder i NOVA-programmet foreløbigt kun findes data fra tre år. Desuden er den tidsmæssige samvariation på stationerne i de åbne farvande markant, mens stationerne i de kystnære områder og fjordene samlet set har en større rumlig end tidsmæssig variation, og dermed i højere grad er præget af forskellige lokale forhold (Hansen et al. 2000). Som forklarende klimavariabel anvendtes indeks for den nordatlantiske oscillation (NAO; Hurrell 1995) og afstrømning af ferskvand fra danske områder til de indre danske farvande. 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. For videre detaljer om metoden og resultater af analysen se *Bilag 1*. Der var en signifikant effekt ($P < 0,01$) af henholdsvis afstrømning og NAO på total individtæthed og på tæthed af børsteorme og bløddyr. Effekten af klima på biomassen (vådvægt) af de samme grupper var kun signifikant i perioden 1994-2000 når et større antal stationer der ikke indgår i NOVA-programmet, blev inddraget.

Da NAO-indekset korrelerede stærkt med afstrømningen præsenteres kun udviklingen hvor variation som følge af afstrømning og station er fjernet. På tre HELCOM-stationer i de indre danske farvande har den totale bundfaunatæthed svinget over de sidste 20 år med høje værdier i begyndelsen af 1980'erne og midt i 1990'erne efterfulgt af et markant fald (*Figur 21.1A*). Efter korrektion for klimatiske variationer er dette møn-

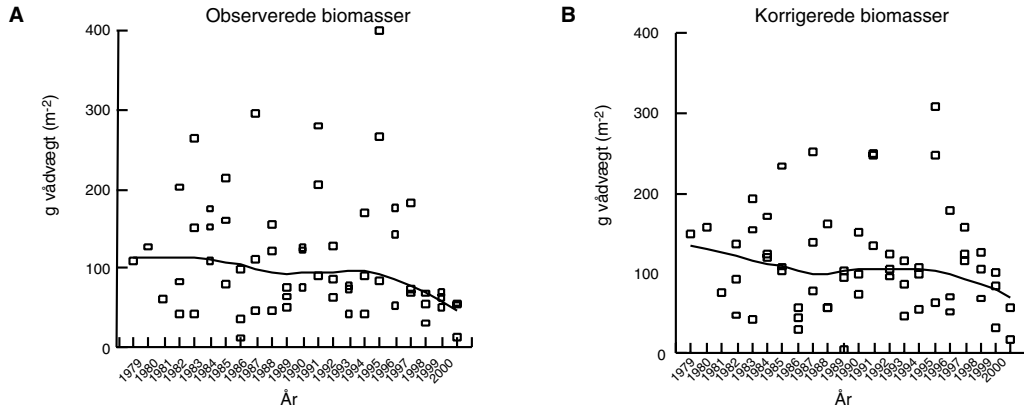
ster stadig tydeligt, men variationerne er dæmpet betydeligt (*Figur 21.1B*). Der var ingen signifikant lineær udvikling i bundfaunatætheden i perioden 1979-2000 ($P > 0,05$). Tilsvarende var en faldende tendens i bundfaunabiomassen ikke signifikant (*Figur 21.2A og B*).

Udviklingen i perioden for Vandmiljøplanerne (1989-2000) hvor 7 stationer (1416, 409, 413, 1238, 1402, 939, 31S se *Figur 4.35* i Hansen et. al. 2000) blev undersøgt hvert år, er af speciel interesse, da man ville forvente at en reduktion i næringsstofftilførslen ville blive fulgt af et fald i bundfaunaen. Den klimakorrigerede totale tæthed af bunddyr viste et signifikant fald i perioden ($P < 0,01$; *Figur 21.3B*) hvorimod et tilsyneladende fald i biomassen ikke var signifikant ($P > 0,05$, *Figur 21.4B*). Siden 1994 er der desuden foretaget bundfaunaundersøgelser på 22 stationer i Kattegat, Øresund og bælteerne. På disse stationer har der i perioden 1994-2000 været et signifikant fald i både tætheden ($P < 0,001$) og biomassen ($P < 0,05$).

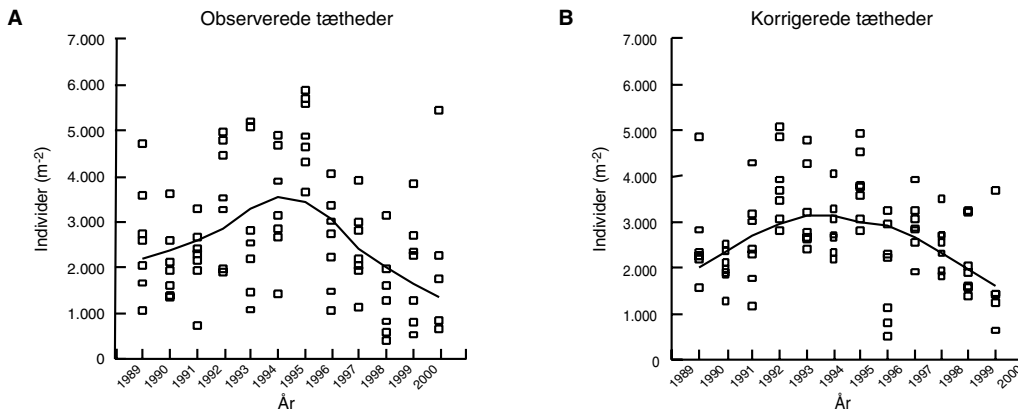
Som det er blevet beskrevet i de tidligere DMU-havrapporter så forventes bundfaunaens bestandsstørrelse at være en indikator for den mere generelle eutrofieringstilstand. For at sammenfatte viste bundfaunaen altså ikke nogen tendens i tæthed og ej heller i biomasse korrigeret for klima set over hele perioden. Sidst i perioden, i 1990'erne, var der en svag, men dog signifikant, nedadgående tendens i residualvariationen. Dette er i givet fald i overensstemmelse med forventningerne fra en reduktion af næringsstofftilførslen. Tendensen er også i overensstemmelse med det faktisk observerede fald i TN-tilførsel relativt til afstrømning i Kattegat.



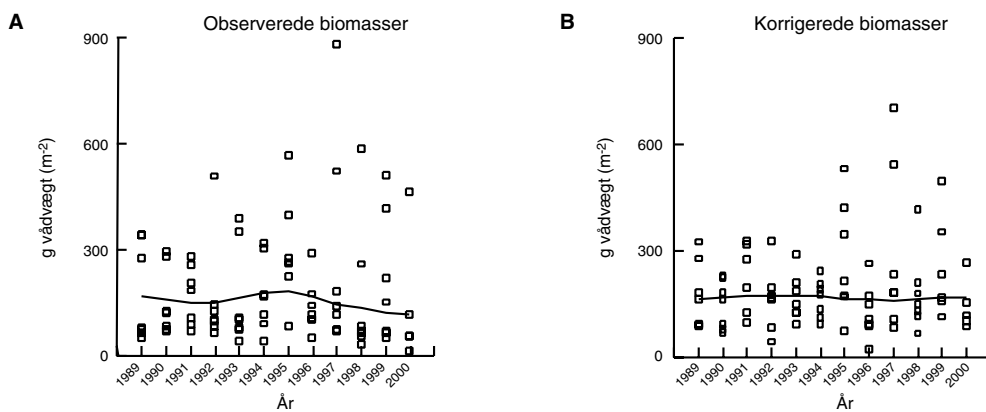
Figur 21.1 Tidsmæssig udvikling i den totale bundfaunatæthed på de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).



Figur 21.2 Tidsmæssig udvikling i total biomasse (vådvægt) på de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).



Figur 21.3 Tidsmæssig udvikling i total individtæthed på de 7 stationer i de indre danske farvande hvorfra data findes fra alle årene i perioden 1989-2000, (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).



Figur 21.4 Tidsmæssig udvikling i total biomasse (vådvægt) på de 7 stationer i de indre danske farvande hvorfra data findes fra alle årene i perioden 1989-2000, (A) før og (B) efter korrektion for klimatiske variationer. Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5).

22 Udvikling i forekomst og effekt af miljøfremmede stoffer

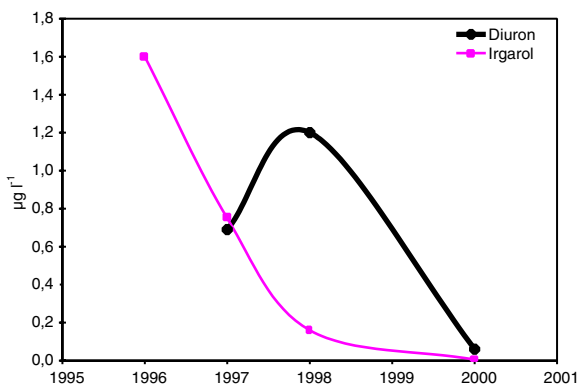
Der kræves normalt lange tidsserier, ofte 10-15 år, før man kan se signifikante ændringer i koncentrationerne af miljøfremmede stoffer og metaller i det marine miljø. Det skyldes bl.a. stor år til år variation såvel som en analyseusikkerhed på op til 15-20% for mange stoffer, se fx *Tabel 10.2* og *Tabel 11.1*. Der er derfor ikke stor sandsynlighed for at observere statistisk signifikante ændringer indenfor NOVA-programmets femårige ramme og endnu mindre på de nuværende treårige observationer.

I NOVA programmet indgår dog tre fiskestationer hvorfra der findes målinger af metalkoncentrationer siden 1978. Disse data er indsamlet under HELCOM og OSPARs overvågningsprogrammer.

Det er vigtigt at foretage årlige målinger for at sikre at en tidsmæssig tendens opdages indenfor en rimelig tidsperiode. En lavere målefrekvens kan betyde at en analyse af udviklingstendenser vil kunne vise såvel stigning som fald, afhængig af startåret for overvågningen, indenfor en kortere årrække (Bignert et al. 1993).

Vand

Målinger i havvand indgår kun i et meget begrænset omfang i det marine program såvel tidsmæssigt som geografisk. Hertil kommer at målinger i vand kun giver et øjebliksbillede af koncentrationen og derfor oftest ville kræve intensiv prøvetagning for at kunne følge en tidsmæssig udvikling i niveauet. Det er derfor ikke muligt på grundlag af de indtil nu indsamlede NOVA-data at udtale sig om evt. tendenser i miljøet.



Figur 22.1 Udviklingen i koncentrationen af antibegroningsmidlerne Diuron og Irgarol i havnebassinet ved Egå Marina. Koncentrationerne udenfor havnebassinet var hhv. $< 0,027$ og $< 0,004 \mu\text{g l}^{-1}$.

Enkelte amter har imidlertid fulgt koncentrationen af antibegroningsmidler i vandfasen over en længere periode. Data fra Århus amt viste fx at der har været en faldende tendens i koncentrationen af Irgarol og Diuron siden en diskussion om forbud mod anvendelse af disse stoffer til lystbåde begyndte i midten af 90'erne. Forbuddet trådte endeligt i kraft i 1. januar 2000 (*Figur 22.1*).

Muslinger

Der er generelt ikke målt de store forandringer i koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller i den treårige NOVA-periode. Eksempelvis var koncentrationerne af TBT i 2000 højere end i 1999 på 85% af stationerne, hvorimod niveauet af TBT i 1999 generelt var lavere end i 1998 (Hansen et al. 2000).

Fisk

Metalkoncentrationen i fiskelever er målt årligt i Nivå Bugt (Øresund) og ved Hvide Sande i Nordsøen siden 1979. I *Figur 22.3* er resultaterne for cadmium (Cd) og kobber (Cu) på de to stationer vist.

Data fra de to stationer er tidligere evalueret statistisk for perioden 1979 til 1989 (Jørgensen og Pedersen 1994). Data fra S31 har tilsvarende indgået i HELCOMs rapportering (Helsinki Commission 2001). Data for station R1035 indgik i OSPARs evaluering af udviklingen i konventionsområdet i perioden frem til 1996 (OSPAR 2000). OSPARs analyse viste en faldende tendens for kobberkoncentration i rødspættelever på stationen ved Hvide Sande, mens der for de øvrige metaller og stationer ikke kunne påvises nogle tendenser. Til sammenligning kan nævnes at der tilsvarende er undersøgt op til 71 datasæt om metaller i biota for hele Nordsøen (OSPAR 2000). Fire til otte datasæt udviste signifikante nedadgående tendenser for cadmium, kviksølv, bly og kobber. Kun få datasæt viste imidlertid en opadgående tendens - et for kviksølv og to for kobber. For de øvrige kunne der ikke konstateres nogen signifikant tendens.

Der er tidligere blevet påvist en empirisk sammenhæng mellem afstrømningen og koncentrationen af metaller i fisk i de indre danske farvande med en treårig forsinkelse for perioden 1979-1988 (Pedersen 1996). Der fandtes imidlertid ikke nogen underbygget forklaring på denne sammenhæng. Der er ikke nødvendigvis nogen simpel sammenhæng mellem koncentrationerne i vand

og sediment og koncentrationen i fisk og muslinger. Koncentrationen i vævet påvirkes af fx optagsmekanismer, omsætning/afgiftning og den kemiske speciering herunder oxidationstrin og binding til organisk stof.

Tilsvarende empiriske sammenhæng blev undersøgt for perioden 1979-2000 ved brug af data fra fisk fra Nordsøen og Nivå Bugt. Disse datasæt viste ikke den tidligere omtalte empiriske sammenhæng.

Koncentrationen af PCB er vist i *Tabel 22.1*. Niveauerne i Nordsøen og Storebælt svarer til niveauerne i 1999 og 1998, men for Øresund blev der i 2000 fundet både anderledes congenemønstre og en 4-5 gange højere koncentration end i 1999. Om denne forskel skyldes skift af laboratorium eller en reel koncentrationsforøgelse vil blive undersøgt nærmere.

Tabel 22.1 Fiskestationer, middelkoncentrationer af klorerede forbindelser i lever. Der er målt i 10 skrubber, resultaterne er givet i $\mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt.

Område	PCB	DDT	HCH
Øresund			
- Vedbæk	217	49	6,9
- København	173	30	3,0
Storebælt	22	6	1,7
Vadehavet	150	14	1,5
Nordsøen	52	25	4,3

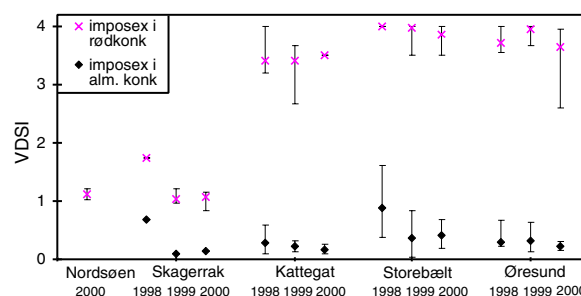
Sediment

Målinger på sediment kan i sedimentationsområder give en mulighed for at følge udviklingen af koncentrationen af tungmetaller og miljøfremmede stoffer tilbage i tiden ved at undersøge koncentrationen i forskellige segmenter fra en

sedimentsøjle. Koncentrationen i sediment er imidlertid kun målt i de 2 øverste cm en gang i NOVA-perioden, derfor er det ikke muligt at udtale sig om udviklingen.

Effektmonitoring

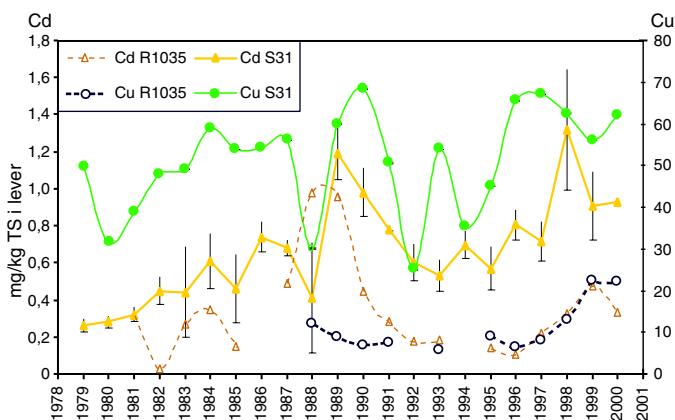
De tre års undersøgelser af imposex i alm. konk og rødkonk i perioden 1998-2000 (*Figur 22.2*) er et for begrænset datamateriale til at vurdere signifikante tidsmæssige udviklinger i forekomsten af imposex. Hvis niveauet af TBT i de indre danske farvande falder til niveauet i Skagerrak/Nordsøen, kan det forventes at imposex i rødkonk med tiden falder målbart. Da følsomheden i alm. konk er mindre, er den sandsynligvis mindre egnet til monitoring af udviklingen i imposex i danske farvande.



Figur 22.2 Forekomsten af imposex i rødkonk og alm. konk fra 5 danske farvandsafsnit i perioden 1998-2000. Imposex er beskrevet med VDSI-indeks. Værdier er vægtede middelværdier med angivelse af minimum- og maksimumværdier.

Sammenfatning

Der er under NOVA-programmet indsamlet op til tre års data om tungmetaller og miljøfremmede stoffer. Dette er ikke tilstrækkeligt til at vurdere udviklingen i koncentrationen af disse stoffer i det marine miljø. En mere omfattende udviklingsanalyse vil derfor først blive udført efter udløbet af den 5-årige NOVA periode.



Figur 22.3 Tidsmæssig udvikling i cadmium (Cd) og kobber (Cu) indhold i skrubber på station S31 i Øresund og rødspætter på station R1035 i Nordsøen. Middelinholdet (mg kg^{-1} tørstof) i leveren på 25 individer. Variansen på målingerne af Cd er angivet for station 31.

Del 3 Tematisk rapportering

23 Iltkoncentration og -omsætning i de indre danske farvande, 1975 - 2000

Abstract

Variationen i iltforholdene i de indre danske farvande gennem perioden 1975 til 2000 blev evalueret i forhold til vandets opholdstid og vandtemperaturen nedenfor springlaget. Niveaue for iltomsætningen er fastlagt af stoftilførselen fra land, atmosfæren og tilstødende farvande, og iltomsætningsraten ved 5°C blev estimeret til 0,0048 døgn⁻¹ og øgedes 2,4 gange ved en temperaturstigning på 10°C. Opholdstiden og vandtemperaturen kunne sammen med en konstant omsætningsrate forklare 63% af den samlede variation i det nedre lags iltkoncentration. Iltmætningen blev bestemt med en usikkerhed på 10%. Iltforbruget var forøget i forår, sensommer og efterår. Hvis sæsonvariationen i iltforbrugsraten blev inkluderet, kunne en lidt større forklaringsgrad (69%) opnås, mens iltmætningen blev bestemt med en usikkerhed på 9%. Vandskiftet var generelt stort i forårs- og efterårsmånederne og iltniveauet i de indre danske farvande var højt på trods af det store iltforbrug. I sensommeren var iltforbruget stort og samtidig var vandskiftet ringe hvilket resulterede i, at iltforholdene blev markant dårligere. Forskellen mellem iltobservationerne og modelresultatet havde sin oprindelse i de fejl der blev introduceret ved at repræsentere et kompliceret fysisk, kemisk og biologisk system med en simpel modelbeskrivelse af vandskifte og omsætning. Forskellen mellem observation og model skyldtes derudover variationerne i stoftilførsel til og intern omsætning i de indre danske farvande. Restvariationen korrelerede signifikant med ferskvandsafstrømningen og kvælstofudledningen i det foregående hydrologiske år således at en stor afstrømning og udledning generelt medførte lavere iltmætning end modelestimatet i de år hvor stoftilførslen var lav (1996 og 1997). Der var således en tendens til en afsmittende virkning også på det efterfølgende års iltforhold.

23.1 Introduktion

Iltsvindsdiskussionen i den sidste del af det 20. århundrede fokuserede på areal- og volumenudbredelsen af områder med lavt iltindhold (Unverzagt 2001) såvel som langtidsvariationen i deres forekomst (Andersson & Rydberg 1988, Andersson 1996, Agger & Ærtebjerg 1996). Iltkoncentrationens sammenhæng med vandskifte, primærproduktion og stoftilførsel har været grundigt undersøgt (Officer et al. 1984, Jacobsen

& Hansen 1985, Rydberg & Sundberg 1988, Aure & Stigebrandt 1989, Kemp et al. 1992, Mattsson & Stigebrandt 1993, Hansen et al. 1995, Carlson et al. 1999, Borsuk et al. 2001). En kvantitativ analyse af langtidsvariationen i iltniveauet og vandskiftet i de indre danske farvande er dog ikke foretaget (Richardson 1996). Derfor har vi i dette afsnit belyst betydningen af vandtemperatur og vandskifte for iltniveauet i de indre danske farvande i perioden 1975 til 2000 ved anvendelse af en simpel model. Her er fastlagt dels hvordan iltforholdene varierede i perioden og dels hvor stor en del af variationen, der kunne tilskrives den meteorologiske styring af vandskifte og vandtemperatur. Restvariationen som modellen ikke fastlagde, er diskuteret i lyset af modelforsimplingerne og i lyset af variationer i iltomsætningen som følge af ændringer i tilgængeligheden af organisk stof i det nedre lag. Dette afsnit sammenfatter hovedresultaterne fra Rasmussen et al. (2001b).

23.2 Materialer og metoder

Sammenhængen mellem iltkoncentration i det nedre lag af de indre danske farvande og vandskifte blev beskrevet med en simpel 1. ordens reaktionsmodel:

$$C(t)/C(t_0) = \exp(-\mu(t-t_0)) \quad (1)$$

$C(t)$ er iltkoncentrationen i et volumen i det nedre lag til tiden t , mens $C(t_0)$ er initialkoncentrationen i vandmassen. μ er omsætningsraten i voluminet. Denne afhænger primært af temperaturen og af tilgængeligheden af omsætteligt organisk stof i det nedre lag (Rasmussen et al. 2001b). Omsætningsratens temperaturafhængighed blev modeleret som:

$$\mu = \mu^* 10^{k(T-5^\circ\text{C})} \quad (2)$$

hvor μ^* er omsætningsraten ved 5°C, k er temperaturkoefficienten og T er temperaturen.

t_0 valgtes som det tidspunkt, hvor vandvoluminet sidst havde været i kontakt med overfladevand og her opnået en koncentration nær mætning. $t-t_0$ er dermed den tid som vandvoluminet har været

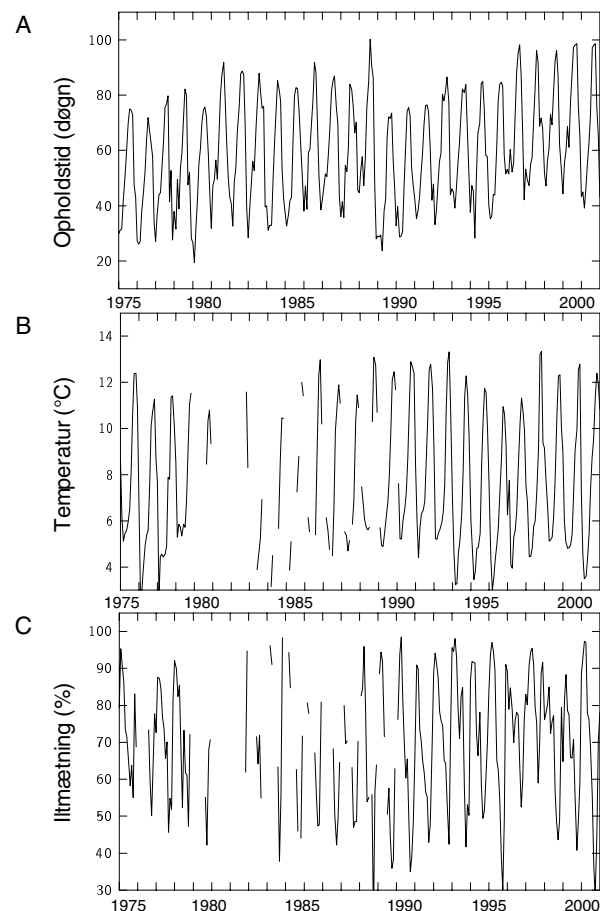
neddykket under overfladelaget i de indre danske farvande. Af nemhedsårsager blev opholdstiden valgt som udtryk for $t-t_0$. Denne opholdstid er tidligere blevet beregnet på månedsbasis for de indre danske farvande (Gustafsson 2000), og vi anvendte opholdstiden beregnet for Samsø Bælt i dybden 20-40 m. Opholdstiden for år 2000 forelå imidlertid ikke ved redaktionens afslutning. Her blev opholdstiden fra første halvår 1993 og sidste halvår 1999 anvendt idet lagdeling og salinitetsvariationer modsvarede forholdene i 2000. μ og k er de eneste ubekendte i ligningen og de blev estimeret på basis af ligning 1 og 2 samt observationerne i perioden 1975-2000. k blev fastlagt som én middelværdi, og μ blev fastlagt som 12 månedlige middelværdier og som én årsmiddelværdi. For de åbne farvande blev bundvandstemperaturen og iltkoncentrationen bestemt som månedlige medianværdier af observationerne fra 1975-2000 foretaget i Kattegat (syd for 56°50'N), Øresund og Bælthavet. I analysen blev der medtaget værdier i dybdeintervallet 20 til 40 m.

23.3 Resultater

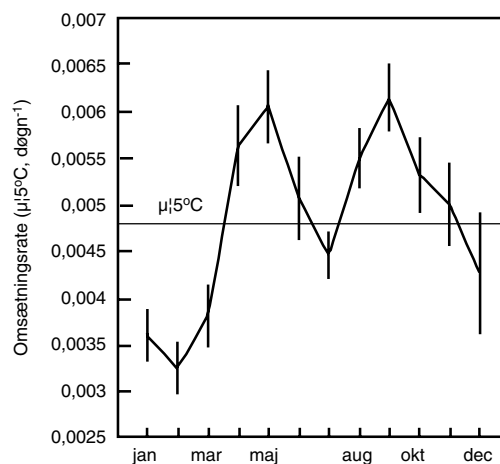
Om vinteren var opholdstiden ganske kort (20-50 døgn, *Figur 23.1A*) mens den øgedes i sommerperioden (70-100 døgn). Opholdstiden fluktuerede også over en længere tidsskala end den sæsonmæssige (Gustafsson 2000). Således var vandskiftet stort i midten af 1970'erne og igen i begyndelsen af 1990'erne, mens det var lavt sidst i 1990'erne. Bundvandstemperaturen havde ligeledes en signifikant sæsonvariation. I efterårsmånederne nåede den op på 11 til 14°C (*Figur 23.1B*), mens temperaturer i den sene vinter var mellem 3 og 6°C. Iltkoncentrationen var nær mætning i vinterperioderne (*Figur 23.1C*) mens den enkelte sensommer nåede ned til 30%. Oftest var iltmætningen i det nedre lag større end 50%.

Omsætningsraten ved 5°C (μ^*) og temperaturkoefficienten blev estimeret ved at sammenstille modelresultatet med observationerne. Temperaturkoefficienten fandtes til 0,038°C⁻¹. Omsætningsraten havde en signifikant sæsonvariation hvor omsætningen var lav i vinterperioden, mens den var forøget i forårs- og sensommerperioderne. Inkluderedes sæsonvariationen af omsætningsraten (*Figur 23.2*) i modellen, var modellens forklaringsgrad 69%, mens usikkerheden på model-estimatet var 9%. Anvendtes én konstant middellomsætningsrate (0,0048 døgn⁻¹) blev 63% af variationen i iltkoncentrationen i de indre danske farvande fastlagt på basis af temperatur og opholdstiden. Ved den konstante omsætningsrate var usikkerheden ved modelestimatet 10%.

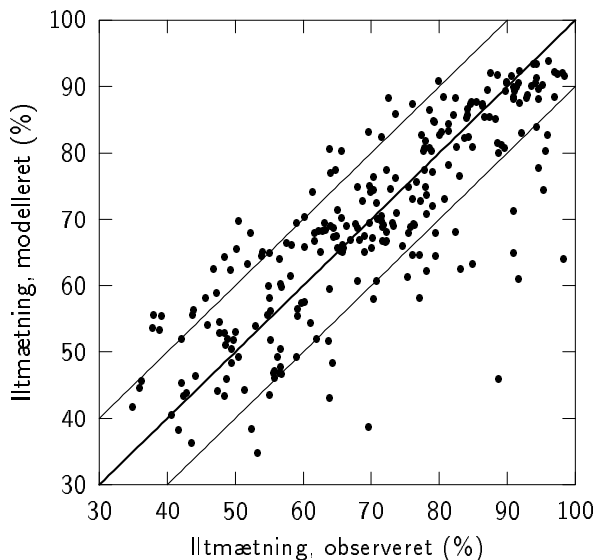
Iltniveauet i det nedre lag og modelresultaterne havde en signifikant samvariation (*Figur 23.3*). Enkelte år var iltmætningen dog markant større end modelleret (1992, 1993, 1996 & 1997; *Figur 23.4*), mens den i 1978, 1983, 1987, 1988, 1989 og 1995 var markant lavere. Fra 1990 til 2000 var iltforholdene generelt bedre end i det forudgående årti, mens de i år 2000 igen var på niveau med 1980'erne.



Figur 23.1 Opholdstid (A), temperatur (B) og iltmætning (C) i det nedre lag af det sydlige Kattegat, Bælthavet og Øresund i dybdeintervallet 20 - 40 m.



Figur 23.2 Omsætningsraten ved 5°C (μ^*). Lodrette linjer angiver usikkerheden af middelværdien for de enkelte måneder. Den vandrette streg er middellomsætningsraten ved 5°C.



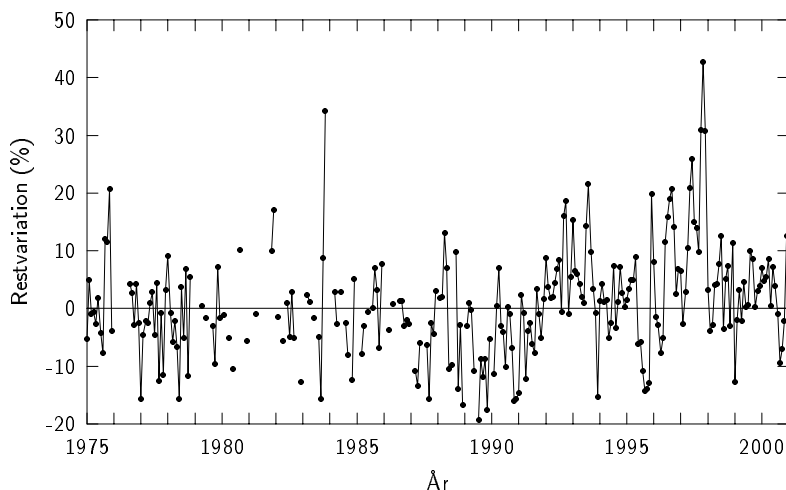
Figur 23.3 Iltmætning observeret og modelleret. Rette linjer angiver 1:1-relasjonen og 10% afvigelserne fra 1:1-relasjonen.

23.4 Diskussion

Iltforholdene i de indre danske farvande er ofte beskrevet kvalitativt i termer som vedvarende eller stor udbredelse af et område med lav iltkoncentration. For at opnå et simpelt kvantitativt mål for iltforholdene, valgte vi at anvende 50%-fraktilen af iltmætningsobservationerne. Dette valg dækker over at en stor del af vandmassen i det nedre lag af de indre danske farvande altid har et høj iltindhold, mens der tilsvarende er enkelte farvandsområder hvor iltmætningen gennemgående var lav i perioden fra 1975-2000. Disse to forhold medfører at en indikator baseret på ekstremværdier ikke er tilstrækkelig følsom til at belyse år til år variationen i iltforholdene. Valget af 50%-fraktilen er umiddelbart et passende kompromis og dens år til år variation er overvejende i overensstemmelse med de intensive datarapporter

ter og kvalitative vurderinger som hidtil er udført for iltforholdene i de indre danske farvande.

Den dominerende parameter i modellen var omsætningsraten og dens temperaturafhængighed. Temperaturkoefficienten blev estimeret til $0,038^{\circ\text{C}^{-1}}$ således at omsætningen forøgedes med en faktor 2,4 ved en temperaturforøgelse på $10^{\circ\text{C}}$. Dette er i overensstemmelse med litteraturværdier som oftest ligger i området 2-3. Omsætningsratens middelværdi ved $10^{\circ\text{C}}$ ($0,007 \text{ dogn}^{-1}$) er af samme størrelsesorden som estimeret af Jacobsen & Hansen (1985) for perioder med stillestående bundvand ($0,009 \text{ dogn}^{-1}$). Endvidere modsvarer sæsonvariation i omsætningen de tidligere estimater for Øresund og det østlige Kattegat (Figur 23.5A). Derudover er omsætningsraten af samme størrelsesorden som den omsætningsrate nettoproduktionen i overfladelaget (Stigebrandt 1991) og sedimentationen (Olesen & Lundsgaard 1995) vil kunne medføre i Kattegat (Figur 23.5B). En direkte sammenligning af sæsonvariationen i middelomsætningsraten til specifikke år er vanskelig idet iltomsætningsraten har en markant år til år variation. Omsætningen øgedes 1-2 måneder efter at nettoproduktionen opnåede sine maksima og 0-2 måneder efter perioder med høj sedimentation. Tidsforsinkelsen kan have sin årsag i at Stigebrandts (1991) samt Olesen & Lundsgaards (1995) undersøgelser er foretaget for det centrale og sydlige Kattegat, mens nærværende model også dækker forholdene i Bælthavet og Øresund hvor bl.a. forårsmaksimum forekommer senere end i Kattegat. Derudover har det producerede organiske materiale en opholdstid i det øvre lag, inden udsynkningen finder sted, dels fordi algerne har en begrænset synkehastighed og dels fordi den største del af produktionen først tabes fra det pelagiske system efter at have været gennem græsningsfødekedden (Lundsgaard & Olesen 1997). Yderligere sker omsætningen i bundvandet ikke momentant, men over kortere eller længere perioder afhængigt af karakteren af de forskellige fraktioner der sedimenterer. Visse



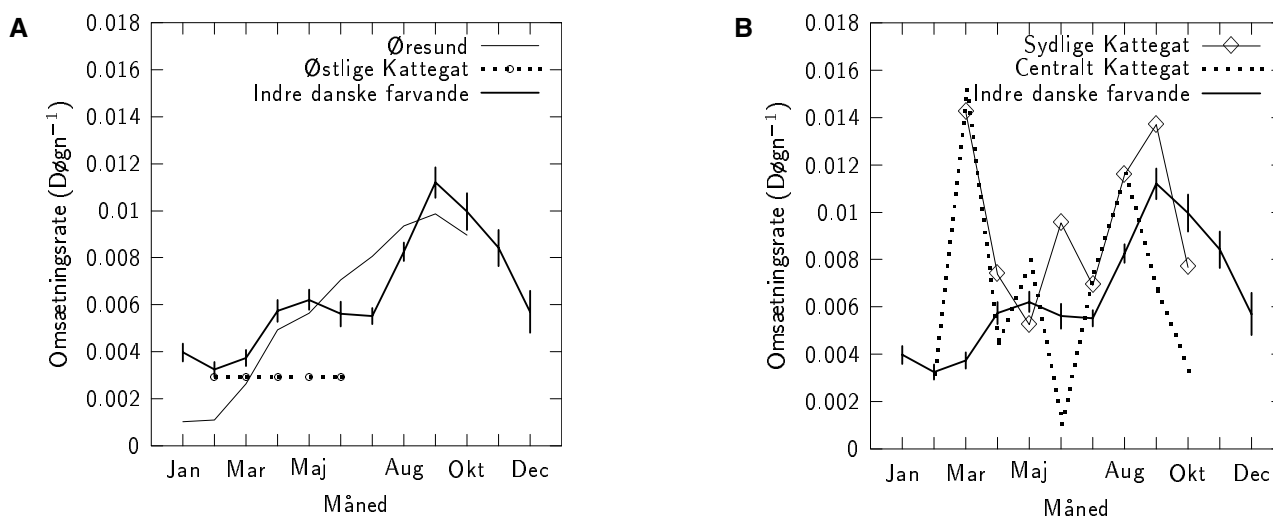
Figur 23.4 Tidsserie af afvigelserne mellem den observerede og modellerede iltmætning.

letomsættelige fraktioner nedbrydes mikrobielt under sedimentationen gennem det nedre lag mens andre fraktioner omsættes i sedimentet af bundfaunaen og mikroorganismene over tidskalaer fra dage til år. Generelt modsvarer modellens parametre således godt tidligere estimater og det forventede sæsonmæssige forløb i iltomsætningen i det nedre lag af de indre danske farvande.

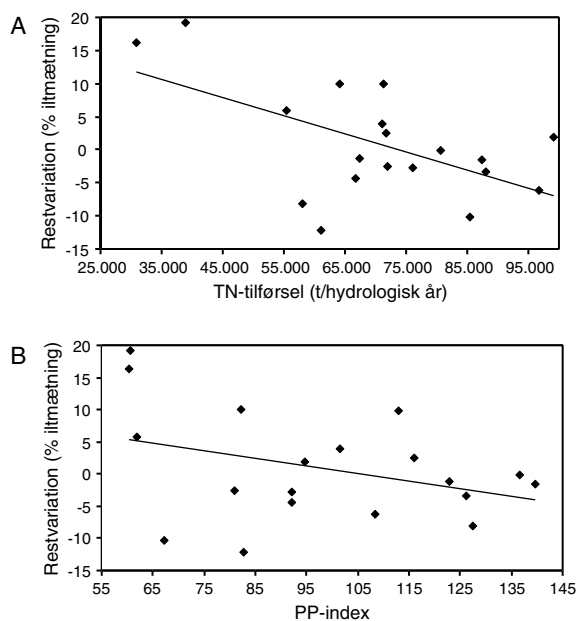
Med en usikkerhed på 9% kan modellen dermed anvendes til beskrivelse af iltniveauerne i de indre danske farvande som de fastlægges af en typisk sæsonvariation i omsætningsraten (Figur 23.2) og af den aktuelle vandtemperatur og beregnede opholdstid. Modelleringen af opholdstiden er enkelte måneder ikke tilstrækkeligt følsom overfor markante blandingshændelser. For eksempel var opholdstiden lang gennem efteråret 1983 selv om opblandingen af vandmasserne var markant og resulterede i gode iltforhold efter en sensommerperiode med lav iltmætning. Det medfører at den observerede iltmætning er større end modelleret i efteråret 1983. Derudover har afvigelsen mellem iltobservationerne og modelresultatet deres oprindelse i den forenkling modelbeskrivelsen er, i forhold til det fysisk-, kemisk og biologiske system. Primært negligeres såvel den interne transport i det nedre lag såvel som koblingen imellem forskellige iltomsætnings- og produktionsled. Omsætningen af ilt er ofte beskrevet som en 1. ordens proces i benthisk sammenhæng mens den i vandet er en 0. ordens proces. Derudover reducerer det bundnære iltforbrug iltkoncentrationen lokalt og efterfølgende resulterer den interne transport af iltfattigt vand i det nedre lag i at iltkoncentrationen i bundvandet

ligeledes reduceres. Den estimerede iltomsætning kunne derfor splittes op i et pelagialt og benthisk iltforbrug samt i en ilttransportrate i det nedre lag. Imidlertid fastlægges iltkoncentrationen pænt uden denne opsplittning i systemets delkomponenter. Modellen bibeholdes derfor i sin enkelthed.

Endeligt fastlægges afvigelserne af andre variable som influerer på variationen i iltomsætningen. Omsætningen i bundlaget hidrører primært fra organisk materiale produceret i de øvre lag og som tilføres bundlaget ved sedimentation. Iltomsætningens afhængighed af tilførslen af organisk materiale viser sig især i omsætningsratens sæsonvariation (Figur 23.2 og Figur 23.5) hvor omsætningen er lav i vintermånederne, hvor tilførslen af organisk materiale ligeledes er lav, og høj i forårs- og sensommerperioderne hvor tilførslen af organisk materiale er forøget (Olesen & Lundsgaard 1995, Caffrey et al. 1998). Mængden af organisk materiale som sedimenterer i løbet af en vækstsæson, er koblet til mængden af næring som er tilgængelig ved forårsopblomstringens start og som tilføres løbende over sæsonen (Olesen & Lundsgaard 1995). Direkte målinger af sedimentation eksisterer dog kun for begrænsede områder i begrænsede perioder. Næringsstoffilførslen fra atmosfæren, land og andre farvande varierer fra år til år (Rasmussen et al. 2001a) og der forventes en korreleret variation i tilførslen af materiale til sedimentet. En del af år til år variationerne i den samlede kvælstoffilførsel udgøres af landbaserede kilder i Sverige, Tyskland og Danmark. Den landbaserede stoffilførsel kan derfor være en styrende faktor for variationerne i iltforbrug i bundvandet.



Figur 23.5 A) Iltomsætningsrater for Øresund (Mattsson & Stigebrandt 1993), det østlige Kattegat (Rydberg & Sundberg 1988) samt nærværende modelestimater for de indre danske farvande. B) Netto-systemproduktionen i overfladelaget af det centrale Kattegat (Stigebrandt 1991) og sedimentationen fra overfladelaget i det sydlige Kattegat i 1989 (Olesen & Lundsgaard 1995), begge udtrykt som den iltomsætning materialet kan give anledning til, hvis det omsættes umiddelbart ved tilførsel til det nedre lag. I denne omregning er længdeskalaen for nedre lags dybde sat til 10 m og de aktuelle iltkoncentrationer på udsynkningsstidspunktet er anvendt.



Figur 23.6 Korrelationer mellem restvariationen i iltmætning (middel maj-september, Figur 23.4) i årene 1982-2000 og A) TN-tilførsel til de indre farvande i det forudgående hydrologiske år samt B) årsindeks for primærproduktion i de åbne indre farvande.

Den del af variationen i iltkoncentration som ikke fastlægges af opholdstid og temperatur (Figur 23.4), har en signifikant korrelation ($P < 0,05$) med kvælstofudledningen i såvel samme kalenderår som i det forudgående hydrologiske år, dog bedst med sidstnævnte parameter ($r^2 = 0,32$) (Figur 23.6A). I de ekstremt tørre år 1996 og 1997 med ca. en halvering i forhold til den gennemsnitlige kvælstofudledning var iltmætningen 15-20% højere end forudsagt ud fra bundvandets opholdstid og temperatur. Korrelationerne med kvælstoftilførsel viser at 1987 og 1989 generelt havde markant dårligere iltforhold end forventet på basis af kvælstofudledningen. Både 1987 og 1989 følger efter år hvor de hidtil værste iltsvind er observeret om efteråret i det sydlige Kattegat. Derimod var iltforholdene bedre end forudsagt i 1994 hvor afstrømning og kvælstofudvaskning var den største i perioden 1982-2000. 1994 efterfulgte 2 år med relativt lav kvælstofudledning. Der synes således at være en afsmittende virkning på iltforholdene fra år til år. Iltniveauet én sensommer har imidlertid ikke direkte indflydelse på iltforholdene det efterfølgende år da størstedelen af de indre danske farvande som regel bliver iltet godt gennem vinteren. Derimod kan afsmittningen indikere at dele af den organiske

stofftilførsel og de resulterende anaerobe nedbrydningsprodukter oxideres over længere tidsskala end et år i bundlaget. Denne effekt kan eventuelt være forstærket af at faunaens vækst er korreleret med stofftilførslen, og at den flerårige faunas biomasse repræsenterer en omsætningskapacitet som til en vis grad videreføres fra år til år. Samtidig har vi tidligere beskrevet at omsætningsraten i bundlaget responderer med 0-2 måneders forskydning i forhold til de sæsonmæssige maksima i eksport fra det produktive lag (Figur 23.5). Resultaterne viser således at det organiske materiale, som tilføres bunden, har meget forskellig omsætningstid. Derfor påvirker det iltomsætninger over en tidsskala fra dage til år.

Middelværdien af afvigelserne mellem observeret og modelleret iltmætning i produktionsperioden maj-september viser ingen signifikant korrelation til indekset for årlig primærproduktion i de åbne indre farvande i perioden 1982-2000 (Figur 23.6B). Dette er formentlig en effekt af at den målte primærproduktion både omfatter en andel, som er baseret på intern regenerering af næringsstoffer i overfladelaget og en andel som er baseret på tilførsel udefra. Sidstnævnte andel er på længere sigt svarende til eksporten af stof fra den produktive zone, men er samtidig noget mindre end den regenererede produktion (Olesen & Lundsgaard 1995). Idet den interne regenerering bl.a. er styret af komplicerede strukturelle faktorer, kan det forventes at variationerne i bundens iltforbrug krydskorrelerer bedre til næringsstofftilførsel og dermed ny-produktion end til primærproduktionsindekset.

23.5 Konklusion

Sammenstillingen til de observerede iltmætninger viser at modellen effektivt fastlægger effekten af bundvandets opholdstid og temperatur på iltniveauet i de indre danske farvande. Restvariationen i iltmætningen i produktionsperioden er korreleret til den forudgående kvælstofudledning, men med tendens til en afsmittende virkning også på det efterfølgende års iltforhold. Primærproduktionsindekset synes ikke i tilstrækkelig grad at være repræsentativt for omsætningen af organisk stof i bundvandet i det samlede Bælthavet, Øresund og sydlige Kattegat.

Taksigelser

Benny W. Hansen, RUC, for kommentarer til teksten.

24 Benthisk omsætning af forårsopblomstringen

Abstract

I slutningen af juni 1999 blev der på 11 forskellige stationer i Øresund foretaget undersøgelser af sedimentets indhold af klorofyl og levende pelagiske kiselalger. Det gennemsnitlige indhold af levende kiselalger var ca. 900.000 cm^{-2} og et klorofylindhold på $6,8 \mu\text{g cm}^{-2}$. Klorofylindholdet og antallet af levende kiselalger var signifikant positivt korreleret og havde samme fordeling i sedimentprofilerne. Ud fra artssammensætningen var det tydeligt at kilden til sedimentets indhold af kiselalger var forårsopblomstringen 3 måneder tidligere. Puljen i sedimentet svarede til ca. 50% af den potentielle sedimentation hvilket betyder, at nedbrydningen af kiselalgerne sker meget langsomme, end man hidtil har antaget. Dette forhold kan forklare hvorfor den tidsmæssige kobling er svag mellem nyproduktion i pelagialet og bundens iltforbrug.

24.1 Indledning

Forårsopblomstringen af fytoplankton er det mest regelmæssige og gennemgående træk ved planktonsuccessionen i de tempererede have. Sammensætningen af fytoplankton under forårsopblomstringen er oftest lige så forudsigelig som forårsopblomstringen i sig selv idet planktonet helt domineres af kiselalger. I de danske farvande varierer tidspunktet for forårsopblomstringen fra år til år og fra område til område. Den indtræffer generelt tidligere i de indre danske farvande og kystnære områder og senere ude i Nordsøen. Forårsopblomstringen har oftest et forholdsvis kortvarigt forløb med en hurtig opvækst af kiselalger som på et par uger når biomasser, der svarer til $5\text{-}20 \mu\text{g}$ klorofyl pr. liter, hvorefter de forsvinder lige så hurtigt fra vandsøjlen igen. Som regel omsættes næsten hele puljen af næringsstoffer i den fotiske zone i løbet af denne periode, og kiselalgerne efterlader ofte den fotiske zone i en næringsfattig tilstand.

Det har længe været kendt at skæbnen af kiselalgerne i forårsopblomstringen i højere grad er sedimentation til bunden end omsætning i den pelagiske fødekæde. Årsagen hertil er at den heterotrofe aktivitet i planktonet er lav på det tidspunkt af året hvor forårsopblomstringen begynder at udvikle sig, specielt i de indre danske farvande hvor overvintrende populationer af copepoder ikke spiller nogen væsentlig rolle. Desuden har kiselalgerne i forårsopblomstringen højere sedimentationsrater end andre grupper af fytoplankton (Smetacek 1980, Smetacek 1985), og de er således kun udsat for pelagisk græsning i en kort periode efter at væksten er stoppet.

Sedimentationen af kiselalgerne har været genstand for en hel del forskning. Det har vist sig at kiselalgerne høje sedimentationsrater oftest skyldes, at de danner aggregater med sedimentationsrater som er størrelsesorden højere end sedimentationsraten af de enkelte celler eller kæder (Allredge & Gotschalk 1989). Kiselalgerne særlige evne til at danne aggregater skyldes i nogle tilfælde at deres overflader er klæbrige, og i andre tilfælde at de udskiller klæbrige partikler til vandet. Resultatet af begge mekanismer er at de klæber sammen i aggregater efter fysiske kollisioner i en turbulent vandmasse. Aggregatdannelsen kan i nogle tilfælde betyde at der sker en masseudsynkning af næsten hele algepopulationen i løbet af få dage. Med kiselalgerne fjernes størstedelen af både næringsstoffer og fytoplanktonkulstof fra vandsøjlen og tilføres det benthiske økosystem. Sedimentationen af forårsopblomstringen udgør dermed en meget vigtig styrende proces både for det pelagiske økosystem og for koblingen mellem det pelagiske og benthiske økosystem.

Under den fotiske zone er den benthiske fødekæde udelukkende baseret på udefrakommende materiale som i hovedsagen tilføres via sedimentation fra den ovenliggende vandsøje. Det er almindeligt anerkendt at den benthiske makrofauna er begrænset af føde og at det input der kommer fra det pelagiske økosystem med sedimentationen, dermed er styrende for udviklingen af den benthiske makrofauna (Beukema & Cadee 1991, Josefsen & Conley 1997). For det benthiske økosystem betyder tilstedeværelsen af kiselalger i planktonet ofte at der kommer pulser af friskt algemateriale i sedimentationen. Efter forårsopblomstringen kan berigelsen med frisk algemateriale tydeligt ses på farven af det øverste sediment og oprindelsen af materialet kan verificeres ved målinger af sedimentets indhold af klorofyl. Selv på store vandybder i det nordlige Atlanterhav ses tilførslen af frisk algemateriale til bunden om foråret hvilket viser, hvor hurtigt kiselalgerne synker fra den fotiske zone og til bunden. Traditionelt har det været opfattelsen at sedimentationen om foråret har initieret aktiviteten af det benthiske økosystem og at algematerialet pga. en høj ernæringsmæssig kvalitet forholdsvis hurtigt er blevet omsat af den benthiske makrofauna.

Mens det således er almindeligt anerkendt at forårsopblomstringens skæbne hovedsageligt er sedimentation, så er der derimod ikke konsensus omkring hvad skæbnen af kiselalgematerialet er,

efter det er blevet deponeret på bunden. Graf et al. (1982) undersøgte faunaens respons og fandt at der skete en hurtig omsætning af algematerialet. Undersøgelser af dynamikken af klorofyllet i sedimentpuljerne er tilsvarende nået frem til henfaldsrater på 0,03 pr. dag. I modsætning hertil fandt Kanneworff & Christensen (1986) og Christensen & Kanneworff (1985), der fulgte den benthiske omsætning af forårsopblomstringen ved at anvende klorofyl som tracer, at stigningen i bundens aktivitet var forsinket.

Viden om hvornår og hvor hurtigt omsætningen af det sedimenterede fytoplankton fra forårsopblomstringen sker er en væsentlig faktor for forståelsen af koblingen mellem de stående næringsstofpuljer om foråret, sedimentationen og risikoen for udvikling af iltsvind senere på året. I det følgende beskrives en række undersøgelser med fokus på den benthiske omsætning af forårsopblomstringen baseret på pigmentbudgetter og undersøgelser af kiselalgeres skæbne efter forårsopblomstringen. Resultaterne er baseret dels på data indsamlet i forbindelse med NOVA-programmet og dels på særskilte forsøg som er udført i tilknytning til overvågningsprogrammet.

24.2 Materialer og metoder

Feltindsamlinger - Øresund 1999

De sammenlignende studier af pelagiske og benthiske puljer af pigmenter og kiselalger blev udført i Øresund. Området er karakteriseret ved en permanent lagdeling i ca. 16 meters dybde som adskiller en sædvanligvis nordgående lavsalin vandmasse i overfladen og en mere stagnerende vandmasse i bunden på 34‰, som lejlighedsvis strømmer over tærsklen ved Drogden og ind i Østersøen. Sedimentet på 10 m dybde består af sand blandet med mudder med et glødetab på 1%. Med stigende dybde stiger andelen af mudder og glødetabet når et maksimum på 13% i 20-22 m dybde. Den årlige primærproduktion er relativ lav (omkring 100 g C m⁻²) sammenlignet med de tilstødende områder, men følger det typiske mønster for planktonsuccession i andre tempererede områder med en distinkt forårsopblomstring i marts/april af kiselalger efterfulgt af lavere niveauer og andre algeformer senere på året.

Det pelagiske system monitoreres som en del af NOVA-programmet af Københavns Kommune, Københavns Amt, Roskilde Amt og Frederiksborg Amt. Programmet omfatter ugentlige målinger af næringsstoffer, klorofyl, tællinger af fytoplankton, artsammensætning af fytoplankton

og zooplanktonbiomasse (Angantyr et al. 2000). De tekniske procedurer følger forskriften i Kaas & Markager (1998).

Den 21. juni 1999 blev der indsamlet sedimentkerner fra 11 stationer (*Figur 24.1*) på dybder fra 9,5 til 27 m. Prøverne blev indsamlet med en Kajakcorer med påmonterede plexiglasrør med en indre diameter på 8 cm (Blomquist & Abrahamson 1985). De transparente plexiglasrør tillod inspektion af prøven før udtagning, så der kun blev anvendt uforstyrrede prøver. På 9 af disse stationer er der forud for 1999 blevet foretaget undersøgelser af bundfaunaen i forbindelse med overvågningen af den faste forbindelse over Øresund (Josefson & Pedersen 1999). I dette temaafsnit er der anvendt data for bundfaunaen i 1996 som var det år, hvor de fleste stationer blev besøgt.

Umiddelbart efter at prøverne var taget op, blev de skåret i følgende dybdeintervaller 0-1, 1-2, 2-3, 4-6, 8-10, 10-13 og 13-16 cm. Fra hver skive blev der udtaget 2 prøver på nøjagtig 1 ml og overført til lukkede glas vials til fluorometrisk bestemmelse af klorofyl og fæopigment. En prøve blev opbevaret mørkt i køleskab og en prøve blev frosset ned ved -20°C. Fra hver skive blev der yderligere udtaget en prøve på ca. 2 g som blev opbevaret mørkt ved 5°C til bestemmelse af levende kiselalger.

Analysér

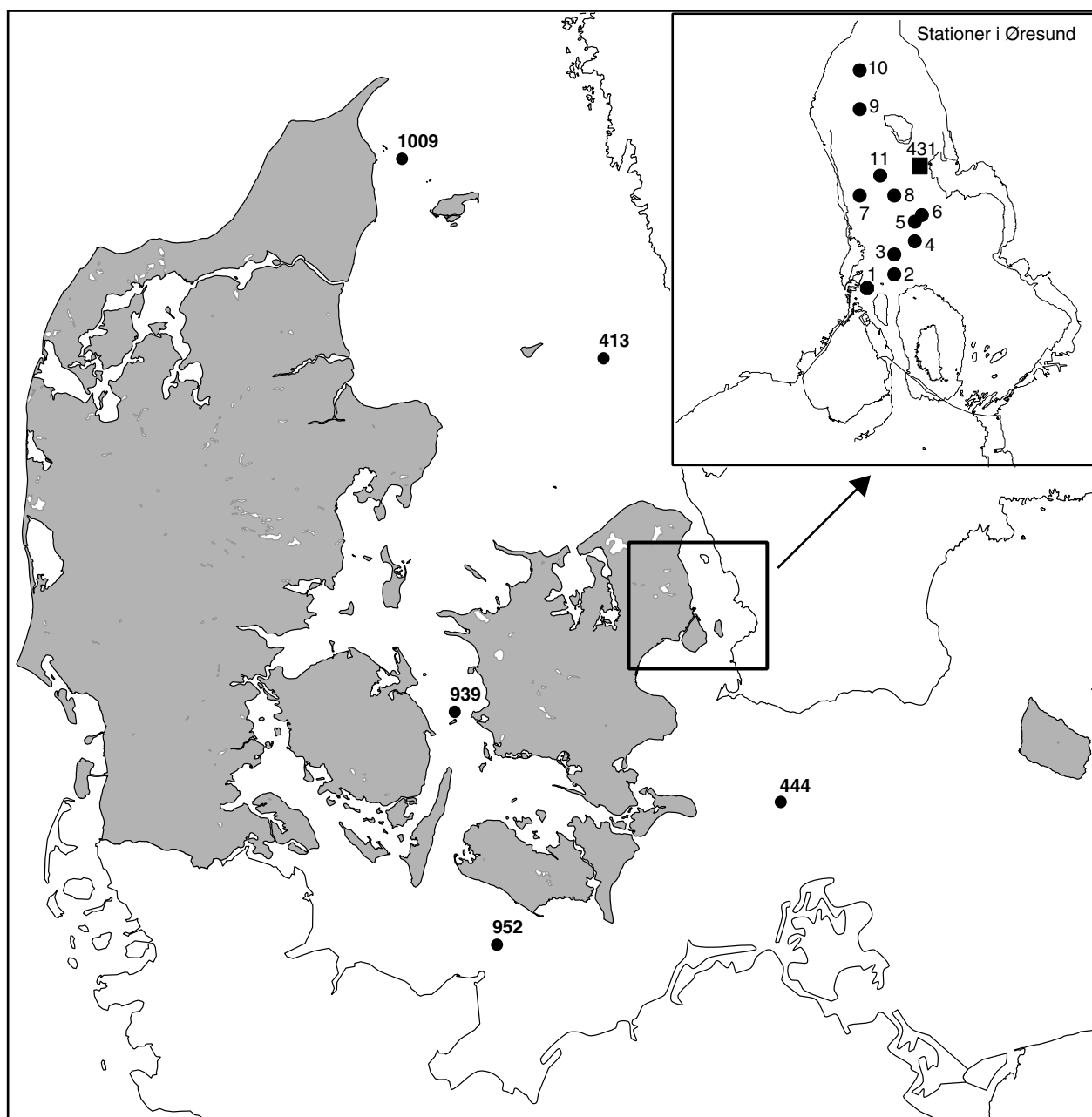
Sedimentets indhold af klorofyl a blev bestemt fluorometrisk efter forudgående ekstraktion i 96% ethanol i mindst 6 timer i mørke. For at undgå fortynding fra sedimentets porevand blev volumen af ekstraktionsmidlet holdt på mindst 20 gange prøvens volumen. Ekstraktet blev filtreret gennem et GF/C-filter og fluorescensen blev målt på et Turner model 10 fluorometer før og efter syretilsætning (Strickland & Parson 1972). Der blev foretaget målinger på parrede sæt af dels frosne og dels friske sedimentprøver.

Mængden af levende kiselalger (antallet af spiringsdygtige enheder) blev bestemt i prøver opbevaret ved 5°C i mørke uden tilsætning af vand. Antallet af levende kiselalger blev bestemt som det mest sandsynlige antal (Most Probable Number, MPN) ved hjælp af fortynding-ekstinktionsmetoden. I princippet fulgte forsøgene metodikken som beskrevet i Itakura et al. (1997). Antallet af spiringsenheder i materialet fra Øresund blev undersøgt i 3 på hinanden følgende eksperimenter henholdsvis 19, 71 og 109 dage efter indsamlingen. Prøverne fra stationerne 444, 952, 939, 413 og 1009 blev kun målt en enkelt gang.

Før podning blev sedimentet resuspenderet i 10 ml 0,2 μ filtreret 30% havvand og omrystet kraftigt indtil opslæmningen var fuldstændig homogen. Fra hver prøve blev der produceret fortyndingsrækker i decade-trin. For hver prøve blev der podet mellem 3 og 5 replikater fra hver fortynding med en relativ koncentration af sedimentopslæmning på 10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} , 10^{-6} og 10^{-7} . Hver podning bestod af 1 ml fortyndet sedimentopslæmning som blev overført til individuelle brønde på cellekulturplader (24-well multidish, Nunc). Til hver brønd blev der yderligere tilsat 1 ml dyrkningsmedium enten B1-medium (Hansen

1989) eller f/2 (Guillard & Ryther 1962). Pladerne blev herefter dyrket ved 6°C i kontinuert lys (50 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-2}$) og dyrkningsperioden varierede mellem forsøgene fra 14 til 27 dage.

Efter endt dyrkning blev hver brønd i pladerne undersøgt i omvendt mikroskop for vækst af kiselalger. De fleste arter blev bestemt til slægtsniveau. For hver prøve blev MPN bestemt ud fra kriteriet vækst/ikke vækst af kiselalger. For de fleste prøver var det endvidere muligt at bestemme MPN for hver af de dominerende slægter.



Figur 24.1 Undersøelsesområdet: Stationerne i de åbne farvande indgår i NOVA-programmet og blev undersøgt i 2001. Kortudsnittet viser placeringen af de 11 stationer i Øresund der blev undersøgt i juni 1999 samt placeringen af den pelagiske station 431.

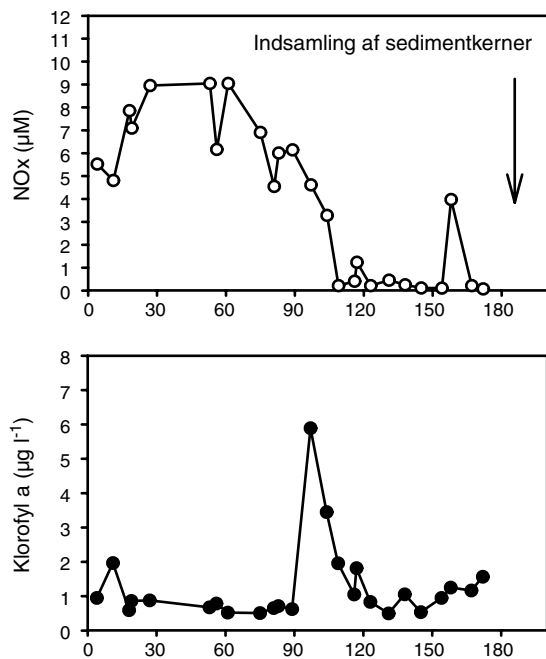
Øvrige undersøgelser af sedimenter

Mængden af klorofyl og af kiselalge spiringsenheder i sedimentet er blevet kvantificeret med de samme metoder på en station i det nordlige Øresund i 2000 og på stationer i den vestlige Østersø (station 444), Femer Bælt (952), Storebælt, centrale Kattegat og det nordlige Kattegat i 2001 (Figur 24.1).

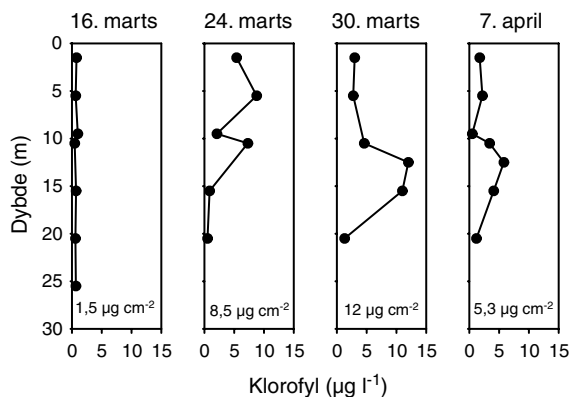
24.3 Resultater

Pelagiske data

Forårsopblomstringen i Øresund udviklede sig mellem den 16. og 24. marts 1999 og varede indtil den første uge i april. I løbet af opblomstringen steg den gennemsnitlige koncentration af klorofyl i de øverste 10 m fra ca. $0,5 \mu\text{g l}^{-1}$ til en maksimal koncentration på ca. $6 \mu\text{g l}^{-1}$ sidst i marts. Samtidig med at forårsopblomstringen udviklede sig, faldt koncentrationen af nitrat fra ca. $6 \mu\text{M}$ til detektionsgrænsen (Figur 24.2). I løbet af opblomstringen skete der en gradvis forskydning af klorofylmaksimaet fra overfladen til lige over springlaget sidst i opblomstringen (Figur 24.3). Sammensætningen af fytoplanktonet var fuldstændigt domineret af de 3 kiselalgeslægter *Skeletonema*, *Chaetoceros* og *Thalassiosira*. Efter forårsopblomstringen og indtil indsamlingen af sedimentkernerne blev disse slægter ikke fundet i planktonprøverne (Figur 24.4). Året før, i 1998, var forårsopblomstringen på den pelagiske station domineret af andre kiselalgeslægter (data fra Danmark Miljøundersøgelser database, MADS).



Figur 24.2 Klorofylkoncentrationen integreret i de øverste 10 m (fyldte cirkler) og NO_x (NO₂ + NO₃) koncentrationer (åbne cirkler) mod tid (dagsnummer 1999). Pil markerer tidspunktet for indsamlingen af sedimentkernerne.

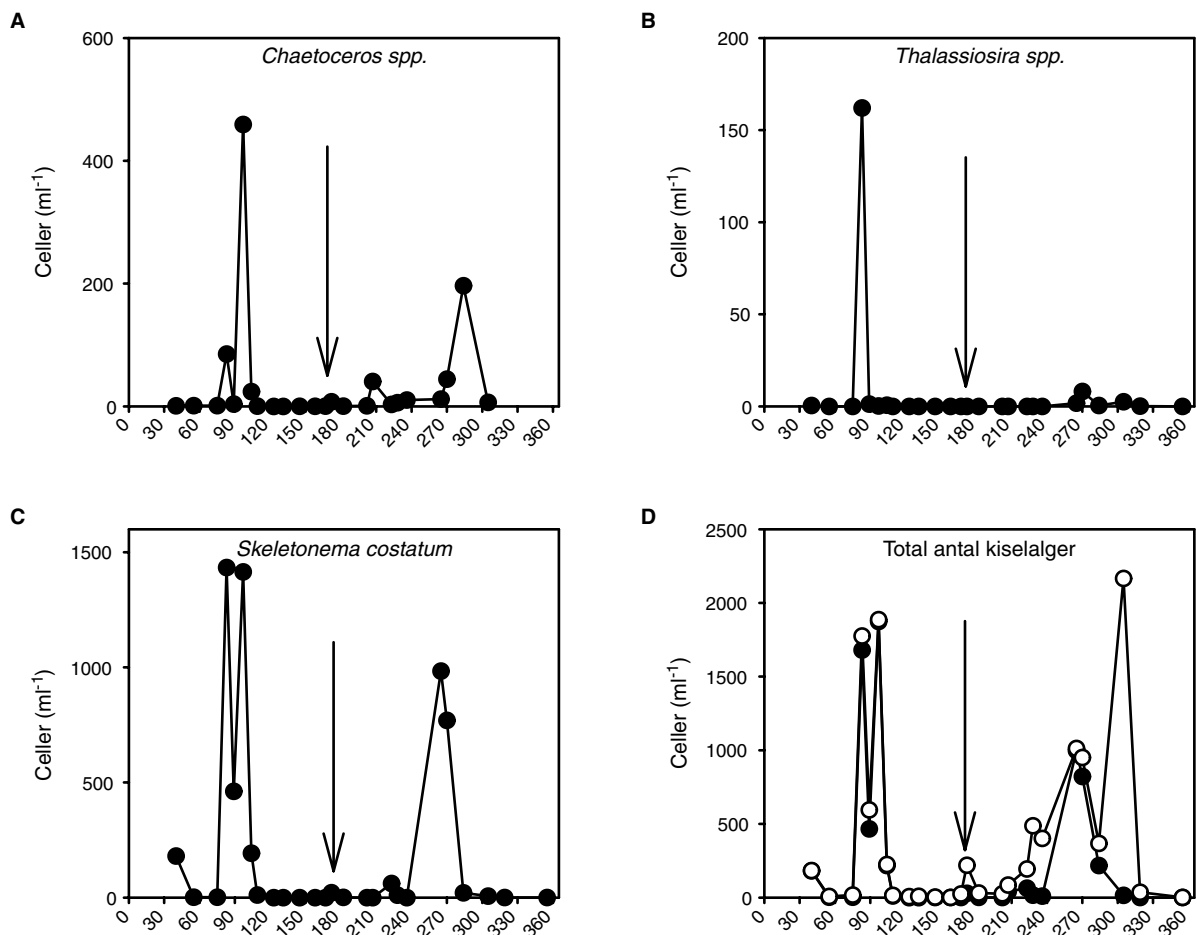


Figur 24.3 Dybdefordeling af klorofyl under forårsopblomstringen 24. marts – 7. april 1999 på station 431. Den totale pulje af klorofyl er beregnet for de øverste 25 m og er anført i bunden af hver figur.

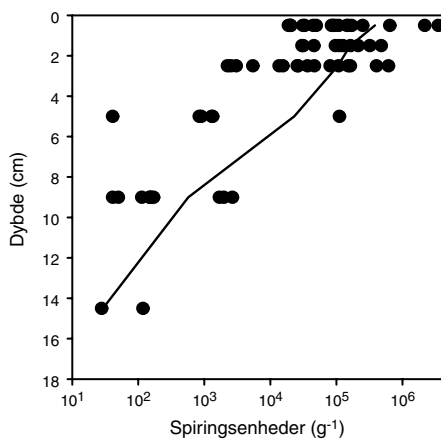
Sedimentprofiler

Der var forholdsvis stor variation i klorofylindholdet mellem stationerne i Øresund som ikke kunne relateres til vanddybden. I de friske prøver varierede indholdet i overfladen fra $1,75$ til $5,9 \mu\text{g cm}^{-3}$ og fra $0,84$ til $8,2 \mu\text{g cm}^{-3}$ i de frosne prøver. Der var ikke nogen signifikant forskel på ekstraktionseffektiviteten af klorofyl i frosne og ikke frosne prøver (Hansen & Josefson 2001). Profilerne viste generelt et eksponentielt fald fra et gennemsnitligt niveau på $3,7 \mu\text{g cm}^{-3}$ i overfladesedimentet til et niveau på ca. $1 \mu\text{g cm}^{-3}$ fra ca. 10 cm's dybde og nedefter (Hansen & Josefson 2001). Ved at tilpasse alle data, puljet over stationer mod dybde, til en diagenetisk ligning (ligning 7 i Sun et al. 1991), som antager tilstedeværelse af to klorofylpuljer - en variabel reaktiv pulje og en konstat ikke-reaktiv pulje - kan en baggrundskoncentration på $0,77 \mu\text{g cm}^{-3}$ beregnes som gennemsnit for alle stationer.

Ved spiringsforsøgene fandtes levende planktoniske kiselalger på alle stationer. Sammensætningen var fuldstændigt domineret af slægterne *Skeletonema*, *Chaetoceros* og *Thalassiosira*. Sjældnere forekommende slægter omfattede *Biddulphia*, *Asterionella* og *Coscinodiscus*. Der forekom benthiske kiselalger på de fleste stationer, men kun i den øverste cm af sedimentet, og kun på en enkelt station dominerede de benthiske former. Generelt udgjorde de benthiske former under 10% af den samlede kiselalgepopulation i den øverste cm af sedimentet.

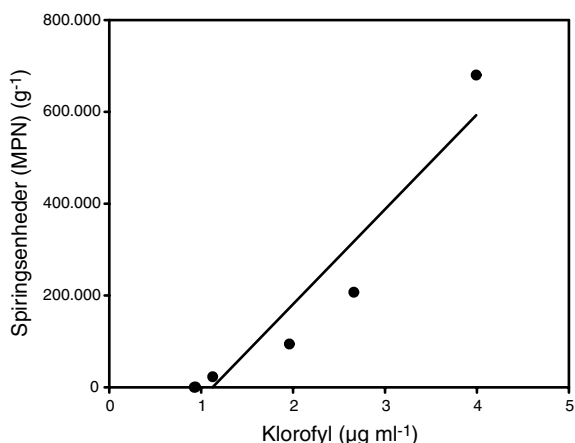


Figur 24.4 Cellekoncentrationer af de dominerende kiselalgeslægter samt den totale pulje af kiselalger i de øverste 10 m af vandsøjlen på station 431 i 1999. A) *Chaetoceros* spp., B) *Thalassiosira* spp. C) *Skeletonema costatum* og D) total antal kiselalger (åbne circler) og summen af *Chaetoceros*, *Thalassiosira* og *S. costatum* (fyldte circler). Pil indikerer tidspunktet for sedimentindsamling og værdier på x-aksen angiver dagsnummer.



Figur 24.5 Spiringsenheder mod kernedybde. Data fra første og andet forsøg.

I overfladesedimentet nåede antallet (MPN) af spiringsdygtige planktoniske kiselalger værdier på over en million enheder pr. g vådt sediment mens antallet lå under 100 pr. g i 15 cm dybde (Figur 24.5). I det første spiringseksperiment var fortyndingen af det opslemmede sediment ikke tilstrækkelig kraftig til at bestemme MPN idet der forekom vækst i samtlige podede brønde. I det næste forsøg blev materiale fra de samme prøver fortyndet kraftigere, men der forekom stadig vækst af *Chaetoceros* i alle podninger for 2 af prøvernes vedkommende, hvilket betød at MPN i disse to prøver var over henholdsvis 2,17 og 3,49 millioner. I alt 15 prøver blev podet i både første og andet forsøg. Der var ikke nogen signifikant forskel i den geometriske middelværdi af spiringsenheder imellem de to forsøg (parret t-test, $P = 0,302$, $n = 11$). I det tredje eksperiment 109 dage efter indsamlingen var antallet af spiringsenheder derimod signifikant reduceret til ca. 25% af startværdien (parret t-test, $P = 0,021$, $n = 10$). De kombinerede resultater fra de første to forsøg er samlet i Tabel 24.1.



Figur 24.6 Gennemsnitlige antal af spiringsenheder (station 1-11) mod gennemsnitsværdier for klorofyl. Data fra de to første forsøg.

En lineær regressionsanalyse mellem parrede data for MPN og klorofyl gav en signifikant positiv korrelation ($r = 0,317$, $P = 0,041$, $n = 42$). Resultatet af analysen viste at $1 \mu\text{g}$ klorofyl cm^{-3} svarede til 125.000 ± 59.236 spiringsenheder, og at baggrundskoncentrationen af klorofyl, som ikke kunne relateres til kiselalger, var $0,54 \mu\text{g}$ klorofyl cm^{-3} . Ses der bort fra to afvigende observationer, giver regressionsanalysen en meget stærkere korrelation ($r = 0,641$, $P < 0,0005$, $n = 40$) med konstanterne 60.000 spiringsenheder pr. μg klorofyl og baggrundsværdien $0,82 \mu\text{g}$ klorofyl cm^{-3} . Gennemsnitsværdier midlet over stationer for både MPN og klorofyl giver en meget stærk positiv korrelation med $r = 0,99$, $P < 0,001$ og $n = 5$ (Figur 24.6).

Table 24.1 Dybdeprofiler af spiringsenheder (Most Probable Number) på stationerne 1-11 som gennemsnitlige værdier af det første og andet forsøg. Værdierne repræsenterer summen af MPN for de individuelle erkendbare arter. *) markerer prøver hvor det kun var muligt at opnå en minimumsværdi af MPN. Nul-værdier betyder at MPN var under 25-42 celler g^{-1} , afhængigt af den eksakte vægt af podningsmaterialet. Gennemsnitsværdier er baseret på samtlige målinger.

Kernedybde	0-1 cm	1-2 cm	2-3 cm	4-6 cm	8-10 cm	13-16 cm
St. 1	ND	477000	405000	1340	153	0
St. 2	45500	ND	3760	ND	157	0
St. 3	24800	ND	14700	ND	ND	ND
St. 4	249327	30169	54072	902	1940	0
St. 5	100000	ND	33900	ND	224	ND
St. 6	*) 3490947	111000	121000	1300	1640	118
St. 7	32107	ND	4203	ND	ND	ND
St. 8	643268	96814	35800	41	440	ND
St. 9	*) 2170000	320000	347000	111000	1330	28
St. 10	15200	ND	14400	ND	148	ND
St. 11	31700	ND	3742	ND	50	ND
Gennemsnit	680285	206997	94325	22917	553	29

Table 24.2 Dybdeintegrerede værdier for tæthed og artssammensætning af kiselalger i vandsøjlen 0 - 26 m på station 431 på toppen af forårsopblomstringen, 31. marts 1999, og i sedimentet integreret over de øverste 13 cm. Artssammensætningen i vandsøjlen er baseret på de øverste 10 m. Til beregning af population i hele vandsøjlen er der anvendt dybdeprofiler af klorofyl for de øverste 26 m ganget med ratioen klorofyl pr. celle 1-10 m. Artssammensætningen i sedimentet er baseret på gennemsnitsværdier for samtlige stationer og udfaldsrummet beskriver variationen mellem de enkelte kerner. Den totale tæthed er beregnet ud fra regressionen mellem klorofyl og antal spiringsenheder således som præsenteret i Figur 24.6, og udfaldsrummet beskriver variationen mellem kernerne.

	Vandsøjlen 0-26 m	Gennemsnit for sedimentprøver 0 - 13 cm	Udfaldsrum for kerner 0-13 cm	Sedimentværdier i procent af værdier i vandsøjlen
<i>Chaetoceros</i> , relativ tæthed	20,8%	59,4%	39 - 73%	-
<i>S. costatum</i> , relativ tæthed	66,5%	32,2%	26 - 55%	-
<i>Thalassiosira</i> , relativ tæthed	7,3%	3,6%	0 - 8%	-
Andre kiselalger, relativ tæthed	5,4%	4,8%	-	-
<i>Chaetoceros</i> , celler cm^{-2}	450.000	563.000	-	125%
<i>S. costatum</i> , celler cm^{-2}	1.430.000	305.000	-	21%
<i>Thalassiosira</i> , celler cm^{-2}	116.000	34.092	-	29%
Andre kiselalger, celler cm^{-2}	164.000	45.500	-	28%
I alt kiselalger, celler cm^{-2}	2.160.000	947.000	51.500 - > 4.000.000	44%
Klorofyl, $\mu\text{g cm}^{-2}$	11,6	6,8	-	59%
Celler pr. μg klorofyl	186.000	125.000	-	-

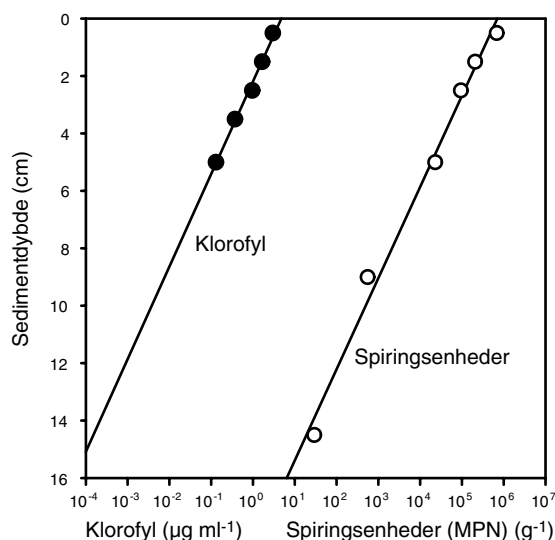
Estimatet af baggrundskoncentrationen på 0,9 ud fra den diagenetiske model er således i overensstemmelse med den del af klorofylkoncentrationen som ikke kan relateres til forekomsten af kiselalger. Gennemsnitsværdier for både MPN og klorofyl minus baggrund ($0,9 \mu\text{g cm}^{-3}$) udviser præcis de samme dybdeprofiler med et eksponentielt henfald med dybden (Figur 24.7).

Sammenligning af pelagiske og benthiske data

Sammensætningen af de spiringsdygtige kiselalger i sedimentet svarede meget præcist til sammensætningen i pelagialet under forårsopblomstringen med numerisk dominans af slægterne *Thalassiosira*, *Chaetoceros* og *Skeletonema*. Forholdet mellem klorofyl og antallet af kiselalger - enten som MPN eller som celleantal - viste nogenlunde samme ratio i pelagialet og i sedimentet. Tabel 24.2 angiver puljerne af klorofyl og tæthed af planktoniske kiselalger udregnet på basis af areal dels på højdepunktet af forårsopblomstringen på station 431 den 31. marts og dels som gennemsnittet af dybdeprofilerne på de benthiske stationer. Det fremgår at den samlede pulje af klorofyl på bunden svarede til 59% af den samlede maksimale mængde af klorofyl i vandsøjlen under forårsopblomstringen og puljen af spiringsdygtige kiselalger svarede til 44% af den maksimale pulje under forårsopblomstringen.

Andre områder i de indre danske farvande

I de øvrige farvandsområder blev der før forårsopblomstringen i 2001 fundet benthiske puljer af pelagiske kiselalger af nogenlunde samme størrelsesorden som beskrevet ovenfor. Kun station 939 i Storebælt havde væsentlig færre kiselalger pr. arealenhed. Taksonomisk adskilte de øvrige stationer sig heller ikke markant fra observationerne i Øresund idet *Skeletonema*, *Chaetoceros*, *Thalassiosira* og *Leptocylindrus* gennemgående var de helt dominerende slægter. Endelig viser øvrige data generelt den samme dybdeprofil med eksponentielt faldende koncentration af spiringsdygtige celler med sedimentdybden (Tabel 24.3).



Figur 24.7 Gennemsnitlig klorofylkoncentration minus baggrundskoncentration ($0,9 \mu\text{g ml}^{-1}$) (fyldte cirkler) og gennemsnitsværdier for (MPN) (åbne cirkler) mod kernedybde. Data fra de to første eksperimenter.

24.4 Diskussion

Disse undersøgelser knytter to velkendte forhold i det marine økosystem sammen; dels at der findes koncentrationer af algepigmenter i afotiske sedimenter, som er 100-1000 gange højere end i vandsøjlen (fx Kanneworff & Christensen 1986, Josefson & Conley 1997) og dels at der sker en meget markant sedimentation af levende kiselalger under forårsopblomstringen, hvor sedimentationen oftest er den vigtigste tabsproces fra de planktoniske populationer (Smetacek 1980, Alldredge & Gotschalk 1989, Kiørboe et al. 1994). Tilstedeværelsen af levende kiselalgepopulationer er tidligere beskrevet (Cahoon et al. 1994, Itakura et al. 1997, Lewis et al. 1999). Sæsonsvingninger i sedimentets klorofylindhold er tidligere blevet forklaret med sedimentationen af forårsopblomstringen (Graf et al. 1982, Christensen & Kanneworff 1985) dog uden at undersøge kilden til klorofyl.

Tabel 24.3 Koncentrationer af kiselalger (celler ml^{-1}) mod dybden på stationer i de åbne farvande i februar 2001.

Dybde (cm)	St. 413	St. 444	St. 939	St. 952	St. 1009
1	79.298	23.171	3.464	41.349	31.884
2	115.809	16.126	811	13.387	28.597
3	90.410	26.625	758	12.713	28.015
4					
7	9.931	749		346	15.392
10					
14					
Sum 0-8 cm	315.312	68.170	5.034	68.486	134.673

Vi ved ikke præcist hvor stor en andel af klorofylindholdet, der består af levende planktoniske kiselalger og hvor stort antallet af celler er pr. klorofylenhed i sedimentet. Fortynding-ekstinktionsmetoden giver et absolut minimum for antallet af levende celler da det kun er de celler, der spirer under de eksperimentelle betingelser, som medregnes. En spiringsenhed kan ligeledes bestå af flere celler når der, som i dette tilfælde, er tale om kædedannende arter. Det specifikke pigmentindhold pr. celle kan variere mellem vegetative former i pelagialet og hvilestadier i sedimentet. Endelig er der formodentligt tale om en systematisk underestimering af antallet af spiringsenheder i relation til klorofylet idet antallet af spiringsenheder er udtrykt pr. vægtenhed, mens klorofylet er beregnet på volumenbasis. Sandsynligvis ligger sedimentets densitet på 1,2 til 1,6 g cm⁻³.

På trods af den usikkerhed der er forbundet med en direkte sammenligning mellem klorofylpuljen og MPN-estimererne, må vi konkludere at størstedelen af sedimentets indhold af klorofyl faktisk består af levende kiselalger. For det første er der en stærk og signifikant positiv korrelation mellem MPN og klorofylet og for det andet viser begge parametre præcis den samme fordeling i sedimentet. En sådan fordeling i sedimentet er et meget usandsynligt resultat hvis ikke de to puljer faktisk var identiske. Det ville kræve at både nedblandingsraten og henfaldsraten for de to puljer i sedimentet var fuldstændigt identiske. Endelig er forholdet mellem kiselalger og klorofyl i sedimentet af samme størrelsesorden som i vandsøjlen. Sammensætningen af kiselalger i sedimentet tyder på at kun planktoniske kiselalger bidrager væsentligt til puljen af klorofyl. Selv på lav vanddybde, over springlaget, har de benthiske former en relativt lille betydning.

Den taksonomiske sammensætning peger på at kilden til sedimentets indhold af levende kiselalger var forårsopblomstringen i området 3 måneder tidligere, da de slægter der blev fundet i sedimentet, ikke blev fundet i vandsøjlen året før. I beregningerne når vi frem til at sedimentpuljen (0–10 cm) udgør ca. 50% af puljen i vandsøjlen under forårsopblomstringens maksimum. Den maksimale pulje i vandsøjlen er beregnet til 12 µg cm⁻². Hvor meget klorofyl der er sedimenteret i området, vides ikke præcist. Sedimentationen foregår løbende under hele opblomstringen (Kiørboe et al. 1994, Hansen et al. 1995) hvilket betyder at sedimentationen potentielt kan have været højere end 12 µg cm⁻². Under forårsopblomstringen fjernes ca. 6 µM kvælstof fra de øverste 15 m (gennemsnitlig lagdelingsdybde under forårsopblomstringen (Angantyr et al. 2000)) af vandsøjlen hvilket svarer til ca. 135 µg cm⁻² eller ca. 17 µg

klorofyl cm⁻² (under antagelse af en N/klorofyl ratio på 8) som den maksimale klorofylproduktion og dermed den størst mulige sedimentation. Den reelle sedimentation er mindre da en del af kiselalgerne og klorofylet omsættes i pelagialet. Zooplanktonets potentielle græsning i forårsopblomstringsperioden som helhed er beregnet til ca. 20% af den daglige produktion (Angantyr et al. 2000). Sedimentation af klorofyl antages derfor at have ligget på 10-15 µg cm⁻² for perioden som helhed. Puljen af kiselalger i sedimentet er, som beskrevet ovenfor, en del underestimeret og samlet set, på baggrund af puljerne af både klorofyl og levende celler, vurderer vi at mindst 50% af den totale produktion under forårsopblomstringen fortsat var uomsat i slutningen af juni og lå som spiringsdygtige celler i sedimentet.

Ovenstående betyder at omsætningen af forårsopblomstringen sker væsentligt langsommere end raten på 0,03 dag⁻¹ som tidligere er beskrevet i litteraturen (Sun et al. 1991, Boon & Duineveld 1998). Med de aktuelle tal fra Øresund får vi en henfaldsrate på 0,008 dag⁻¹. Denne henfaldsrate kan man sammenholde med udseendet af profilerne af pigment i sedimentet. Ved at indsætte henfaldsraten i den diagenetiske ligning i Sun et al. (1991) sammen med de beregnede værdier for klorofylkoncentrationen i overfladen C_o = 3,69 µg cm⁻³ og baggrundskoncentrationen af klorofyl C = 0,77 µg cm⁻³ fås en nedbladringsrate DB = 0,077 µg cm⁻³ hvilket er en realistisk værdi for bioturberede kystnære sedimenter (Matisoff 1982, Sun et al. 1991, 1994).

Puljerne af kiselalger i sedimenterne i de øvrige farvandsområder viser samstemmende med undersøgelserne i Øresund at det er et generelt fænomen, at der er en stor pulje af kiselalger i sedimentet som omsættes meget langsomt og som er sammensat af arter, der dominerer under forårsopblomstringerne. Før forårsopblomstringen ligger der stadig puljer i de fleste områder på 5-30% af de samlede biomasser som opbygges under forårsopblomstringen.

Kiselalgernes fysiologiske evne til at overleve lang tid i sedimenter er veldokumenteret (Lewis et al. 1999). I de beskrevne forsøg fandt vi heller ikke nogen reduktion i kiselalgernes spiringsevne så sent som i begyndelsen af september. Itakura et al. (1997) fulgte mortaliteten i sediment hos de samme slægter *Skeletonema*, *Chaetoceros* og *Thalassiosira* og fandt halveringstider på 150-200 dage for *Chaetoceros* ved 5°C og lavere værdier for *Thalassiosira* og *Skeletonema*. Kun ved temperaturer over 20°C skete der hurtigt henfald med halveringstider på ca. 1 måned. Det nye ved disse undersøgelser er, at kiselalgerne overlever til trods for en veludviklet benthisk makrofauna, som omfatter

mange sedimenttædende former (Tabel 24.3). Sedimentprofilerne tyder på nedblanding af indputtet fra forårsopblomstringen, men det benthiske respons på indputtet omfatter ikke en hurtig udnyttelse således som det ellers er beskrevet af Graf et al. (1982). Kanneworff & Christensen (1986) konkluderede - i overensstemmelse med vores forsøg - at der var en tidsforsinkelse, før der skete stigning i respirationen på bunden.

Hvorledes algerne klarer at overleve uden straks at blive omsat af den benthiske makrofauna er uklart. Alene kulstofbehovet for den del af faunen på stationerne som æder sediment kan reddegøre for reduktionen på 50% i løbet af en 90-dages periode (Hansen & Josefson 2001), men her er der set bort fra den øvrige bundfaunas kulstofbehov. Sandsynligvis er den sedimenttædende fauna kun i ringe udstrækning i stand til direkte at udnytte kiselalgerne. Forhold som sporedannelse kan muligvis bidrage til, at kiselalgerne passerer igennem tarmen uden at blive nedbrudt (Hargraves & French 1975). Både i dette forsøg og i Itakura et al. (1997) var sedimentet relativt beriget med sporedannende former sammenlignet med pelagialet. Nedblanding ved bioturbation hjælper sandsynligvis også kiselalgerne med at overleve og betyder at indputtet fra forårsopblomstringen fungerer som en stabil fødekilde snarere end en temporær kilde.

Resultaterne fra de indre danske farvande mht. puljer af kiselalger i sedimentet svarer meget præcist til nyere japanske undersøgelser (Itakura et al. 1997) både mht. til mængder, taksonomisk sammensætning og ikke mindst det forhold at populationerne i sedimentet var relativt stabile over tid. Dette peger på at de puljer, vi har fundet i disse forsøg, er karakteristiske for kystnære områder og svarer til at de puljer af pigment, som man tidligere har fundet i sedimenter, fx 2-8 $\mu\text{g cm}^{-3}$ i Skagerrak (Josefson & Conley 1997), består af kiselalger med populationsstørrelser på 100.000-1.000.000 enheder cm^{-3} .

Det forhold at kiselalgerne tilsyneladende omsættes langsomt på bunden, betyder samtidigt at sedimentationen af forårsopblomstringen ikke giver anledning til noget stort iltforbrug ved bunden, så længe størstedelen af algerne er levende. Forløbet af algernes henfald på bunden

kendes ikke præcist. Der kan muligvis forekomme perioder med høj mortalitet - fx umiddelbart efter sedimentationen eller når temperaturen i bundvandet stiger om efteråret. Alt tyder dog på at kiselalgerne sammenlignet med andet sedimenterende algemateriale omsættes meget langsomt på bunden. Det var kun undtagelsen at vi fandt andre algeformer, som fx dinoflagellater, i sedimentet og da kun i ubetydelige koncentrationer. Kiselalgerne evne til at overleve i sedimentet betyder at sedimentationen af forårsopblomstringen bidrager til både at binde store næringspuljer i pelagialet og derefter binder puljer af organisk stof i bunden. Dermed bidrager kiselalgerne som algegruppe til at den tidsmæssige kobling mellem nyproduktionen i pelagialet og iltforbruget ved bunden udviskes.

Set over hele året sker det kun undtagelsesvist at den pelagiske population af planktoniske kiselalger er større end den, der ligger på eller i sedimentet. Ved resuspension af det øverste sediment vil populationen i sedimentet kunne bidrage med en meget kraftig podning af vandsøjlen og dermed påvirkning af planktonsuccessionen. Betydningen af podningspopulationer er næsten ikke undersøgt, men i upwelling-området Benguela ved Sydafrikas vestkyst er det påvist at sammensætningen af kiselalgesporer i det vand som kommer op, styrer sammensætningen af de kiselalgepopulationer som senere udvikler sig i de samme vandmasser (Pitcher 1990). Det er beregnet at der ofte sker resuspension af de øverste millimeter af sedimentet i Kattegat (Floderus 1988). Resuspension af de øverste få millimeter af sedimentet i Øresund eller Kattegat til overfladen betyder at der i en 10 m dyb vandsøjle tilføres omkring 10.000-100.000 spiringsenheder pr. liter. Med en podning af denne størrelse kræves der kun 4-5 celledelinger før koncentrationen er oppe på typiske maksimumsværdier for forårsopblomstringen. Dermed er de benthiske puljer af planktoniske kiselalger både en vigtig brik i plankton succession og i den benthisk-pelagiske kobling - men, langt hen ad vejen, stadig en ukendt brik.

Taksigelser

Vi satte meget stor pris på den tekniske assistance som vi fik fra Berit Langkilde Møller, Jan Damgaard og Hanne Ferdinand.

25 Tungmetaller - normalisering af sedimentdata

Abstract

Tungmetalindholdet i sedimenter undersøges som led i den marine overvågning. For at kunne sammenligne tungmetalindholdet på forskellige lokaliteter er det nødvendigt at tage hensyn til det naturlige indhold af metaller der varierer afhængigt af, om sedimentet er sandet eller leret. Ler har både et naturligt større indhold af metal og samtidig binder det metaller fra vandfasen bedre end sand. Metoden der anvendes til at gøre tungmetalindholdet i forskellige typer sediment sammenlignelige kaldes normalisering. I dette temaafsnit beskrives hvordan tungmetalindholdet kan normaliseres til en række parametre der er analyseret i sedimenter i NOVA-programmet. Endelig gives nogle eksempler på hvordan normalisering af indholdet af metaller i sediment kan anvendes i årets data og normalisering af de organiske stoffer omtales.

25.1 Normalisering

Normalt er det ikke god kutyme at sammenligne æbler og pærer, men når der måles miljøfremmede stoffer i sediment, er det nemt at komme til det. Der er stor forskel på sand og lers evne til at binde forskellige miljøfremmede stoffer og metaller og leret har et naturligt indhold af metaller. Dette er grunden til at normalisere. Normaliseringen foregår ved at finde nogle parametre som udjævner disse forskelle i koncentration ved at "korrigere" for forskelle i naturligt indhold og bindingsevne. Parametre der kan bruges til at normalisere med, afhænger af hvilke stoffer man analyserer for. Tabel 25.1 viser de mest anvendte normaliseringsparametre og hvad de kan bruges til at korrigere for.

Specielt ler ($< 2 \mu\text{m}$) og i mindre grad silt (2-63 μm) partikler har en større, elektrisk ladet overflade pr. kubikmeter end sand og vil derfor bedre kunne opsamle og holde på en række metaller.

Sand er større partikler med ringe eller ingen ladning, specielt kvartssand er nærmest fortynder af de finere partikler. Der er undtagelser fra den generelle opkoncentrering af metaller i ler+silt fraktionen; i sedimenter forventes kviksølv, og til dels cadmium, ikke at være knyttet til ler+silt fraktionen, men mere det organiske materiale. Tabel 25.2 viser hvilke metaller der findes i forskellige mineraltyper, som normalt udgør sediment. Listen er ikke komplet, men giver en idé om hvilke metaller der kan stamme fra udgangsmaterialet. Det organiske stof indeholder ofte gode kompleksdannere som også kan holde på metaller. Nogle metaller (især kviksølv og i mindre grad bly) optræder i havmiljøet som methylerede forbindelser og har derfor selv organisk karakter, med de bindingsmuligheder det indebærer.

Primær og sekundær normalisering

En sigteanalyse af fraktionen mindre end 63 μm af en parallel prøve betegnes som en primær normalisator, da den direkte angiver indholdet af ler+silt. Når man måler på stoffer, som indgår i den parameter man vil korrigere for, kaldes disse for sekundære normalisatorer, idet det er en indirekte normalisering. Her anvendes typisk aluminium som indgår i hovedbestanddelene for de partikler der udgør ler, lithium og scandium, som bindes til ler-fraktionen ligesom de øvrige metaller, men ikke anvendes i særlig grad til industrielle formål og normalt er jævnt fordelt i havmiljøet. Endelig er der mangan og jern som direkte kan binde metaller, afhængig af redoxforholdene i sedimentet, og karbonater som kan indeholde specielt cadmium og kobber. Kviksølv kan nogle gange korreleres med den organiske fraktion af sedimentet, som kan måles ved glødetabet eller total organisk kulstof (TOC) indholdet, men normalt er disse normalisatorer mere anvendt for organiske miljøfremmede stoffer, som fx PAH, PCB og TBT.

Tabel 25.1 Oversigt over almindeligt anvendte normaliseringsparametre.

Parameter	Knyttet til	Bemærkning
Størrelsesfordeling	Sammenhængsevne, sedimentationshastighed og resuspensionspotentiale, potentiale for adsorption af tungmetaller og miljøfremmede stoffer	Sigtefraktionen $< 2 \mu\text{m}$ er ler, 2-63 μm er silt. I det tyske og hollandske overvågningsprogram for Vadehavet anvendes $< 20 \mu\text{m}$, som specielt transporteres i floder.
Al	Hovedkomponent i lerfraktionen	Forekommer også i glaciale Al-silicater. Indgår ofte i "baggrundsværdier" for sediment.
Li, Sc	Lerpartikler	Ikke påvirket af glaciale/ikke-glaciale sediment.
Mn, Fe	Adsorptionspartikler	Binder metaller let afhængig af redox forhold.
TOC, glødetab	Organisk stof, som potentielt kan opkoncentrere tungmetaller og miljøfremmede stoffer	TOC foretrækkes da det er en mere specifik måling.
Karbonater	Geologisk kalk/skaldyrs skaller	Normalt "fortynder" af forurenende stoffer; kan dog binde Cd, Cu.

TOC og glødetab er ikke "konservative" parametre, men udviser sæsonsvingninger der skal tages hensyn til, specielt hvis man sammenligner på tværs af årstider. For aluminium er der det problem, at aluminiumindholdet i sand fra glacial erosion af vulkanske bjergarter med højt indhold af feldspat kan give forhøjet aluminiumsindhold, uden at der er tale om ler. Dette giver risiko for en "overkorrektion" for ler-indholdet ved brug af aluminium til at normalisere glaciale sediment.

Sigtning

Hvis man vælger at anvende sigtning som primær normalisator, er der to muligheder. Enten kan der udføres en sigteanalyse parallelt med analyserne for de miljøfremmede stoffer, eller også kan analysen af de miljøfremmede stoffer foretages i den sigtede fraktion. Begge dele kan lade sig gøre, men hvis analyserne skal foretages i den sigtede fraktion, kræves særlige forholdsregler for at undgå kontaminering under sigtningen, ligesom der bør sigtes med vand fra stationen eller med vand af tilsvarende salinitet for at undgå ændringer i bindingsforholdene mellem sedimentfraktionerne og vandfasen. Af samme årsag er det nødvendigt at foretage vådsigtning, da en tørring af sedimentet kan medføre strukturforandringer som sammenkitning af mindre partikler. Tørsigtning kan give en underbestemmelse af ler+silt-indholdet pga. aggregering og - hvis der anvendes lufttørring i stedet for frysetørring - ændringer i mineralstrukturen. En frysetørret prøve kan dog til nød anvendes til sigtning efter resuspension ved hjælp af ultralydsbad. For analyser

i den sigtede fraktion skal der tages hensyn til mulige tab/forureninger under frysetørringsprocessen.

25.2 Teori og anvendelse

De stoffer som man ønsker at bestemme koncentrationen af, fx nikkel, kaldes for analysanten. Hvis man ved at der i prøven er et naturligt indhold som afhænger af ler+silt fraktionen, kan man normalisere til denne, og ler+silt fraktionen bliver herved normalisatoren.

Selve normaliseringen kan for en primær normalisator foretages bare ved at tage forholdet imellem analysanten og normalisatoren. Dette gælder kun fordi der fx pr. definition ikke er noget analysant i ler+silt-fraktionen, hvis der ikke er nogen ler+silt-fraktion. For sekundære normalisatorer, fx aluminium, kan der være et vist "baggrunds"-niveau i rent sand. Dette kan der korrigeres for ved en lineær regression (se *Figur 25.1*).

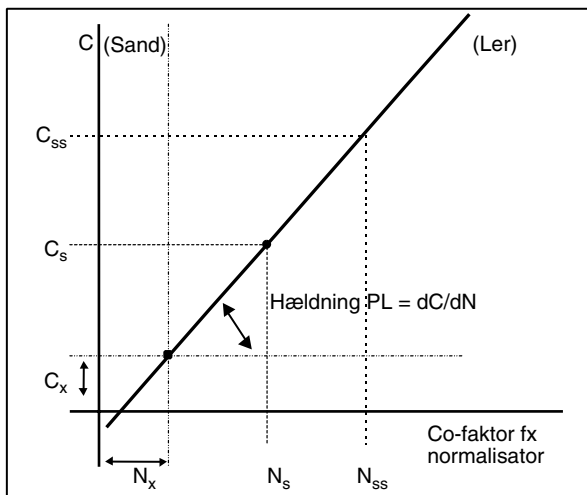
Antag at der for rent sand er et vist indhold af normalisatoren (N_x) og analysanten (C_x). For en given prøve er der så et mer-indhold af både analysant (C_s) og normalisator (N_s), fx fordi man nærmer sig udløbet af et vandløb der transporterer ler, som indeholder vores analysant, ud i et havområde. Hvis man kommer til et sted hvor sedimentet er rent ler, vil de højeste niveauer af analysanten (C_{ss}) og normalisatoren (N_{ss}) findes her.

Tabel 25.2 Almindeligt forekommende mineraler i sediment og deres niveau af metaller fra %-niveau til mg kg^{-1} niveau, samt overvejende kornstørrelsesfordeling. Bemærk at fordelingen af mineraler i sedimentet kan have betydning for indhold af metal og deres interne fordelingen imellem dem (efter Loring 1991).

Mineraltype	Metalindhold		Sporniveau	Overvejende kornstørrelse
	%-niveau	%-niveau		
Mineralsk kvarts	Si	-	-	Sand/silt
Natrium-feldspat	Na, Ca, Al, Si,	-	-	V, Zn, Ni, Pb, Cu
Kalium-feldspat	K, Si, Al	-	-	V, Zn, Ni, Pb, Cu
Muscovit	K, Si, Al	Li	Cr, Mn, V, Cs	Zn, Cu, Sc
Biotit	Si, Al, Fe, Mg	Mn	Zn, V, Cr, Li, Ni, Sc	Cu, Pb, Co
Pyroxener	Si, Al, Ca, Fe, Mg	K, Mn	Cr, V	Cu, Co, Zn, Li, Sc
Amfiboler	Si, Al, Ca, Fe	K, Mn	Zn, Cr, V	Cu, Co, Pb, Sc
Ler-mineraler:				
Illite	K, Al, Si	Na, Fe, Mg	Zn, Cu, Pb, Cr, Li, V	Co, Ni
Chlorite	Si, Al, Fe, Mg	Mn		Cu, Pb, Co
Jernoxider	Fe	Mn		Cr, V
Sulfider [#]	Fe, Zn, Cu, Pb	Co, Ni	-	-
I Al-silikater:				
Kromit	Cr	-	V	-
Magnetit	Fe, Cr	Mn, V	Zn, Cu, Ni	Co, Pb

* Findes i større mængder i ler-fraktionen af glacial eroderede vulkanske bjergarter.

Fine, diskrete Zn, Pb, Cu sulfidpartikler eller indbygget i Al-silikater kan udgøre hele Zn-, Pb- og Cu-koncentrationen i nogle sediment.



Figur 25.1 Anvendelse af normalisator (N, fx ler+silt-fraktion) overfor et miljøfremmed stof (C, fx nikkel) under antagelse af lineær sammenhæng mellem normalisator og koncentrationen af det miljøfremmede stof. Resultater tæt på linien tolkes som "normale" værdier som kan tilskrives naturlige forhold, resultater over linien som forurenet og resultater under er enten analysefejl eller hører til en anden sedimenttype mht. lerminerale eller organisk materiale, afhængig af normalisatoren.

For at beregne en normaliseret forventet koncentration af et sediment ud fra Figur 25.1 anvendes hældningen $(C_S - C_X)/(N_S - N_X)$ og tilvæksten i normalisator:

$$C_{SS} = C_X + (N_{SS} - N_X) * [(C_S - C_X)/(N_S - N_X)] \quad (1)$$

$$C_{SS} = C_S * N_{SS}/N_S \quad (2)$$

Hvis C_{SS} og N_{SS} ligger på samme linie, vil man tilskrive det højere indhold af analysanten at der er mere ler+silt på den inderste station med denne fraktions naturligt højere indhold af analysanten - ikke at området er mere forurenet. Men hvis koncentrationen af analysanten er højere end C_{SS} indikerer, viser det et mere forurenet sediment. Hvis analysanten er tilknyttet ler+silt-fraktionen, vil dette betyde at det enten er en anden type ler-mineral eller en analysefejl.

Formel (1) anvendes ved sekundære normalisatorer når indholdet i sand (fx analyseret efter sigtning) er kendt.

Formel (2) anvendes for primære normalisatorer hvor indholdet af analysanten er 0 for normalisator = 0 (fx metal i kvartssand). Ofte anvendes (2), selvom disse forudsætninger ikke holder.

Hvis N_X og C_X er kendt, kan man fx direkte omregne analyser udført på hele sedimentet (< 2 mm) til ler+silt (< 63 μ m) fraktionen (eller hvis

man arbejder med Vadehavsområdet, < 20 μ m som anvendes af Tyskland og Holland). I dette tilfælde skal man dog være opmærksom på at usikkerheden i bestemmelsen af N_X , N_{SS} og C_X samt hældningen af kurven bidrager til usikkerheden af den omregnede koncentration af analysanten. Men med kendt analyseusikkerhed på analysant og normalisator vil det være muligt at beregne usikkerheden på den omregnede koncentration.

Fejlkilder ved anvendelse af normalisatorer

Sigtning primær normalisering

Der foretages normalt ikke direkte måling af lerfraktion (< 2 μ m), da denne ikke kan sigtes fra med normalt sigteudstyr. I stedet for anvendes hele ler+silt-fraktionen (< 63 μ m). Et baggrundindhold i silt-delen vil give en fejl.

Sekundær normalisering: aluminium og lithium

For aluminium varierer indholdet i sand fra område til område afhængig af den geologiske proces der dannede sedimentet. I nogle områder er aluminiumsindholdet sammenligneligt i ler+silt- og sandfraktionen. Så er N_X meget høj og der divideres dermed i formel (1) med to store tal der trækkes fra hinanden. Hermed bliver den relative usikkerhed af stor betydning i forhold til differencen og gevinsten ved normalisering er minimal. Lithiumindholdet i ler+silt-fraktionen er væsentligt højere end i sandfraktionen og samtidig er der meget lidt rumlig variation hvilket gør lithium til en noget mere robust normalisator end aluminium, specielt i danske områder. Samtidig er lithium knyttet til lerpartiklerne som forventes mere komplet oplukket end sand med denne metode.

Organiske normalisatorer: TOC

For total organisk kulstof (TOC) er skæringen N_X også 0. Det organiske materiale kan dog forekomme i sandfraktioner. Nogle analysanter er fortrinsvis bundet i det organiske materiale. TOC er en samlebetegnelse for flere forskellige typer af organiske materialer (fx humusstoffer og døde organismer) som kan have forskellig bindingskapacitet for analysanter. I de grove sedimenter vil variationen være større end i ler+siltede-sedimenter fordi det organiske materiale har tendens til at danne klumper. Det organiske materiale i ler+siltede-sedimenter vil samtidig være knyttet til de mineralske partikler og derfor sandsynligvis være bedre defineret. Tæt på detektionsgrænsen for TOC vil resultaterne for denne være relativt mere usikre og derfor være mindre egnede. For grove sedimenter kan den lave mængde prøve til TOC-analysen (normalt anvendes 0,01 g) samtidig bidrage yderligere til usikkerheden pga. utilstrækkelig homogenitet af prøven.

Fejlkilder for analyser

De ovenstående betragtninger gælder for normalisatorerne. Der er tilsvarende en række ting der gør sig gældende for analyserne. Som nævnt er metaller, undtagen kviksølv og for en stor del cadmium, til stede i små mængder i den grove del af mineralerne i prøven. Det betyder at en ikke-total destruktion af sedimentet vil give lavere koncentrationer for disse og dermed også lavere C_X -værdier. I dette tilfælde kan det være en fordel at anvende en partiel oplukning af sedimentet (fx efter DS 259), da denne ofte giver en lavere ekstraktion fra sand end total oplukning, mens den i ler+silt-fraktionen ofte giver næsten den samme ekstraktionseffektivitet. Ved sammenligning med "baggrundskoncentrationer" der er normaliseret med aluminium, skal man dog være opmærksom på at de er udfærdiget på totalanalyser. Dette giver for høje værdier i forhold til total-oplukninger som forventeligt har højere nævner i metal/aluminiumforholdet.

25.3 ICES rekommandationer

ICES er ved at udforme et sæt rekommandationer til anvendelse af normalisering i forbindelse med overvågningsprogrammer. I Oslo-Paris Kommissionen (OSPAR 2001) har normalisering været nævnt, men nu arbejdes der på at indarbejde følgende sæt rekommandationer i traktaten, som forventes at kunne ratificeres i 2002.

1) For både udvikling og geografisk (kortlægnings) monitorering er det ideelt at analysere prøver med samme sammensætning. Dette kan verificeres ved måling af co-faktorerne aluminium, lithium, organisk stof samt størrelsesfordelingen. Det er ikke altid muligt at gøre dette, specielt ikke ved spatial monitorering.

2) Nye tidstrends bør måles i den fine del af sedimentet efter sigtning.

3) Stofkoncentrationer i hele sedimentet kan normaliseres ved anvendelse af organisk kulstof og ler-mineraler ved at tage hensyn til tilstedeværelsen af både co-faktorerne og stoffet selv i mineralstrukturen af sand-delen i sedimentet. Hensynet til disse og normalisering til et forudvalgt niveau af co-faktoren vil reducere variansen fra forskellige sedimentteksturer. Sandede sediment vil have en større usikkerhed end mudrede sediment. Hvis usikkerheden for de sandede sediment bliver for stor, kan alternative procedure anvendes, såsom at analysere den sigtede fraktion.

4) Varians fra størrelsesfordelingen af forskellige sediment kan reduceres direkte ved at sigte de

fine partikler fra sedimentet og analysere på disse. Den spatiale fordeling af koncentrationer i de sigtede fraktioner vil være meget mindre influeret af størrelsesfordelinger end fordelinger baseret på analyser af hele sedimentet. Der vil stadig være en residual varians fra den forskellige komposition (mineralogi og organisk kulstof indhold) af sedimenterne.

5) Den naturlige varians af prøver (prøveheterogeniteten) er mindre i $< 20 \mu\text{m}$ fraktionen end i $< 63 \mu\text{m}$ fraktionen. Men da $< 20 \mu\text{m}$ fraktionen kræver mere laboratoriearbejde end $< 63 \mu\text{m}$ fraktionen, er det acceptabelt at anvende $< 63 \mu\text{m}$ fraktionen for både tidstrend og koordinerede større rumlige undersøgelser.

6) Den foretrukne metode til at vise kort med rumlig fordeling af sedimentet består af 2 trin: Analyse af indholdet i finkornede sediment eller i fraktionen $< 63 \mu\text{m}$, efterfulgt af normalisering af de analytiske resultater med co-faktorer. Kort med forureningsniveauer i det fine sediment skal følges af kort over co-faktorerne i hele sedimentet.

7) For at lette datafortolkningen, skal analytiske data af prøver fra felten følges af informationer om detektionsgrænser og langtidsprecision. For at lette fortolkningen skal der også inkluderes værdier for størrelsesfordeling af den originale prøve.

25.4 Normalisering i NOVA-programmet

NOVA-programmet er opbygget med henblik på at komme så tæt på OSPARs rekommandationer som muligt. Derfor indgår sigtning til $< 63 \mu\text{m}$, aluminium, lithium samt glødetab og TOC i analysepakkerne af sedimentet. Der analyseres ikke for scandium, jern, mangan og carbonat, da disse normalt ikke anvendes som normalisatorer i OSPAR/HELCOM regi, og samtidig er scandium sværere (dyrere) at analysere for end lithium.

Det endelige spring til at analysere direkte i $< 63 \mu\text{m}$ fraktionen er ikke taget i NOVA programmet, dels fordi der ikke er tradition for det i Danmark, dels fordi retningslinier for nedsigtning af delprøven uden kontaminering med organiske analyser mangler. For metaller og PAH har DMU deltaget i et EU program (QUASH), som bl.a. så på sigtning som en måde at foretage både opkoncentrering og direkte normalisering af prøver på tværs af landegrænser. Resultaterne var opløftende, specielt for metallerne. Men der er stadig et stykke vej før metoderne er generelt anvende-

lige i hele OSPAR området, selvom Tyskland og Holland rutinemæssigt analyserer i ler+silt fraktionen. Der udestår også stadig en afklaring af, om der skal sigtes ned til < 20µm fraktionen, som er den fraktion Tyskland anser for at langtransporteres fra de store floder Elben, Weser, Ems og Rhinen. De 5 parametre, der kan anvendes i NOVA programmet (< 63 µm, lithium, aluminium, glødetab og TOC) er undersøgt nærmere (Figur 25.2, Figur 25.3 og Tabel 25.3).

Der er en samvariation mellem tørstof, glødetab, TOC og ler+silt-fraktionen. Dette skyldes, at vandet imellem sandkorn ikke bindes i sedimentet, og derfor giver sandede sedimenter lavere vandindhold. For glødetabet er mange af de organiske partikler små, ofte hørende til i ler+silt-

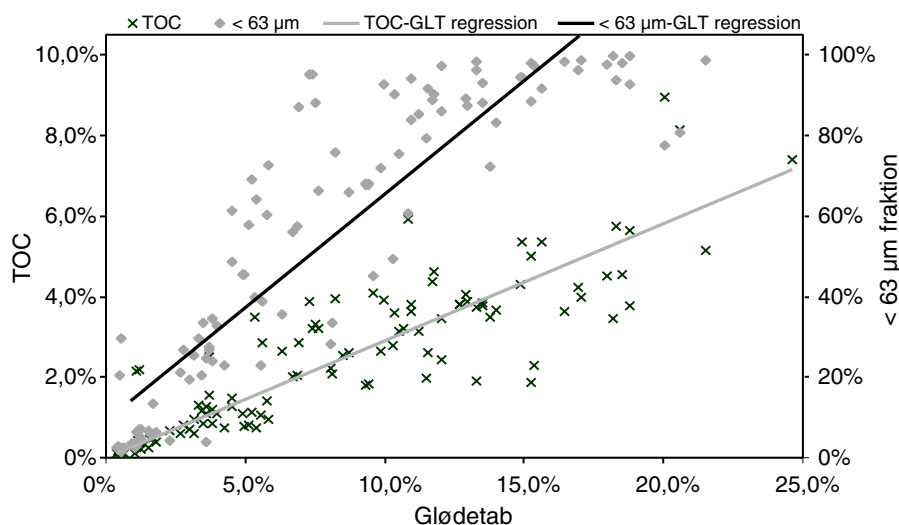
fraktionen efter omsætning under sedimentationen og der er en direkte sammenhæng mellem det organiske stof målt som TOC, og det som kan glødes væk ved 550°C.

OSPAR baggrundsniveauer

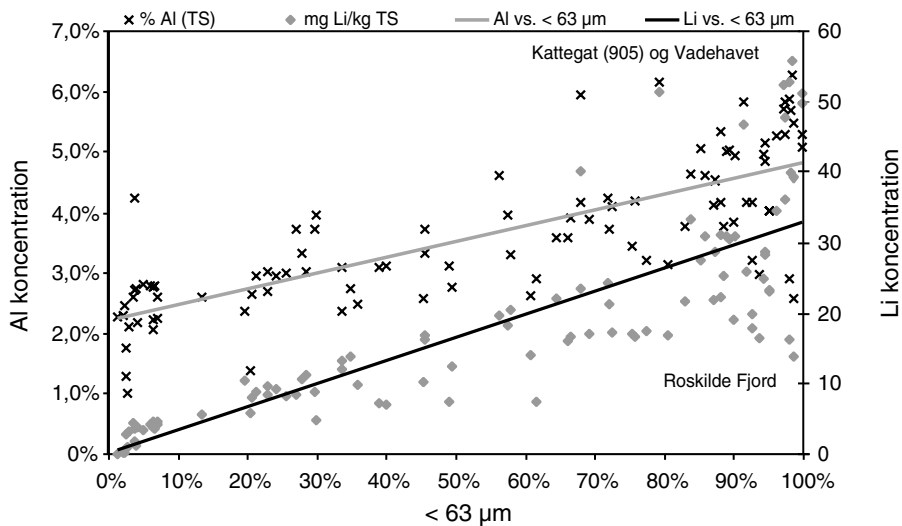
Aluminium og TOC er ikke umiddelbart de bedste normalisatorer i danske sedimenter. Hvis resultaterne skal sammenlignes med de baggrundsværdier som er defineret i OSPAR-/HELCOM-regi, er de typisk normaliseret til Al eller TOC. Det giver et problem da sammenhængen til disse normalisatorer kræver mere arbejde med NOVA-resultaterne samt evt. yderligere analyser af sand-fraktionerne til fastlæggelse af skæringen (C_x) i formel (2).

Tabel 25.3 Sammenhæng mellem ler+silt% og metalindholdet, samt korrelationskoefficienter for de øvrige testede normalisatorer til metalindhold og korrelationskoefficient for tekstur og metalindhold i dansk landbrugsjord i 1992/93. Bemærk at ler+silt giver næsten samme forklaringskraft som tekstur i landbrugsjord og at glødetab er den mest lovende generelle normalisator. Der er ikke nogen anvendelig normalisator for Hg i datasættet. En r^2 på under 0,4 er ikke-brugbar, op til ca. 0,6 tvivlsom, mellem 0,6 og 0,8 rimelig og over 0,8 er der en god sammenhæng mellem normalisator og analysant, således at indholdet må tilskrives et baggrundsniveau. r^2 på 1,0 viser en perfekt lineær sammenhæng.

Metal (mg kg ⁻¹ TS)	Tekstur	< 63 µm	< 63 µm	< 63 µm	Li	Al	GLT	TOC
	for jord	Variations- bredde	(min-maks.)	1,2-99,9%	0,2-56 mg kg ⁻¹	1,0-6,3%	0,4-25%	0,1-9,0%
	r^2	hældning (PL)	skæring (C_x)	r^2	r^2	r^2	r^2	r^2
Zn (6-227)	0,85	142,2	10,8	0,83	0,56	0,41	0,87	0,67
Ni (1,4-54)	0,88	32,5	0,1	0,77	0,80	0,62	0,74	0,43
Cu (0,7-42)	0,47	25,0	1,9	0,62	0,43	0,41	0,72	0,51
Cd (0,01-1,3)	0,5	0,59	0,00	0,43	0,11	0,05	0,69	0,65
Pb (2,4-108)	0,12	42,3	4,6	0,63	0,55	0,56	0,55	0,35
Hg (0,001-0,67)	0,18	0,184	0,011	0,35	0,28	0,25	0,36	0,25



Figur 25.2 Sammenhæng mellem normalisatoren glødetab af TOC og ler+silt-fraktionen. I begge tilfælde findes en god korrelation (r^2 på 0,777 for ler+silt og 0,761 for TOC). TOC-indholdet er ca. 29% af glødetabet i middel. For ler+silt ses at selvom den lineære regression giver en fornuftig r^2 , er den bedre beskrevet ved en s-form.



Figur 25.3 Sammenhæng mellem lithium samt aluminium og ler+silt-indholdet. For lithium har linien en r^2 på 0,685, altså en rimelig korrelation og skæring med y-aksen ved 0,2 mg/kg. Der ses dog en stor spredning for indholdet i de siltede sedimenter (< 63 μm over 80%). Lithium er altså en god normalisator i de mere sandede sedimenter. Som indikeret er de lave værdier Roskilde Fjord og de højere værdier stammer fra Kattegat (st. 905) og Vadehavet. For aluminium findes en lidt dårligere korrelation, med r^2 på 0,596 og en skæring med y-aksen på ca. 2,2% Al, hvilket indikerer et højt indhold af Al i sandet (1-4% i 95% sand). Der er spredning på resultaterne både i sand og silt-ender. Som for lithium er det Roskilde Fjord der ligger lavt og Kattegat/Vadehavet der ligger med de høje koncentrationer. Spredningen i begge ender gør aluminium mindre anvendelig som normalisator end lithium.

Normalisering af metaller i NOVA

For NOVA 2003 resultaterne for sediment findes korrelationer for metalindhold mod ler+silt-fraktionen, der stemmer rimeligt overens med korrelationskoefficienten for metallerne fundet for dansk landbrugsjord i 1992/93 (Larsen et al. 1996), se Tabel 25.3. For landbrugsjorden er korrelationen foretaget mod en generaliseret lineær model som inkluderer både sand, silt, ler og humusindhold. Selvom der er flere parametre i landbrugsjordskorrelationen er der en "bedre" forklaringskraft for de marine sedimenter for Cu og Pb og noget dårligere for Ni og Cd. Kun for Cd og Hg er forklaringskraften i sediment dårligere end 50% ($r^2 < 0,5$). Sedimenterne i havet stammer fra forvitringen af landjorden: frostsprængninger og andre erosionsprocesser nedbryder landbrugsjorden, som så transporteres ud i havet via afstrømning fra vandløb og sedimenteres i områder med rolige vandforhold.

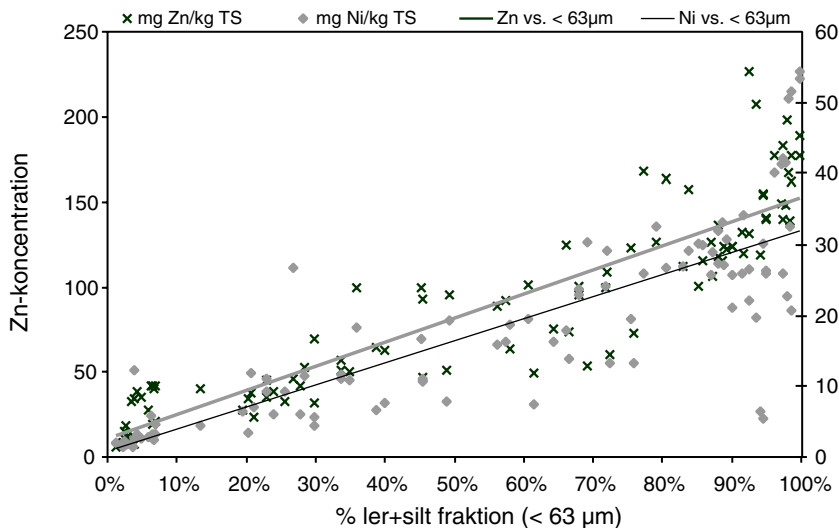
De sekundære normalisatorer, Li og Al, er generelt dårligere korreleret til metaller end sigteanalysen. Dog undtaget for Li og Ni. Især er sammenhængen med Zn og Cu markant dårligere (Tabel 25.3). For de traditionelt organiske normalisatorer, glødetab og TOC er der især for glødetab en god korrelation. Dette kan skyldes den gode sammenhæng mellem glødetab og ler+silt-

indhold, men specielt for Cd er både TOC og glødetab en markant bedre normalisator end kornstørrelsesfordelingsnormalisatorerne. I mindre udstrækning ser også Cu ud til at være bedre beskrevet med glødetab. Anvendelse af normalisering på Cd, Ni og Zn ses i Figur 25.4 og Figur 25.5.

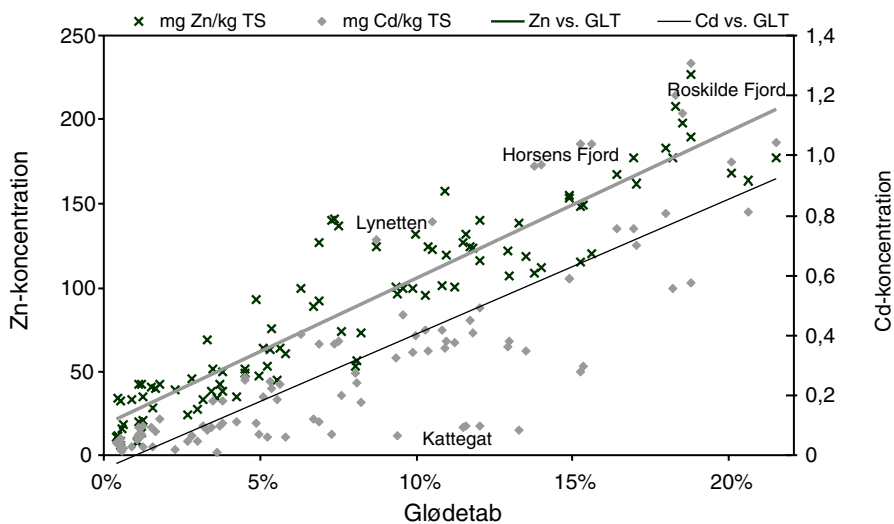
NOVA-prøverne er udtaget i områder med både høje (fjorde) og lave (Nordsøen og Kattegat) tilførsler af næringsstoffer. Da der samtidig er udtaget prøver fra Østersøen og over til Vadehavet er der ikke nogen garanti for at sedimentet har samme karakter for alle prøver. Som pragmatisk tilgangsvinkel er der dog alligevel forsøgt at anvende normalisering af udvalgte metaller med resultater som til dels lader sig forklare.

Forbehold

For at normalisering skal virke kræves at basisindholdet i sediment er af samme geologiske oprindelse. Anvendelse af alle data fra NOVA er derfor en tilsnigelse pga. forskelle i dannelsesmiljø i fx Roskilde Fjord og Nordsøen. Der er i behandlingen heller ikke taget hensyn til om resultaterne er normalfordelte, men logaritmetransformation er ikke nok til at gøre resultaterne normalfordelte. De fleste af metallerne har en "hale", selv efter logaritmetransformation.



Figur 25.4 Normalisering af nikkel og zink til ler+silt-indholdet. De høje resultater for nikkel ved ca. 100% ler+silt kan skyldes en forurening af sedimentet som er ca. 20 mg kg⁻¹ TS for høj (Vadehavet og Lillebælt). For Zn ses en lidt mere generel tendens til for høje værdier i de lerede sedimenter og de to højeste værdier findes i Roskilde Fjord med ca. 93% ler+silt.



Figur 25.5 Normalisering af cadmium og zink til glødetab. Zink fordeler sig pænt på begge sider af linien, kun klumpen ved ca. 7,5% glødetab skiller sig lidt ud (Ringkøbing Fjord). De cadmium-resultater som ligger under linien (liniens ligning for cadmium er angivet på figuren) fra ca. 10 til 15% glødetab, er fra Kattegat. Roskilde og Horsens fjorde samt stationen ud for Lynetten i Øresund skiller sig også tydeligt ud ved ca. 18% glødetab og ca. 50% højere Cd-indhold end forventet ud fra normalisering.

25.5 Konklusioner

For danske forhold er glødetab og ler+silt fulgt af lithium de bedste normalisatorer for tungmetaller. Aluminium er ikke særlig god som normalisator, specielt ikke for sandede sedimenter hvor det naturlige indhold i de glacialt eroderede sandkorn kan være højt i forhold til ikke-glacialt eroderet sand.

Perspektiver

For metallerne vil det være en fordel at analysere i sand og ler+silt-fraktionen hver for sig for på den måde både at kunne fastlægge baggrundsindholdet i sandet både af normalisatorerne (aluminium og lithium) og metallerne. Dette vil dog give en fordobling af analyseudgifterne så

det kunne overvejes at udvælge særlige repræsentative områder eller udføre fraktioneringen for en station i hvert område, med den antagelse at sanddelen er den samme i hele området.

Anbefalinger

Hvis man ønsker at sammenligne værdier for sediment på tværs af Danmark, bør metallerne normalisere til glødetab, lithium eller ler+silt-fraktionen for at se forskellene i forureningskilder, ikke bare forskellen i sedimenttekstur.

En mere fuldstændig kornkurve, især af fraktionen < 63 µm, bør udføres. Dette vil give mulighed for at anvende ler-indholdet direkte som normalisator, i stedet for den lidt grovere ler+silt indde-
løg.

26 Ilt, næringsstofflux og svovlbrintebufferkapacitet i marine og estuarine sedimenter - Resultater af NOVA-overvågning 1999 – 2000

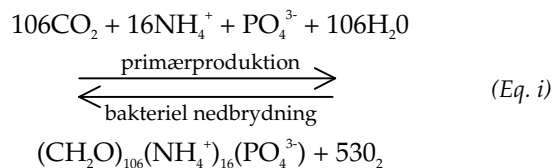
Abstract

Sæsonvariation i iltudveksling og næringsstofflux (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Si) mellem vandsøjle og sediment blev målt i 1999 og 2000 i seks typeområder: Limfjorden (4 stationer), Skive Fjord (1 station), Ringkøbing Fjord (3 stationer), Horsens Fjord (3 stationer), Odense Fjord (3 stationer) og Roskilde Fjord (3 stationer). Svovlbrintebufferkapacitet og ledsagende parametre blev bestemt hhv. forår og efterår for både typeområder, repræsentative områder og intensive havstationer. Der var ingen signifikant forskel på fluxen af ilt, kvælstof (NO_3^- , NH_4^+ og urea) og fosfor samt sedimenternes svovlbrintebufferkapacitet årene 1999 og 2000 imellem, hvorimod sedimenternes frigivelse af silikat var signifikant lavere i 2000. Alle målte parametre varierede dog signifikant over det enkelte år. Typisk blev kvælstof optaget fra vandsøjlen i forårsperioden mens der i den resterende periode blev afgivet kvælstof til bundvandet. Frigivelsen af kvælstof var størst i perioden juni-august. I denne periode svarede sedimenternes bidrag til 10-78% af den samlede N-tilførsel. Fosfor blev ligeledes afgivet til vandsøjlen i perioden juni – august og i denne periode svarede sedimenternes fosforflux til mellem 36 og 96% af den samlede P-tilførsel. Sedimenternes svovlbrintebufferkapacitet var generelt lavest om efteråret.

26.1 Introduktion

Hav- og fjordbunden spiller en vigtig rolle for stofomsætningen i det marine økosystem, pga. bundens store kapacitet til at optage og omsætte organiske kulstof-, kvælstof- og fosforforbindelser. Stofomsætningen i bunden kan føre til et nedsat iltindhold i bundvandet fordi en betydelig del af stofomsætningen forløber under forbrug af ilt. På den anden side kan iltindholdet i bundvandet også forøges på trods af en betydelig stofomsætning hvis der er lys nok ved bunden til at stimulere fotosyntesen på sedimentoverfladen, som det fx er tilfældet på lavvandede områder. Under alle omstændigheder har iltindholdet i bunden stor betydning for næringsstoffudvekslingen mellem sedimentoverfladen og bundvandet og påvirker derfor i sidste ende også den pelagiske (primær) produktion.

I fjord- og havbunden bliver det organiske stof først og fremmest nedbrudt af bakterier, og ved denne omsætning bliver det N og P der blev bundet i det organiske stof i forbindelse med primærproduktionen, igen frigjort (Eq. i):



I fjordene forløber op til halvdelen af den bakterielle stofnedbrydning ved respiration med ilt (dvs. aerobt). Den øvrige nedbrydning foregår anaerobt ved respiration med nitrat, jern, mangan eller sulfat i stedet for ilt (Jørgensen 1996). Ved anaerob nedbrydning dannes der ud over CO_2 , NH_4^+ og PO_4^{3-} også nogle affaldsprodukter (fx svovlbrinte ved sulfatrespirationen), som før eller siden bliver iltet og derved bruger præcist lige så meget ilt, som hvis hele nedbrydningsprocessen var forløbet med O_2 . Sedimentets iltoptag målt i mørke svarer derfor ganske nøje til den totale stofomsætning i bunden idet målingen summerer både aerob og anaerob nedbrydning.

På trods af at nedbrydningen af organisk stof i fjordbunden overvejende skyldes bakterier, har benthiske primærproducenter, i områder hvor bunden er påvirket af lys, stor indflydelse på sedimentets stofomsætning og frigivelse af næringsstoffer (Sundbäck & Granéli 1988, Risgaard-Petersen et al. 1994). Benthiske primærproducenter, fx kiselalger, påvirker gennem deres fotosyntese iltforholdene i sedimentet hvilket kan betyde, at en større del af stofnedbrydningen foregår ved hjælp af ilt. De benthiske alger optager samtidig næringsstoffer fra vandsøjlen og fra det underliggende sediment og kan på den måde fungere som et effektivt filter for næringsstofferne udveksling mellem sedimentet og bundvandet.

Iltindholdet nede i sedimentet afhænger af iltkoncentrationen i vandsøjlen og af mængden af organisk stof som når ned på sedimentoverfladen. Både iltkoncentrationen og sedimentationen af organisk stof varierer i løbet af året, og derfor varierer også sedimentets iltoptag og udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og vand-

søjle. En høj sedimentation øger bundens iltoptagelse og reducerer tykkelsen af den iltede zone, mens en lille deponering af organisk materiale fører til en begrænset respiration og derfor trænger ilt også længere ned i fjordbunden.

Den generelt store omsætning af organisk stof med O_2 betyder at bunden overvejende er iltfri. Kun nogle ganske få millimeter af overfladen indeholder ilt (Revsbech et al. 1980). Som det fremgår af NOVA sedimentdata spiller tykkelsen af denne iltede zone en meget vigtig rolle for hvordan det organiske stof omsættes i bunden og for udvekslingen af næringsstoffer mellem sedimentoverfladen og vandsøjlen.

Overvågningen af marine og estuarine sedimenter er en ny parameter i det nationale overvågningsprogram af havmiljøet. Nedenfor præsenteres og diskuteres resultaterne fra overvågningen af ilt- og næringsstoffluxe for de to år programmet har været gennemført med fokus på 2000 samt bestemmelsen af svovlbrintebufferkapacitet (1999 og 2000).

Ud fra de observerede målinger er den typiske periode for frigivelse af N og P fra fjordbunden bestemt. Den interne næringsstofftilførsel er beregnet for denne periode og sammenholdt med næringsstofftilførslen fra land i samme tidsrum. Rapporten fokuserer på overordnede mønstre og sammenhænge i de målte parametre "set på tværs af landet", hvorfor der henvises til amternes rapporter vedr. en detaljeret præsentation af de enkelte vandområder.

26.2 Materialer og metoder

Ilt- og næringsstoffluxe (O_2 , NO_3^- , NH_4^+ , urea, PO_4^{3-} og Si) mellem fjordbund og vandsøjle er bestemt otte gange både i 1999 og 2000 på alle stationer i typeområderne: Limfjorden repræsenteret ved fire stationer, Skive Fjord én station, Ringkøbing Fjord, Horsens Fjord, Odense Fjord og Roskilde Fjord hver repræsenteret ved tre stationer. Svovlbrintebufferkapacitet og ledsagende parametre er bestemt hhv. forår og efterår i både typeområder, repræsentative områder og på intensive havstationer.

Sedimenterne på de udvalgte stationer er alle typiske barbundssedimenter uden makrofytebevoksning. Eventuel benthisk fotosyntese er derfor alene resultatet af tilstedeværelse af benthiske mikroalger. Målingerne er udført som beskrevet i den tekniske anvisning (Fossing et al. 1998).

Statistiske analyser

Hvor det har været muligt er parametriske test anvendt (fx ANOVA). I de tilfælde hvor forudsætningerne for en sådan model ikke var til stede, er anvendt non-parametriske test (fx Willcoxon test). Et sæsonforløb for alle målte parametre er angivet ved median, 25-75% samt 10-90% fraktilerne beregnet for alle stationer. Variationen i medianen repræsenterer årstidsvariationen for "et typisk sediment" i datasættet.

26.3 Resultater og diskussion

26.3.1 Ilt- og næringsstoffluxe

År til år variation (1999-2000)

En ANOVA-analyse af det totale datasæt viste forventeligt ingen signifikant forskel på fluxen af ilt, kvælstof (NO_3^- , NH_4^+ og urea) og fosfor i 1999 og i 2000 (ANOVA, $P > 0,07$) – forventeligt fordi stoftilførslerne til de marine områder ikke ændrede sig signifikant i løbet af de to år. Sedimenternes frigivelse af silikat var derimod signifikant lavere i 2000 (ANOVA, $P < 0,001$), i gennemsnit ca. 30% af 1999-værdien.

Årstidsvariation

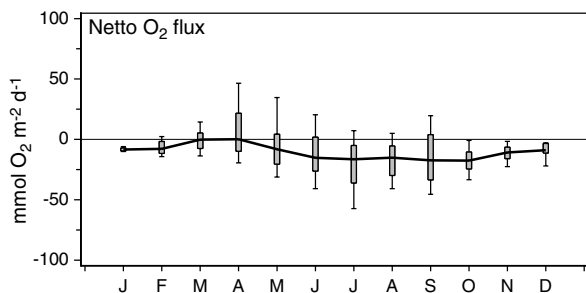
En ANOVA-analyse viste for alle de målte parametre en signifikant årstidsvariation ($P < 0,001$). Nedenfor diskuteres vi denne variation med udgangspunkt i en mediananalyse af det komplette datasæt (dvs. data for de enkelte parametre fra både 1999 og 2000 samlet under et fra alle stationer i typeområderne). På den måde repræsenterer variationen i medianen årstidsvariationen for "et typisk sediment" i datasættet. På grund af den signifikante forskel mellem stationerne vil der naturligvis forekomme afvigende mønstre fra det typiske sediment sammenlignet med datasættene for de enkelte stationer. Denne afvigelse vil ikke blive kommenteret i denne rapport da formålet med den tværgående analyse er at pege på perioder, hvor ilt- og næringsstof typisk afgives fra eller optages i sedimentet.

Ilt

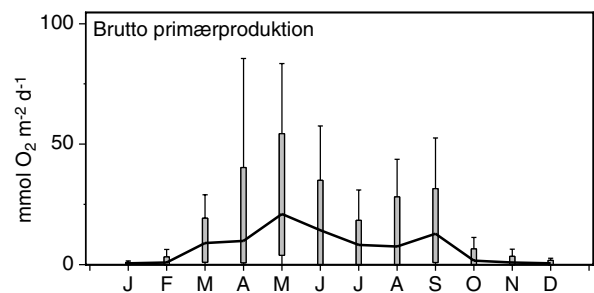
Sedimentets netto iltflux (Figur 26.1) beregnes ved at summere iltfluxen i lys og mørke idet der på lyspåvirkede stationer ofte produceres ilt i dagtimerne. Netto iltfluxen er med andre ord et resultat af fotosyntesen/primærproduktionen på sedimentoverfladen (Figur 26.2) og iltforbruget/iltrespirationen i sedimentet (Figur 26.3). I takt med at dagene bliver længere og lysintensiteten øges i forårsperioden, stiger også fotosyntesen og kompenserer så at sige på den måde for iltrespirationen i sedimentet. Derfor aftager sedimentets netto iltflux fra februar til april (Figur 26.1) selv-

om sedimentets iltforbrug er stigende (Figur 26.3). På døgnbasis kan der på nogle stationer endda være tale om en decideret nettofrigivelse af ilt fra sedimentoverfladen til vandsøjlen, især i månederne marts og april. I løbet af foråret stiger iltforbruget i sedimentet dramatisk, dels pga. af at der tilføres bunden frisk organisk stof fra vandfasen, dels pga. stigende vandtemperatur ved bunden (Figur 26.4). Hen over sommeren stiger også mængden af plankton i vandet og derfor svækkes lysintensiteten ved bunden (Figur 26.5). Den benthiske belægning bliver derfor mindre aktiv og producerer mindre O_2 ved fotosyntesen. Summa summarum har sedimentet det største netto iltoptag i perioden juni – september (Figur 26.1). I løbet af det sene efterår aftager både sedimentets iltforbrug og fotosyntesen, og i løbet af de mørke vintermåneder har sedimentet det laveste iltforbrug.

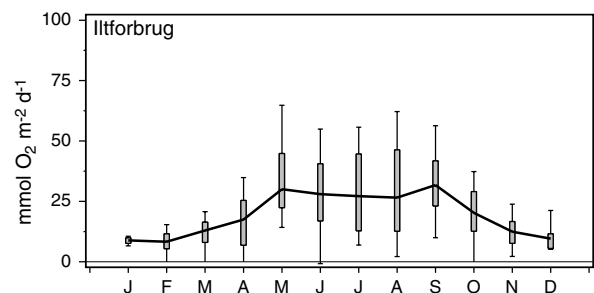
Sedimentets iltforbrug følger et typisk "klokkeformet" forløb med de laveste værdier i vinterhalvåret og med maksimum i perioden maj – september (Figur 26.3). Denne variation er tæt sammenfaldende med variationen i vandtemperaturen. En analyse af sammenhængen mellem temperatur og iltoptagelsen i mørke (Arrhenius relationen) viser at temperaturen kan forklare 55% af O_2 optaget ($r^2 = 0,5467$, $n = 644$, $P \ll 0,0001$), resten af forklaringen skal nok søges i mængden af organisk stof som i løbet af foråret og sommeren falder ned på bunden. Den organiske stoftilførsel til bunden bliver ikke bestemt i NOVA-overvågningsprogrammet, så hvor stor betydning den organiske stoftilførsel har for sedimentets iltforbrug, kan derfor ikke i denne forbindelse siges med nogen statistisk sikkerhed.



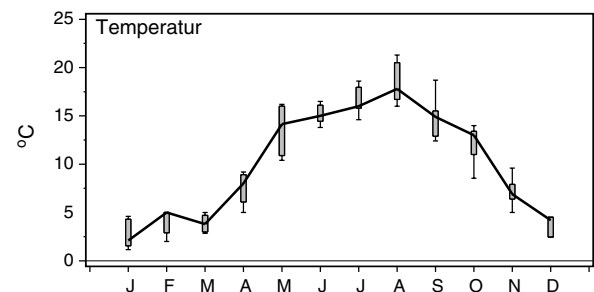
Figur 26.1 Sæsonvariation i sedimenternes netto O_2 flux. Positive værdier angiver iltproduktion, mens negative værdier angiver et iltoptag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



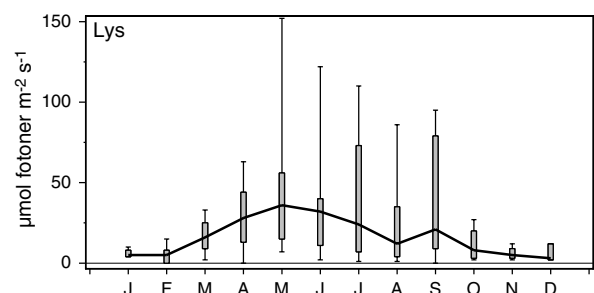
Figur 26.2 Sæsonvariation i sedimenternes brutto primærproduktion beregnet ved at summere O_2 -fluxen i lys og iltrespirationen (se Figur 26.3). Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.3 Sæsonvariation i sedimenternes iltforbrug/iltrespiration udtrykt som den numeriske værdi af O_2 -fluxen målt i mørke. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.4 Sæsonvariation i bundvandets temperatur. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

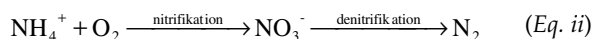


Figur 26.5 Sæsonvariation i middellyset ved bunden. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

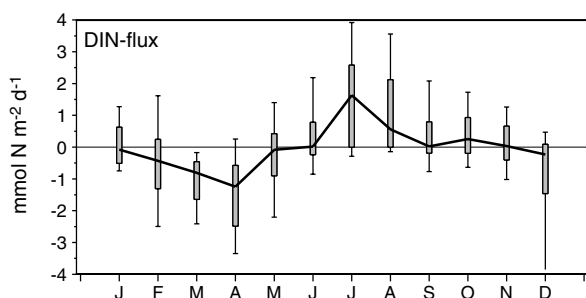
Kvælstof

Fluxen af kvælstof (og for den sags skyld også fosforfluxen) mellem fjordbunden og bundvandet er styret af koncentrationsforskellen mellem porevandet (i bunden) og vandsøjlen. Derfor vil fjordbunden altid optage hhv. NH_4^+ og NO_3^- i perioder hvor koncentrationen af den pågældende N-forbindelse i vandsøjlen er større end i porevandet, og omvendt afgive kvælstof til bundvandet når kvælstofkoncentrationen er højest i porevandet.

Kvælstofforbindelserne i fjordbunden omsættes gennem en række komplekse mikrobiologiske processer. Kvæstoffet mobiliseres fra den organiske partikulære stofpulje i form af opløst organisk kvælstof og NH_4^+ (se Eq. i). Gode iltforhold i sedimentet (dvs. O_2 trænger forholdsvis langt ned i bunden) kan fx medføre at en stor del af det kvælstof der bliver frigjort ved den organiske stofnedbrydning, bliver oxideret til nitrat (nitrifikation) for derefter at blive fjernet fra vandmiljøet som atmosfærisk kvælstof (N_2) ved denitrifikation, når organisk stof bliver omsat ved respiration med nitrat.



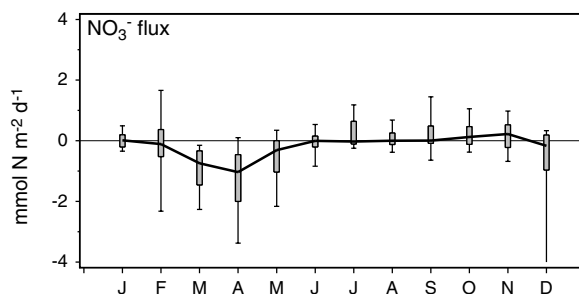
På den anden side medfører dårlige iltforhold i bunden at nitrifikationsprocessen bliver mindre effektiv, og i stedet for N_2 og NO_3^- bliver NH_4^+ frigivet direkte til vandsøjlen (Sloth et al. 1995, Caffrey et al. 1993). Dermed bliver der ikke længere fjernet kvælstof fra vandmiljøet. Nitrat kan ligesom NH_4^+ blive frigivet direkte til bundvandet, eller NO_3^- kan fungere som respirationsmiddel ved de denitrificerende bakteriers omsætning af organisk stof (se Eq. ii).



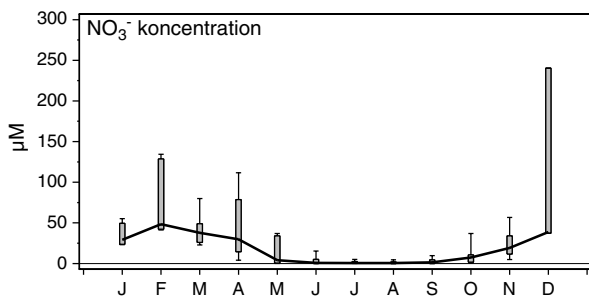
Figur 26.6 Sæsonvariation i sedimenternes opløste uorganiske kvælstof flux: DIN-flux (dissolved inorganic nitrogen = $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$). Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

På vanddybder hvor lyset når ned til bunden, vokser benthiske mikroalger, og de bruger både NO_3^- og NH_4^+ som kvælstofkilde i forbindelse med deres vækst (dvs. primærproduktion). Hvis de benthiske mikroalger får deres kvælstofbehov dækket fra kvælstof i sedimentet, bliver kvælstoffluxen ud af bunden reduceret set i forhold til sedimenter uden algebelægning (Sundbäck og Granéli 1988). Dækker de benthiske alger derimod deres kvælstofbehov ved at optage kvælstof fra vandfasen, resulterer det i at sedimentet så at sige optager mere kvælstof, end hvis overfladen havde været fri for alger. Tilstedeværelsen af benthiske mikroalger medfører derfor en større kvælstofoptagelse i fjordbunden og en reduceret næringsstoffrigivelse.

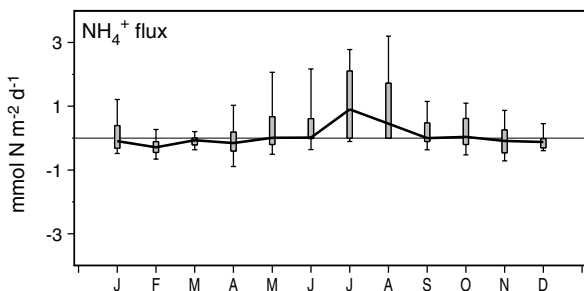
I de undersøgte fjorde optager bunden i perioden januar-maj opløst uorganisk kvælstof (DIN (dissolved inorganic nitrogen) = $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$), primært i form af NO_3^- (Figur 26.6 og Figur 26.7). I samme periode er koncentrationen af NO_3^- i vandsøjlen høj (Figur 26.8). Fjordbundens NO_3^- optag kan derfor både skyldes 1) en lavere NO_3^- koncentration i sedimentets porevand, evt. styret af en aktiv denitrifikation (se Eq. ii) og 2) aktive benthiske mikroalger, der assimilerer NO_3^- . Da sedimentets respiration tilmed er lav i årets første måneder (Figur 26.3), er iltforholdene i bunden optimale for de nitrificerende bakteriers omdannelse af NH_4^+ til NO_3^- . Der kan altså være tale om en betydelig produktion af NO_3^- i fjordbunden, men alligevel ikke stor nok til at vende nitratfluxen fordi de nitratforbrugende processer i denne periode trods alt dominerer over nitrifikationsprocessen.



Figur 26.7 Sæsonvariation i sedimenternes NO_3^- -flux. Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.8 Sæsonvariation i bundvandets NO_3^- -koncentration. Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.9 Sæsonvariation i sedimenternes NH_4^+ -flux. Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

Først i sommermånederne (juni, juli og august) afgiver fjordbunden kvælstof i form af NH_4^+ (Figur 26.6 og Figur 26.9). Det er den lave NO_3^- koncentration i vandsøjlen (median = 0, Figur 26.8) og sedimentets høje iltforbrug og de deraf forringede iltforhold i bunden der fører til, at både nitrifikationen og denitrifikationen bliver markant mindre eller helt går i stå. Samtidig ophører også assimileringen af NO_3^- . I sommerperioden udgør NH_4^+ derfor den mest betydelige del af DIN-fluxen fra bund til vandsøjle.

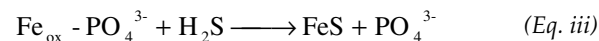
Fluxen af kvælstof fra sedimentet til vandsøjlen fortsætter ind i efteråret; men efterhånden dominerer NO_3^- kvælstofafgivelsen (Figur 26.7 og Figur 26.9). I efterårsperioden aftager bundens iltforbrug nemlig (Figur 26.3) og derfor stiger iltindholdet i bunden. Det betyder at nitrifikationen får større og større betydning og mere og mere NH_4^+ bliver oxideret til NO_3^- (nitrificeret) i sedimentet. Da de benthiske mikroalger om efteråret ikke assimilerer noget NO_3^- af betydning, pga. en lavere aktivitet (se Figur 26.3), bliver der på trods af evt. denitrifikation et overskud af NO_3^- i sedimentet, som diffunderer ud af bunden, fordi NO_3^- -koncentrationen i hvert tilfælde frem til november er lav i vandsøjlen.

Urea-fluxen er generelt lav, < 6% (gennemsnit) af den samlede kvælstofflux (dvs. DIN + urea). Urea-fluxen spiller derfor kun en marginal rolle for den samlede kvælstofudveksling som den måles i NOVA-programmet (data ikke vist).

Fosfor

Fosfor bliver frigjort som uorganisk fosfat (PO_4^{3-}) ved mineraliseringen (Eq. i). I modsætning til kvælstofforbindelserne er en betydelig mængde fosfat bundet mere eller mindre fast i bunden, mens en mindre del findes opløst i porevandet (Jørgensen 1996). På samme måde som det er tilfældet for NH_4^+ og NO_3^- , kan en benthisk belægning af mikroalger have stor betydning for PO_4^{3-} -fluxen mellem sediment og vandsøjle da algerne optager PO_4^{3-} fra både sedimentet og vandet.

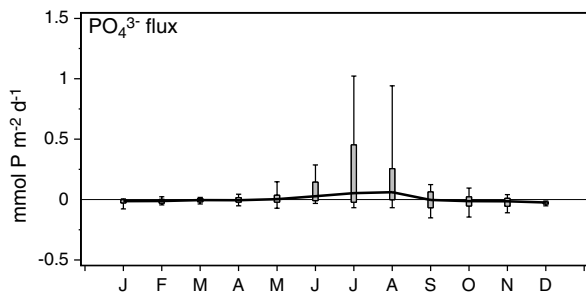
Det er puljen af oxideret jern (Fe_{ox}) der holder på en del af fosfaten i fjordbunden (Jensen og Thamdrup 1993). Gode iltforhold i sedimentet øger også puljen af Fe_{ox} som kan tilbageholde både fosfat og svovlbrinte i fjordbunden. Dårlige iltforhold betyder omvendt at den oxiderede jernpulje bliver gradvis mindre og dermed bliver også sedimentets svovlbrintebufferkapacitet mindre. I takt med at koncentrationen af Fe_{ox} aftager, bliver fosfat frigivet fra bunden til vandsøjlen.



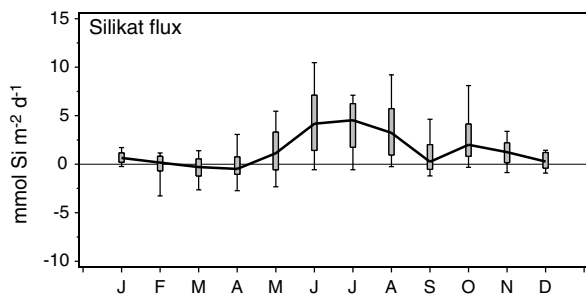
I de ekstreme tilfælde hvor al Fe_{ox} er blevet reduceret til FeS, bliver der også frigivet H_2S fra fjordbunden til bundvandet.

Den oxiderede jernpulje kan tilbageholde PO_4^{3-} i bunden i måneder eller år før ændrede redoxforhold i sedimentet fører til en frigivelse af PO_4^{3-} . Frigivelsen af PO_4^{3-} fra fjordbunden sker derfor i perioder hvor iltforholdene ved bunden er dårlige, dvs. især i sommerperioden.

I den "typiske" fjord er fosforfluxen ubetydelig i foråret, efteråret og om vinteren (Figur 26.10). Kun i juni, juli og august ses en signifikant PO_4^{3-} -frigivelse fra bunden til vandsøjlen. Perioden er sammenfaldende med NH_4^+ -frigivelsen til vandsøjlen og skyldes som beskrevet ovenfor de dårlige iltforhold ved bunden, der så at sige stimulerer en øget svovlbrinteproduktion og dermed et øget forbrug af den oxiderede jernpulje.



Figur 26.10 Sæsonvariation i sedimenternes PO_4^{3-} -flux. Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.11 Sæsonvariation i sedimenternes silikat flux. Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag. Kurven viser medianen svarende til "det typiske sediment", 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

Silikat

Omsætningen og udvekslingen af silikat mellem fjordbunden og vandsøjlen er ikke i samme grad bestemt af iltforholdene i bunden som det er tilfældet for kvælstof og fosfor, men styres i højere grad af temperaturen, sedimentationen af organisk bundet silikat til bunden og mineraliseringen. Temperaturen og mineraliseringen kan forklare 32% af silikatfluxen ($r^2 = 0,3196$, $n = 1214$, $P \ll 0,0001$). Sedimentationen af organisk bundet silikat bliver ikke bestemt i NOVA-overvågningsprogrammet, så hvor stor betydning denne tilførsel har for silikat-fluxen kan ikke siges med nogen statistisk sikkerhed.

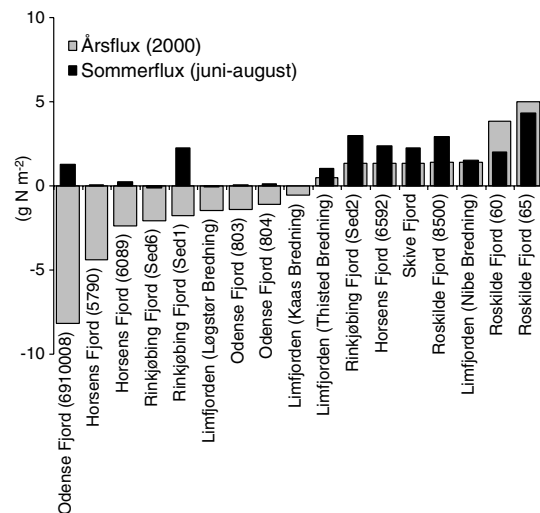
Kiselalger på sedimentoverfladen og i vandsøjlen assimilerer silikat enten fra vandsøjlen eller fra sedimentet. I det typiske sediment er der et mindre optag af silikat i forårs månederne (Figur 26.11). Denne nedadrettede netto silikatflux optræder samtidig med at fotosyntesen på sedimentoverfladen er markant stigende (Figur 26.2) og synes derfor tæt knyttet til fotosyntesen og dermed væksten af kiselalger. I juni, juli og august er nettofrigivelsen af silikat fra sedimentet til vandfasen maksimal hvilket er sammenfaldende med en høj bundvandstemperatur (Figur 26.4) og en betydelig mineralisering (Figur 26.3).

26.3.2 Den interne næringsstofftilførsel

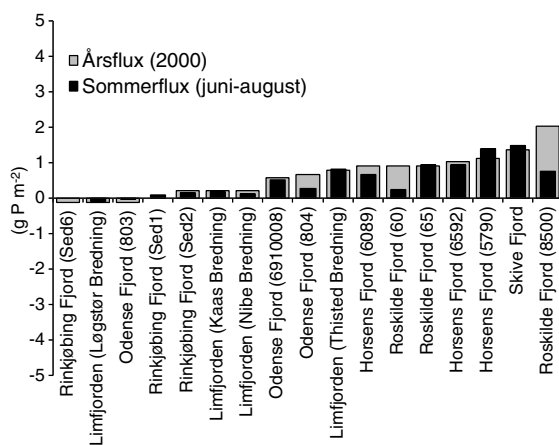
Observationer af næringsstoffluxe betragtet på tværs af landet fra Roskilde Fjord i øst til Ringkøbing Fjord i vest viser at der i løbet af sommeren 2000 (juni-august) blev afgivet kvælstof fra fjordbunden til bundvandet på 14 ud af 17 stationer (Figur 26.12). På knap halvdelen af stationerne var der på årsbasis i 2000 tale om en nettofrigivelse af kvælstof fra fjordbunden til vandfasen og her var det særligt fluxen af kvælstof i sommermånederne, der havde betydning for årets totale nettoflux. Bortset fra tre stationer var der også for fosfors vedkommende tale om en nettofrigivelse i sommermånederne (Figur 26.13), og i denne periode blev > 75% af året samlede fosformængde, som en gennemsnitsbetragtning, frigivet til vandfasen.

Intern vs. ekstern næringsstofftilførsel

Netop i sommermånederne er koncentrationen af kvælstof og fosfor i vandet lav. Fjordenes algevækst (primærproduktionen) er derfor betinget af en stadig strøm af næringsstoffer til vandsøjlen fra land (vandløb o.l.), atmosfæren, tilgrænsende farvande eller ved stofomsætning i vandsøjlen eller fjordbunden. Den totale næringsstofftilførsel fra land (den eksterne tilførsel) udgjorde i juni, juli og august 2000 ca. 10% af den årlige tilførsel. En relativ lav ekstern næringsstofftilførsel i sommerperioden betyder derfor at frigivelse af kvælstof og fosfor ved stofomsætningen i fjordbunden (den interne tilførsel) netop på denne tid af året kan stimulere primærproduktionen i fjordene.



Figur 26.12 Den interne kvælstofftilførsel 2000 på de 17 stationer i typeområderne Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Skive Fjord vist for hele året (årsflux) og for 3 måneders perioden juni, juli og august (sommerflux). Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag.



Figur 26.13 Den interne fosfortilførsel 2000 på de 17 stationer i typeområderne Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Skive Fjord vist for hele året (årsflux) og for 3 mdr. perioden juni, juli og august (sommerflux). Positive værdier angiver nettofrigivelse og negative angiver optag.

Den interne og eksterne tilførsel af kvælstof ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) og fosfor (PO_4^{3-}) for perioden juni-august 2000 er er vist i Tabel 26.1 for typeområderne Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord og Ringkøbing Fjord opgjort som den totale tilførsel til hele fjorden. Det ses med al tydelighed at både fosfor- og kvælstoffluxen fra fjordbunden i sommeren 2000 var af meget stor betydning for næringsstofftilførslen til fjorden. I denne periode kom nemlig mellem 36% og 93% af fjordenes fosfortilførsel fra sedimentet, og for kvælstofs vedkommende var den interne tilførsel omtrent lige så betydende (10%-78%).

Svovlbrintebufferkapaciteten

Svovlbrintebufferkapaciteten i hav- og fjordbunden viser først og fremmest hvor meget svovlbrinte bunden er i stand til at holde tilbage, inden der sker et H_2S -udslip til bundvandet. På samme tid fortæller svovlbrintebufferkapaciteten også om bundens redoxforhold idet en høj bufferkapacitet er udtryk for en havbund med et stort ilt- eller oxidationspotentiale. Størrelsen af dette potentiale afgøres af koncentrationen af oxiderede forbindelser: ilt, manganoxid og oxide-

ret jern, hvor primært jernet er af betydning for iltningspotentialet. Den oxiderede jernpulje (Fe_{ox}) har også betydning for hav- og fjordbundens evne til at holde på fosfor som især undslipper bunden i sommermånedene (se Figur 26.10) i forbindelse med at Fe_{ox} puljen reduceres (Eq. iii).

Hav- og fjordbunden reagerer på tilførslen af organisk stof fra vandsøjlen. Jo større tilførsel til bunden des mere betydende bliver de anaerobe processer og dermed produktionen af svovlbrinte. Et organisk belastet fjord- eller havområde vil derfor være karakteriseret af en mindre svovlbrintebufferkapacitet, et mindre Fe_{ox} -indhold og en svovlbrintefront der er relativt tættere på sedimentoverfladen, end et område der er relativt mindre belastet. Reduceres tilførslen af organisk stof til bunden, vil sedimentets sundhedstilstand med tiden forbedres fordi en større del af det organiske stof der når bunden, omsættes aerobt. Derved reduceres H_2S produktionen. Omvendt betyder en øget organisk stoftilførsel en øget H_2S -produktion, og dermed en forværring af sedimentets sundhedstilstand. Det betyder med andre ord at ændringer i sedimentets sundhedstilstand kan følges ved at overvåge svovlbrintebufferkapaciteten, svovlbrintefronten eller Fe_{ox} -indholdet i sedimentet.

År til år variationen (1999-2000)

Svovlbrintebufferkapaciteten og svovlbrintefronten ændrede sig ikke fra 1999 og 2000 ($P = 0,30$ og $P = 0,71$ for hhv. svovlbrintebufferkapaciteten og svovlbrintefronten, Wilcoxon Rank Sumtest (Figur 26.14 og Figur 26.15). Derimod var der "lidt" forskel på Fe_{ox} -puljens størrelse i hhv. 1999 og 2000 ($0,05 < P < 0,01$) hvilket i det væsentlige skyldes en markant højere Fe_{ox} -koncentration på mange af stationerne i foråret 1999 i forhold til foråret 2000 (Figur 26.16).

Årstidsvariation (forår vs. efterår)

Der blev observeret en signifikant reduktion i svovlbrintebufferkapaciteten mellem foråret og efteråret ($P < 0,0001$) (Figur 26.14). En signifikant sammenhæng mellem svovlbrintebufferkapaciteten og dybdegrænsen for H_2S -zonens rumlige udbredelse (dvs. svovlbrintefronten; data ikke vist) betød også at fronten om efteråret var tættere

Tabel 26.1 Intern vs. ekstern N og P tilførsel til typefjordene for perioden juni-august 2000¹⁾.

	Intern tons N	Ekstern tons N	Total tons N	Intern/total %	Intern tons P	Ekstern tons P	Total tons P	Intern/total %
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	1.148,7	23%	10,3	18,4	28,7	36%

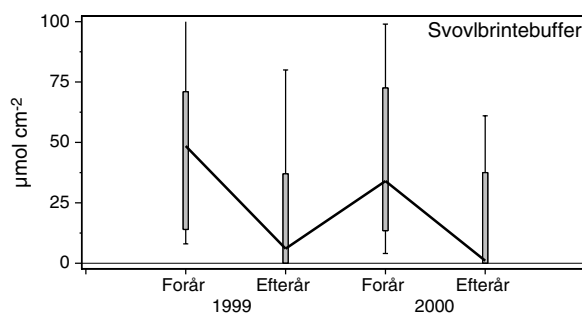
1) Den interne tilførsel af N og P til Limfjorden og Skive Fjord er ikke opgjort da antallet af stationer i de to typeområder (hhv. 4 og 1) skønnes for lavt til at beregne en realistisk intern næringsstofftilførsel for hele Limfjordsområdet.

ved sedimentoverfladen i efterårsperioden end om foråret ($P < 0,0001$) (Figur 26.15).

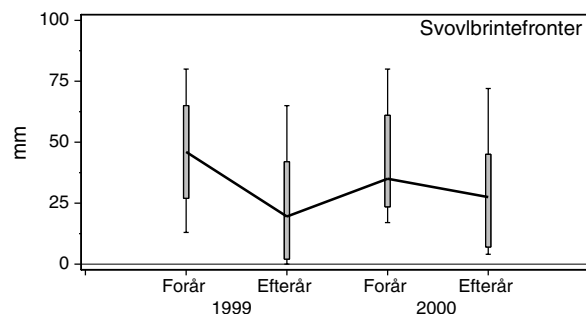
Fe_{ox} -puljen korrelerede med både svovlbrintebufferkapaciteten og svovlbrintefronten ($P < 0,0001$), og Fe_{ox} -koncentrationen var derfor ikke overraskende markant mindre om efteråret set i forhold til forårskoncentrationen ($P < 0,0001$) (Figur 26.16). Dette mønster er en konsekvens af sæsonvariationen i sedimenternes generelle metabolisme således at sommerens høje aktivitet (se Figur 26.1 og Figur 26.3) resulterer i en nedgang i sedimenternes oxiderede puljer og derved medfører en øget risiko for H_2S -emission.

Taksigelser

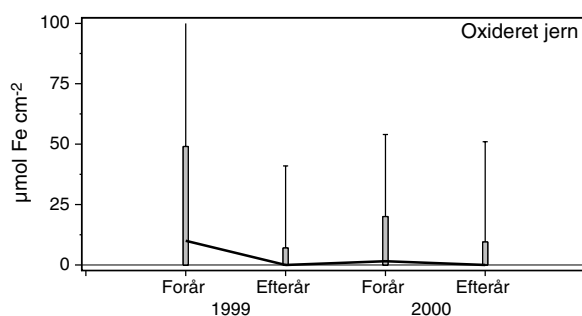
Vi siger tak til Claus Jensen og Jens Peder Jensen for hjælp til den statistiske dataanalyse.



Figur 26.14 Svovlbrintebufferkapacitetens sæsonvariation på 30 stationer i 1999 og 28 stationer i 2000 målt ved tredobbelt bestemmelse af sediment indsamlet fra både typeområder, repræsentative områder og intensive havstationer. Kurven viser medianen, 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.15 Svovlbrintefrontens sæsonvariation på 30 stationer i 1999 og 28 stationer i 2000 målt ved tredobbelt bestemmelse af sediment indsamlet fra både typeområder, repræsentative områder og intensive havstationer. Kurven viser medianen, 25-75% samt 10-90% fraktilerne.



Figur 26.16 Sæsonvariation i sedimentets indhold af oxideret jern (Fe_{ox}) på 30 stationer i 1999 og 28 stationer i 2000 målt ved tredobbelt bestemmelse af sediment indsamlet fra både typeområder, repræsentative områder og intensive havstationer. Kurven viser medianen, 25-75% samt 10-90% fraktilerne.

27 Hårdbundsvegetation som indikator og målsætningsparameter

Abstract

Det påvises ved hjælp af en række opstillede modeller at der er gode empiriske relationer mellem den oprettede algevegetations dækning på stenrevene i Kattegat og tilførsler af næringsstoffer. Den bundlevende vegetation kontrolleres på de udvalgte stationer primært af pelagiale parametre der regulerer den lysmængde, som kan trænge gennem vandsøjlen. Der er gennemført scenarieberegninger over vegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler og efterfølgende er der udarbejdet et foreløbigt forslag til klassificering af miljø- og naturtilstanden på udvalgte rev. Opstilling af konkrete miljøkvalitetsmålsætninger er vigtige i relation til habitat- og vandrammedirektiverne.

27.1 Introduktion

Selv om rev er defineret som en naturtype i EF's habitatdirektiv fra 1992, så er dette alene sket på baggrund af den geomorfologiske struktur og ikke det reelle biologiske indhold. Fra gamle og enkelte nyere undersøgelser der foreligger, ved vi at revene danner grundlag for en stor artsdiversitet i det danske havmiljø, men de danske revs samlede biologiske indhold af fisk, dyr og alger er i dag meget dårligt kendt. Der foreligger kun ganske få faunaundersøgelser fra nyere tid og algeundersøgelser er kun foretaget på et begrænset antal lokaliteter, primært i Kattegat og Bælt-havet.

På trods af de meget begrænsede nyere undersøgelser, er der imidlertid ikke tvivl om at revene indeholder mange forskellige reelle naturtyper, om end de i dag er dårligt definerede. Makroalgevegetationen på den hårde bund er en væsentlig beskrivende og nicherdannende parameter for hårbundshabitater i den fotiske zone. I takt med at lyset aftager med øget dybde, mindskes vegetationen fra at være meget kompleks flerlaget og mangeartet til at bestå af et enkelt skorpeformet lag på stenene på 20-25 meters vanddybde. Det biologiske samfund skifter således fra at være domineret af algebiosmasser til faunabiosmasser og selv om arter som hydroider, mosdyr og i søanemoner i sig selv er nicherdannende for andre dyr, er det rimeligt at fastslå at hårbundshabitaternes kompleksitet aftager med dybden. En rimelig analogi til de ændringer vi finder i naturindholdet på revene, som funktion af ændret dybde og hermed lysforhold, er at se på terrestriske naturtyper hvor man snakker om skove, krat, enge og stenede strande som udtryk for en faldende vege-

tationsbiomasse og endda opererer med flere forskellige undertyper, fx nåleskov, løvskov mv.

Hårdbundsvegetation som overvågningsparameter

Makroalgevegetationen er som oftest stedfast og har en relativ lang levetid fra måneder til adskillige år afhængig af arten. Makroalgerne har derfor et indlysende potentiale som en biologiske komponent der kan anvendes til at beskrive en lokalitets miljøtilstand som resultat af de påvirkninger, der har været igennem en længere periode.

Forudsætninger og begrænsninger for makroalgevækst

Den væsentligste forudsætning for tilstedeværelse af stedfaste makroalger er et egnet hårdt substrat hvortil algerne kan fæstne. Substratets stabilitet har en væsentlig betydning for algesammensætningen og den biomasse et givet areal kan bære. I den fotiske zone er mindre sten, som hyppigt væltes om ved kraftige vindhændelser, domineret af hurtigtvoksende ofte enårige algearter og har mindre biomasser end store stabile sten, der har påvækst af flerårige arter og rummer en større biomasse pr. overfladeenhed (Dahl et al. 2001). Stabilit hårdt substrat har også forskellig kvalitet for den fasthæftede vegetation. Undersøgelser på danske stenrev har således vist at hestemuslinger *Modiolus modiolus* på alle undersøgte steder af endnu ukendte årsager bærer en væsentlig større algevegetation end stenene lige ved siden af muslingerne (Dahl et al. 2001).

Pladskonkurrence mellem alger og fauna finder også sted i danske farvande. Blåmuslinger (*Mytilus edulis*) kan fortrænge alger næsten fuldstændigt ved massesetlinger på mindre vanddybder (Dahl et al. 2001). Tilsvarende findes søanemonen *Metridium senile* i så store mængder på 12-13 meters dybde på overvågningslokaliteten Schultz's Grund at den har afgørende indflydelse på algebiosmassen (egne observationer).

Forudsat at det nødvendige substrat er tilgængeligt for algerne, afspejler vegetationens dybdeudbredelse en balance mellem på den ene side tilvækst dels som følge af individuel fotosyntese og dels i form af kolonisering af nye individer og på den anden side en række forskellige tabsprocesser.

Tabprocesserne kan bestå af interne tab (respiration), græsning af herbivore organismer som fx søpindsvin og af mekaniske tab som følge af fysisk stress forårsaget af bølgebevægelser og strøm.

Fotosyntesen og dermed tilvæksten reguleres af tilgængeligheden af næringsstoffer og lys. Næringsstofbegrænsning antages ikke at være et problem for makroalger der lever under springlaget. Her frigøres konstant remineraliseret næringsstoffer fra bunden samtidig med at konkurrencen om næringsstofferne fra det pelagiske system er lille. Lyset ved bunden antages derimod at være den væsentligste begrænsende faktor for den enkelte alges vækst. Lysniveauet afhænger af indstrålingen og den efterfølgende lyssvækkelse i vandsøjlen.

Vandsøjlen lyssvækkelse kan opdeles i en biologisk komponent bestående af biomasser af planktonorganismer, opløst organisk stof og detritus samt en uorganisk komponent bestående af suspenderede partikler. Næringsstofkoncentrationerne i den fotiske zone, hvilket primært vil sige over og evt. i springlaget, kan derfor indirekte påvirke vækstvilkårene for den bundlevende algevegetation ved at kontrollere planteplanktonproduktion og hermed lysabsorptionen i vandsøjlen. En meget væsentlig komponent i det opløste organiske stof i indre danske farvande er det såkaldte gulstof. Gulstof har en terrestrisk oprindelse og er derfor knyttet til ferskvandskomponenter i de forskellige vandmasser der strømmer til de indre danske farvande fra Nordsøen og Østersøen. I tre undersøgelser foretaget i Kattegat og Skagerrak stod gulstof for 11-20% af absorptionen af det lys der nåede ned til 10 meters dybde, vandet selv stod for 43-52% og den resterende del kunne tilskrives absorption og spredning fra partikulært organisk stof (S. Markager, DMU, pers. com. 2001).

Der er påvist en klar sammenhæng mellem lysnedtrængning i vandsøjlen og grænserne for hvor dybt makroalger vokser. Dybdegrænsen for store brunalger findes normalt hvor 0,5% af overfladelyset er tilbage. Vegetationen af "tynde" alger ophører ved omkring 0,1% af overfladelyset, mens skorpeformede alger kan gå helt ned til dybder med kun 0,03% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992). Det er derfor forventeligt at ændringer i vandkvaliteten som påvirker lysnedtrængningen, som fx øget planktonbiomasse forårsaget af øget eutrofiering, vil påvirke makroalgernes dybdeudbredelse og i dette tilfælde i negativ retning.

27.2 Formål

Fokus i dette tema er lagt på at beskrive årsags-sammenhænge mellem eutrofieringsrelevante parametre og vegetationens tilstand på udvalgte stenrev i de åbne dele af Kattegat. Arbejdet tager udgangspunkt i den oprettede algevegetations samlede dækning på dybtliggende rev.

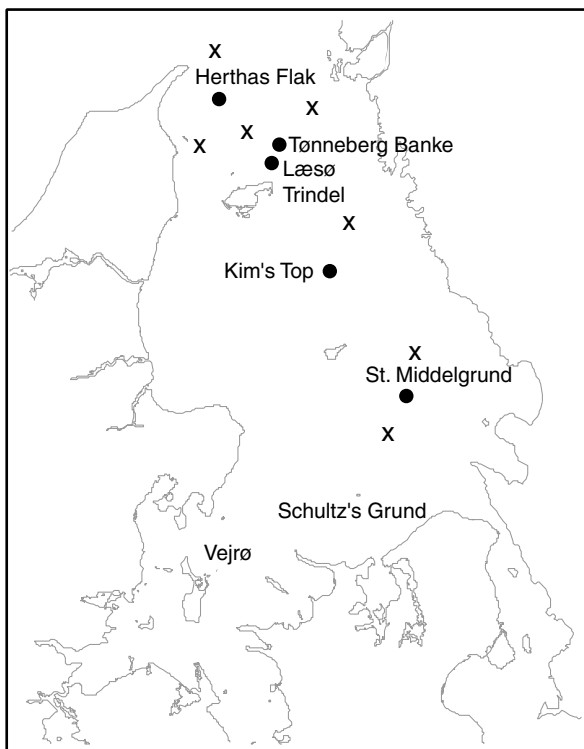
Sigtet med analyserne var at bestemme empiriske relationer mellem tilførsel af næringsstoffer, næringsstofkoncentrationer i havets fotiske zone, planteplanktonbiomasser, sigtddybder og makroalgevegetationens udvikling på bunden. På baggrund af de estimerede parametre blev der opstillet stedsspecifikke modeller, som kunne beskrive scenarier for vegetations samlede dækning ved en given tilførsel, årstid og dybde. Da brugbart referencegrundlag i form af gamle data mangler, er denne type modeller essentielle for at kunne definere henholdsvis gunstig bevaringsstatus og god økologisk tilstand for stenrevslokaliteter og efterfølgende vurdere den aktuelle tilstand, således som EF's Habitat- og Vandrammedirektiver foreskriver at medlemslande skal i nær fremtid.

27.3 Materialer og metoder

Vegetationsdata

De dybvandede stenrev der i 2000 indgik i overvågningsprogrammet og deres geografiske placeringer i indre danske farvande, fremgår af *Figur 27.1*. Revlokaliteterne har været besøgt årligt i juni siden programmets start og årligt i august siden 1993. Før 1993 blev revene besøgt hvert andet år i august.

På hvert af de pågældende stenrev indsamles data for hvert 2 eller 3 meters dybdeinterval fra revets laveste vanddybde og ned til den største dybde, hvor det har været muligt at finde sten i en passende størrelse og mængde. De indsamlede algedata omfatter en visuel bedømmelse af vegetationens samlede dækning og en visuel bedømmelse af artsspecifikke dækninger. Der er også foretaget en visuel dækningsbedømmelse af større faunaorganismer som kan have indflydelse på vegetationsforholdene. Den visuelle bedømmelse er foretaget af erfarne taksonomisk kyndige dykkere i samråd med en person på skibet der fulgte arbejdet på bunden via kabel-tv og et telefonsystem og noterede resultaterne.



Figur 27.1 Stenrevslokaliteter hvor lys er den begrænsende faktor for vegetationen (●) og hvor søpindsvin er den begrænsende faktor (○). (X) angiver nærliggende vandkemistation.

Den samlede oprettede vegetationsdækning af de egnede substrater blev frem til og med 1993 angivet som en dækningsgrad fordelt på 5 klasser. Siden er dækningen opgjort som procent. I 1994 blev dykkerproceduren ændret mht. beskrivelse af vegetationens dækning. Ændringen bestod i at stenene på de dybere stationer blev børstet rene for sedimenteret materiale forud for vegetationsbeskrivelsen. Denne procedure blev indført for at sikre at mindre trådformede alger indgik i beskrivelsen af den samlede såvel som den artsspecifikke dækning. En kritisk gennemgang af felt- og laboratoriebestemmelserne af de mindre trådformede alger viste at disse arter ikke blev registreret i felten før efter 1994, men de var til stede ved den senere gennemgang af prøverne i laboratoriet på alle de dybvandede stationer. Da de små trådformede arter, som rødtot, *Bonnemaisonia hemifera*, og pudder-kvastalge, *Spermothamnion repens*, ofte udgjorde en meget væsentlig andel af den samlede algedækning på de dybvandede stationer efter 1994, har vi valgt kun at analysere data indsamlet efter 1994.

Dækningen på de undersøgte rev i åbne farvande var på 100 procent af det tilgængelige substrat fra revets top og ned til ca. 12-14 meters dybde, hvorefter algedækningen faldt markant med stigende dybde. Da vi ønskede at se på positive

såvel som negative ændringer i den samlede vegetation, er analyserne udført på stationer der ikke havde en fuldstændig algedækning af det tilgængelige substrat, hvilket vil sige stationer med vanddybder større end 12-14 meter.

Lokaliteterne Schultz's Grund i det sydlige Kattegat og "Vejrø" i Bælthavet, som er en stenet kystnær havbund snarere end et rev, har begge dybvandede stationer der i de senere år har været udsat for intensiv græsning af det grønne søpindsvin, *Strongylocentrotus droebachiensis* (Hansen et al. 2000, Dahl et al. 2001). De to lokaliteter blev derfor udeladt af analyserne. Tilsvarende er der dybvandede stationer på Store Middelgrund der har været udsat for græsning for en del år siden. Store Middelgrund har også data fra en dybde hvor hestemuslinger har udgjort en meget variabel del af substratet for algerne gennem årene hvilket, som tidligere omtalt, har en positiv indvirkning på algevegetationens udbredelse. Størsteparten af Store Middelgrunds stationer blev derfor også udeladt af analyserne.

De 12 tilbageværende dybe stationer fordelte sig på følgende 5 rev, der alle er beliggende i Kattegat: Herthas Flak (4 dybder), Tønneberg Banke (1 dybde), Læsø Trindel (2 dybder), Kim's Top (4 dybder) og Store Middelgrund (1 dybde). For hovedparten af stationerne er der en ubrudt tidsserie siden 1994, men for Læsø Trindels station på 15 meters dybde mangler en del år.

Indstråling, vind og temperatur

DMI har siden juni 1988 indsamlet daglige oplysninger om antallet af solskinsminutter på en station ved Skagen. På baggrund af antallet af daglige solskinsminutter og dagens maksimale solhøjde har DMI estimeret indstrålingen i megajoule (MJ) pr. m² pr. døgn. De estimerede indstrålingsdata er summeret for de foregående 12 mdr. forud for hvert års vegetationsundersøgelser i juni og august og er forudsat gældende for hele Kattegat. Vindhastigheder og lufttemperaturer er målt af DMI på Anholt og er ligeledes midlet over de foregående 12 måneder.

Tilførsler af næringsstoffer og ferskvand

Estimer af ferskvandsafstrømning og næringsstofftilførsler til Kattegat fra danske ferskvands- og punktkilder og estimer af tilførsler af kvælstof fra atmosfæren er en del af vandmiljøplanens overvågningsprogram.

Data for svensk ferskvandsafstrømning til Kattegat blev estimeret af SMHI frem til og med 1999 og stillet til rådighed for DMU. Gøta-elvens bidrag, som tilføres havområdet på randen mellem Kattegat og Skagerrak, blev udeladt af opgørelserne, da størsteparten af de tilførte vandmasser

herfra bevæger sig op i Skagerrak (Ærtebjerg et al. 1998).

Næringsstofferne er opgjort som henholdsvis total kvælstof (TN) og total fosfor (TP). Månedsopgørelser for de danske tilførsler blev opgjort frem til og med 1999. Tilførslerne af næringsstoffer fra svenske områder fra 1990 til og med 1996 blev estimeret i forbindelse med tilstandsrapporten i 1998 (Ærtebjerg et al. 1998). Estimeret af de svenske månedlige næringsstofftilførsler for 1997 til 1999 fremkom ved at multiplicere de eksisterende månedlige vandføringsdata med gennemsnitlige stofkoncentrationer fra 1990-1996 beregnet for hver af de aktuelle måneder.

En ny beregningsmodel for atmosfærisk deposition, som bl.a. omfatter skibsemissioner, peger på at de tidligere års estimater for deposition i Kattegat er for lave. En komplet modelberegning af tidligere års depositioner er endnu ikke gennemført med den nye model. Depositionsdata fra 1999 og tidligere er derfor foreløbig opjusteret med 40% efter samråd med DMU's Afdeling for Atmosfærisk Miljø.

Som det er tilfældet med indstrålingsdata, er afstrømnings- og næringsstofdata summeret 12 måneder forud for hver vegetationsundersøgelse.

Pelagiale data

Dækningsgraderne for makroalger blev sammenholdt med pelagiale målinger af salinitet, koncentrationer af opløst uorganisk kvælstof og fosfor (henholdsvis DIN og DIP), TN, TP, klorofyl og sigtddybde for stationer i NOVA-programmet, der ligger tæt ved de analyserede stenrev (Figur 27.1). Salinitet, næringssalte og klorofyl blev beregnet som en vægtet gennemsnitsværdi over de øverste 10 m af vandsøjlen.

Data for klorofyl og næringssalte (TN, TP, DIN, DIP), salinitet samt sigtddybde blev efter logaritmisk transformation analyseret ved en tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation. Der blev på den baggrund beregnet prædiktionsværdier for middelniveauet i de 12 måneder forud for hver vegetationsundersøgelse. For salinitet blev middelniveauet i de foregående 12 måneder bestemt som en afvigelse i forhold til det generelle middelniveau over hele undersøgelsesperioden (salinitetsanomali). Det vil sige, at værdierne afspejlede tidsmæssige ændringer i vandmasserne ved en given lokalitet, men ikke lokalitetens placering i den generelle nord-syd gradient i salinitet i de indre danske farvande. Salinitetsanomali antages at afspejle ændringer i gulstofkoncentrationer med terrestrisk oprindelse.

Den rumlige fordeling af TN, DIN (vinterniveau), klorofyl og sigtddybde blev fundet ved at bestemme middelniveauet på stationer i Kattegat for perioden 1994-1999. Middelniveauerne pr. station blev beregnet med en tresidet variansanalyse, således at der blev taget højde for sæsonvariation og år til år variation. Koncentrationen af næringsstoffer og klorofyl udtrykte gennemsnitsværdier i overfladevandet (0-10 m). Variogrammodeller blev etableret til at beskrive variationen mellem stationer som funktion af deres indbyrdes afstand og på basis af variogrammodellerne blev der konstrueret kort med interpolerede isolinier som viste den overordnede rumlige fordeling af DIN, TN, klorofyl og sigtddybde.

Estimering af reference-kvælstoftilførsel

Til brug for scenariebeskrivelserne anvendte vi en foreløbig estimeret referenceværdi for kvælstoftilførslerne til Kattegat baseret på atmosfærisk kvælstofdeposition og de danske og svenske landbaserede udledninger.

De gennemsnitlige danske tilledninger via punktkilder for perioden 1989-2000 svarede til knap 33.000 tons pr. år hvilket var godt 12% af de samlede kvælstoftilførsler (Hansen et al. 2000). Tilførsler fra punktkilder i en referencesituation forudsættes ikke at finde sted. Det blev antaget at de svenske punktkildeudledninger tilsvarende udgjorde 12% af det samlede svenske bidrag. Den diffuse tilledning via vandløb i referencesituationen blev arbitrært sat til 28.500 tons år⁻¹ hvilket var knap 60% af den eksisterende gennemsnitlige tilledning i 1990'erne. Den gennemsnitlige atmosfæriske deposition til Kattegat i perioden (1989-2000) var ca. 30.000 tons år⁻¹ fordelt på omtrent 50% NOX'er og 50% ammoniak. I en referencesituation ville NOX-tilførslerne stort set være fraværende da de hidrører fra energiproduktion. For atmosfærisk ammoniaktilførsel blev det antaget at ca. 10% var naturbetinget, svarende til ca. 1.500 tons år⁻¹. Det samlede foreløbige estimat på en kvælstoftilførsel til Kattegat i en referencesituation blev derfor sat til 30.000 tons år⁻¹. Den estimerede referencetilførsel svarer til godt 37% af den gennemsnitlige tilførsel for perioden 1990-1999.

Statistiske modeller og transformation

Hypotesen var at makroalgernes samlede dækning er kontrolleret af næringssalte. Kontrollen virker ved at næringssaltene regulerer planktonbiomasserne og derved lysnedtrængningen til makroalgerne på bunden. For at eftervise hypotesen opstilles en række empiriske modeller der hver især efterviser sandsynligheden for enkelte delprocesser.

Data blev analyseret med en generel lineær model (GLM analyse; SAS Systems). Den vigtigste faktor til at forklare variationerne i dækningsgraderne var dybden, som indgik i alle modeller. Da dækningsgraderne er både opadtil og nedadtil begrænsede (0-100%) er disse logistisk transformeret forud for analyserne. Dette medførte at der blev lagt større vægt på observationer omkring 0 og 100% end på observationer omkring 50%. De logistisk transformerede data blev transformeret tilbage til dækningsgrader ved den inverse logistiske transformation. Tidspunktet for vegetationsundersøgelserne indgik i to af modellerne og blev i begge tilfælde behandlet som en kvalitativ parameter. Yderligere blev pelagisk klorofylkoncentration og sigtdybde forsøgt forklaret ud fra en række ydre faktorer med potentiel betydning.

Nedenfor er beskrevet de komplette modeller som blev undersøgt. I resultatafsnittet er angivet de reducerede modeller som blev fundet ved at fjerne ikke signifikante forklarende variable. Yderligere blev det undersøgt om de to tidsperioder hvorfra der foreligger datasæt (hhv. juni-maj og august-juli) viste forskellige sammenhænge og tidsmæssige udviklinger i analyserne. I nedenstående modeller betegner indeksene "i" forskelle mellem sted, "j" forskelle mellem måneder og "k" forskelle mellem år. Indeks "l" indikerer at der er foretaget observationer på forskellige dybder.

Kobling mellem tilførsler, klima og pelagiale parametre

Model A:

$$\text{Klorofyl}_{i,j} = \text{sted}_i + \text{solindstråling} + \text{temperatur} + \text{salinitetsanomali} + \text{DIN} + \text{DIP} + \text{afstrømning} + \text{TN-tilførsel} + \text{TP-tilførsel} + \text{afstrømning} * \text{sted}_i + \text{TN-tilførsel} * \text{sted}_i + \text{TP-tilførsel} * \text{sted}_i + e_{ij}$$

Model B:

$$\text{Sigtdybde}_{i,j} = \text{sted}_i + \text{solindstråling} + \text{temperatur} + \text{salinitetsanomali} + \text{DIN} + \text{DIP} + \text{afstrømning} + \text{TN-tilførsel} + \text{TP-tilførsel} + \text{afstrømning} * \text{sted}_i + \text{TN-tilførsel} * \text{sted}_i + \text{TP-tilførsel} * \text{sted}_i + e_{ij}$$

Modellerne beskriver at henholdsvis klorofyl og sigtdybden varierer som funktion af hvilken lokalitet målingen er foretaget på, hvilken solindstråling der har været, en række tilførselsvariable i kombination med stedet for målingen samt en række pelagiske variable. De tre tilførselsvariable (afstrømning, TN og TP) beskriver at tilførslen til Kattegat har samme påvirkning på alle lokaliteter, hvorimod de tre tilførselsvariable "krydset" (*) med sted beskriver at tilførselspåvirkningen er forskellig fra lokalitet til lokalitet. Alle data udtrykte middelniveauet for de foregående 12 måneder.

Analyse af rumlige forskelle i bundvegetationens dækningsgrad

Model C:

$$\text{Logit}(D)_{ijkl} = \text{sted}_i + \text{måned}_j + \text{år}_k + \text{dybde} + \text{dybde} * \text{sted}_i + e_{ijkl}$$

Logit(D) betegner logistisk transformerede dækningsgrader. Modellen beskriver at dækningsgraden varierede som funktion af på hvilket stenrev målingen er foretaget, hvilket år målingen er foretaget, hvilken dybde målingen er foretaget på og endelig at dybdeafhængigheden varierer fra stenrev til stenrev. Det sidste led medfører at dækningsgraden kan aftage forskelligt med dybden på de forskellige stenrev.

Kobling mellem pelagiale parametre og bundvegetationsdækning

Model D:

$$\text{Logit}(D)_{ij} = \text{dybde} + \text{måned}_j + \text{solindstråling} + \text{DIN} + \text{DIP} + \text{TN-konc.} + \text{TP-konc.} + \text{klorofyl} + \text{sigtdybde} + \text{salinitetsanomali} + e_{ij}$$

Modellen beskriver at dækningsgraden varierer som funktion af hvilken dybde målingen er foretaget på, hvilken overfladeindstråling der har været i de seneste 12 måneder samt en række pelagiske variable som kan forklare variationer i lysnedtrængningen igennem den øverste del af vandsøjlen.

Kobling mellem tilførsel og bundvegetationsdækning

Model E:

$$\text{Logit}(D)_{ij} = \text{dybde} + \text{sted}_i + \text{solindstråling} + \text{afstrømning} + \text{TN-tilførsel} + \text{TP-tilførsel} + \text{sted}_i * \text{afstrømning} + \text{sted}_i * \text{TN-tilførsel} + \text{sted}_i * \text{TP-tilførsel} + e_{ij}$$

Modellen beskriver at dækningsgraden varierer som funktion af på hvilket stenrev målingen er foretaget, på hvilken dybde målingen er foretaget, hvilken overfladeindstråling der har været i de foregående 12 måneder samt forskellige tilførselsvariable i kombination med stedet for målingen. De tre tilførselsvariable (afstrømning, TN og TP) beskriver at tilførselen til Kattegat har samme påvirkning på alle stenrev, hvorimod de tre tilførselsvariable krydset med sted beskriver, at tilførselspåvirkningen er forskellig fra stenrev til stenrev.

Denne model med tilhørende signifikante parametre er brugt til beregning af scenarier for vegetationsudvikling ved forskellige kvælstoftilførsler, givet en gennemsnitlig lysindstråling for perioden 1994-1999 på 3.878 MJ m⁻² år⁻¹.

27.4 Resultater

Tabel 27.1 viser de samlede tilførsler af ferskvand, næringsstoffer og solenergi 12 måneder forud for de vegetationsundersøgelser, der er foretaget i juni måned.

For de to revlokaliteter hvorfra der foreligger data fra flere end to dybder, præsenteres modelresultaterne i form af kurver der beskriver algevegetationens dækning som funktion af vanddybden. For de tre andre revlokaliteter hvorfra der kun foreligger data fra en eller to dybder, præsenteres data kun for de undersøgte dybder.

Tabel 27.1 Samlet tilførsel af ferskvand, TN, TP og solenergi i 12 måneder forud for vegetationsundersøgelserne udført i juni måned.

Tidspunkt	Ferskvands-afstrømning (mio. m ³)	TN tons	TP tons	Indstråling (MJ m ⁻²)
1.6.1994	17.620	100.809	1.711	3.600
1.6.1995	19.152	100.918	1.698	3.925
1.6.1996	8.534	54.333	909	3.857
1.6.1997	11.838	64.751	941	4.079
1.6.1998	12.130	71.097	1.035	4.081
1.6.1999	20.489	97.440	1.567	3.645

Koblingen mellem næringsstofftilførsel og pelagialparametre

Korrelationsanalyser viste en tæt kobling mellem afstrømning til Kattegat og tilførslen af hhv. TN og TP i 1990'erne (forklaringskoefficienter på hhv. 92% og 72%). Specielt i perioden 1994-1999, som er relevant i relation til stenrevsdata, har TP-tilførslen været stærkere korreleret med afstrømningen ($r^2 = 0,88$) og TN-tilførslen ($r^2 = 0,96$) end tidligere.

Klorofylkoncentrationerne viste gennem 1990'erne, såvel som for den begrænsede periode 1994-1999, generelt en positiv men ikke signifikant ($P \gg 0,05$) korrelation til TN-tilførslen og i lidt mindre grad til afstrømningen. Dette gælder både for den dybe del af Kattegat som helhed og for de fire delområder isoleret set. Korrelationen til TP-tilførslen var i de fleste tilfælde dårligere end for TN-tilførslen.

Lys er en anden potentielt regulerende faktor som kan stimulere fytoplanktonproduktionen, men der fandtes ingen positiv korrelation mellem indstråling og middelkoncentration af klorofyl. Dette kan have baggrund i at der eksisterede en signifikant negativ korrelation mellem indstråling og såvel afstrømning som næringsstofftilførsel, og at tilførselsparametre var mere betydende for biomassen end lys.

Den enkeltfaktor som korrelerede bedst med klorofylkoncentrationerne var salinitetsanomalien

(positiv korrelation, $P = 0,008$). Resultaterne fra Model A viste for den begrænsede årrække 1994-1999 at salinitetsanomalien var den eneste konsistente faktor som i kombination med andre faktorer både gav en god model og selv var en signifikant korrelerende faktor. I den bedste model ($P = 0,03$) kunne klorofylvariationen beskrives ud fra TN-tilførsel (positiv korrelation, $P = 0,03$), vindhastigheden (negativ korrelation, $P = 0,03$) og saltvariationen (positiv korrelation, $P = 0,007$). Parameterestimerne indikerede at en ændring på 10.000 t N år⁻¹ svarer til en ændring i årsmiddelklorofylkoncentrationen på 0,2 µg l⁻¹.

De horisontale forskelle i klorofylniveau fremgår af isoplethdiagrammet (Figur 27.2) og der ses et karakteristisk højere niveau langs den jyske og den svenske kyst end i de dybe områder af Kattegat. Revlokaliteterne var delvist påvirket af disse gradienter, og middelkoncentrationerne beregnet specifikt for disse områder, dvs. for de nærmeste vandkemistationer, viste at niveauet ved Hertas Flak var 0,4 µg l⁻¹ højere end ved Læsø Trindel og 0,5 µg l⁻¹ højere end ved de 2 sydlige lokaliteter. Den horisontale fordeling af TN viste en gradient med laveste værdier i det centrale Kattegat (Figur 27.2). Der var således højere TN-niveau ved Hertas Flak end ved de sydlige rev, men forskellene var små. Vinterkoncentrationerne af DIN viste en tilsvarende nord-syd gradient (Figur 27.2).

Den horisontale fordeling af sigtdybden i Kattegat (Figur 27.2) viste en tydelig sydøst-nordvest-gradient med dårligst sigt langs den jyske kyst og i det nordlige Kattegat. Således fandtes der blandt revstationerne den dårligste sigt ved Hertas Flak og den bedste ved Store Middelgrund. Der var således et vist sammenfald mellem ringe sigtdybde og høj koncentration af TN, klorofyl og DIN. Fordelingen af sigtforholdene er imidlertid ikke entydig set i relation til de mulige regulerende faktorer.

Når årsmiddelværdierne for alle revlokaliteter analyseres i stedet for enkeltobservationer, viser den tidsmæssige udvikling i klorofyl og sigtdybde en god negativ korrelation, specielt i de her relevante år 1994-1999 ($r^2 = 0,64$, $P = 0,04$). Til trods for denne korrelation viste Model B, at de variable som forklarede klorofylvariationen i Model A (salinitetsanomali, vind og TN-tilførsel) ikke tilsvarende forklarede sigtdybdevariationen ($P \gg 0,05$). For at modellen skulle opnå en samlet forklaringskoefficient på over 22%, var det afgørende at lokaliteten indgik som variabel da denne i sig selv kunne forklare 57% af variationen. Lidt bedre forklaringskraft kunne opnås ved, foruden lokalitet, at inkludere fx salinitetsanomali, DIN-niveau og afstrømning ($r^2 = 0,76$, $P = 0,0002$). Alternativt kunne lokalitet suppleres med TN-til-

førsel med lokalitetsspecifik virkning (lokalitet * TN-tilførsel) hvorved r^2 blev 0,68 ($P = 0,004$); i det tilfælde var det dog kun lokalitet som bidrog signifikant.

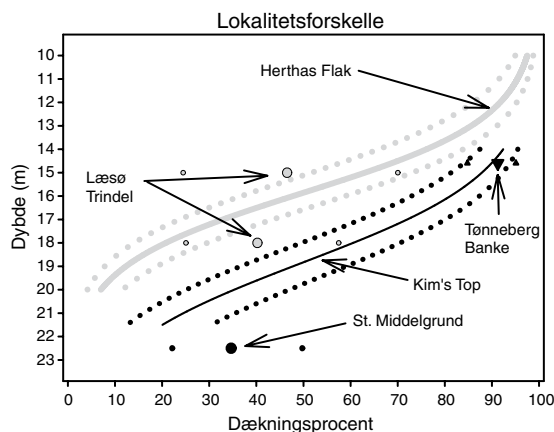
Elimineredes lokalitetsforskellene ved at midle data fra de forskellige revområder, kunne den bedste forklaring opnås med en model hvor salinitetsanomali og TN-tilførsel indgik som forklarende variable ($r^2 = 0,99$, $P = 0,0009$). Parameterestimatet for effekten af TN-tilførsel i denne model indikerer at en ændring i tilførsel på 10.000 t N år⁻¹ svarer til en ændring i sigtddybe på blot 0,1 m.

Stedspecifikke forskelle i algevegetationens dækning

Parameterestimer fra Model C viste markant forskel på den oprette vegetations dækning på de forskellige rev. Algedækningen var væsentlig lavere på en given dybde på Herthas Flak i det nordlige Kattegat sammenlignet med udbredelsen på Kim's Top i det centrale Kattegat (Figur 27.3). Parameterestimerne fra de øvrige revlokaliteter understøttede den generelle tendens imod bedre vækstvilkår for vegetationen i det centrale Kattegat.



Figur 27.2 Rumlig fordeling af A) klorofyl ($\mu\text{g l}^{-1}$), B) TN ($\mu\text{g l}^{-1}$), C) DIN ($\mu\text{g l}^{-1}$) og D) sigtddybe (m) i Kattegat i perioden 1994-1999. Værdierne repræsenterer vægtede årsmidler for klorofyl, TN og sigtddybe, og vintermidler (jan.-feb.) for DIN.



Figur 27.3 Modellerede gennemsnitlige algedækninger med 95% konfidensintervaller på de undersøgte rev for perioden 1994-1999. Dækningerne for Kim's Top og Herthas Flak er angivet for hele dybdeprofilen, mens de øvrige lokaliteter kun er angivet som enkeltpunkter svarende til undersøgelsesdybderne.

Kobling mellem pelagialparametre og benthisk algevegetation

Model D havde til formål at eftervise om der var en signifikant kobling mellem den samlede benthiske algedækning og pelagiale parametre. Indstråling, dybde, måned for vegetationsundersøgelse og sted indgik også i modellen

Resultaterne af GLM-analysen viste at de pelagiale parametre sigtddybde og klorofyl i kombination med indstråling og - ikke uventet - dybden alle havde en signifikant effekt. Analysen viste også at der var en lokalitetseffekt som ikke kunne beskrives vha. klorofyl og sigtddybde (Tabel 27.2). De øvrige pelagiale parametre bidrog ikke signifikant til modellen hvilket også gjorde sig gældende for måned for vegetationsundersøgelsen. Vegetationsudbredelsen var negativt afhængig af dybden og klorofylindholdet og positivt afhængig af indstråling og sigtddybde. Lokalitetseffekten var mindst i det centrale Kattegat og størst i det nordlige Kattegat. Modellens samlede forklaringsgrad (r^2) var på 0,725 og signifikansniveauet $< 0,01\%$.

Kobling mellem næringstoftilførsel og benthisk algevegetation

I model E blev det undersøgt om der kunne eftervises empiriske relationer mellem tilførslerne af TN, TP og ferskvand til Kattegat og den benthiske vegetationsdækning. Ud over tilførselsdata indgik også dybde, indstråling og måned for vegetationsundersøgelsen som parametre.

Den bedste model blev opnået hvor både TN og TP indgik som signifikante parametre sammen med dybde, indstråling og lokalitet ($r^2 = 0,801$). Vegetationens samlede dækning var her negativt

afhængig af dybde og TN samt positivt afhængig af indstråling og TP. Effekten af TP varierede mellem lokaliteterne. Heller ikke i denne analyse havde "måned for vegetationsundersøgelsen" effekt på vegetationens samlede dækning på stenrevne på dybt vand.

Som tidligere nævnt var TN-tilledningen stærkt korreleret med TP-tilledningen for perioden 1994-1999 og modellen er derfor ikke velegnet til scenarieberegninger. I stedet blev effekten af de tre tilførselsparametre analyseret separat. I alle tre tilfælde var modelbeskrivelse god med signifikante bidrag ($P < 0,01\%$) fra den valgte tilførselsparameter samt dybden, indstrålingen og en stationseffekt. Modellernes forklaringsgrader var stort set de samme (0,770 for ferskvandstilførsel, 0,769 for TN og 0,760 for TP). Signifikansniveauer og parameterestimer for TN-modellen er vist i Tabel 27.3. Af tabellen fremgår det, at selv om der overordnet er en signifikant effekt af TN-tilførslen, er denne alene knyttet til de to lokaliteter i det centrale Kattegat, Kim's Top ($P < 0,001$) og Store Middelgrund ($P < 0,029$). På Læsø Trindel var tilførslen omtrent signifikant ($P = 0,064$), mens det ikke var tilfældet på de øvrige nordlige rev Herthas Flak og Tønneberg Banke. Lysindstråling bidrog positivt til vegetationsudviklingen og dybden negativt.

Modellen med kvælstoftilførsel blev også kørt hvor de 12 foregående måneders tilførsel og lysindstråling frem til hver vegetationsundersøgelse blev opsplittet i to perioder hver på 6 mdr. Det var ikke muligt med denne model at forbedre korrelationerne, dvs. vi kunne ikke påvise at fx de seneste 6 måneders tilførsel og indstråling havde større effekt end de 12 foregående måneder.

Tabel 27.2 Parameterestimer og signifikansniveauer på de faktorer der i en empirisk model kan beskrive den samlede algevegetations dækning på dybt vand. Klorofyl er opgjort som gennemsnitlig $\mu\text{g l}^{-1}$, dybden i m og indstrålingen i $\text{MJ m}^{-2} \text{år}^{-1}$.

Parameter estimer			
Variabel	Lokalitet	Estimat	Sign.niveau
Intercept		-2,267	0,5086
Dybde		-0,5675	$< 0,0001$
Solindstråling		-0,0027	$< 0,0001$
Klorofyl		-0,6297	0,0022
Sigtddybde		-0,6604	0,0004
Lokalitet	Samlet:		$< 0,0001$
	Individuelt:		
	Herthas Flak	-2,2075	$< 0,0001$
	Kim's Top	-1,6193	$< 0,0001$
	Læsø Trindel	-2,4471	$< 0,0001$
	St. Middelgrund	-	-

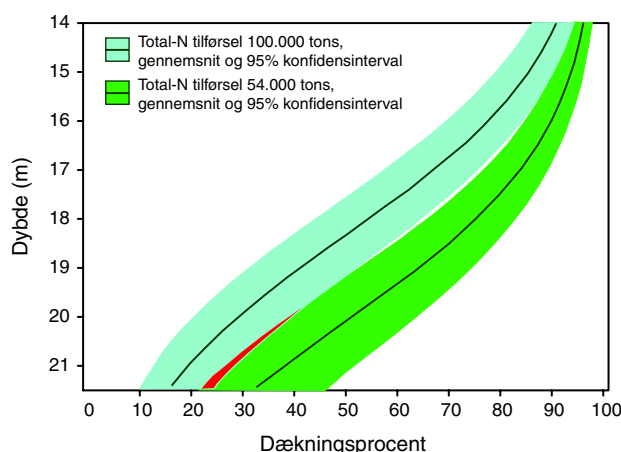
Tabel 27.3 Parameterestimer og signifikansniveau på de faktorer i en empirisk model der kan beskrive den samlede algevegetations dækning på stationer på dybt vand. Kvælstoftilførslen er opgjort i tons, dybden i m og indstrålingen i MJ m⁻² år⁻¹.

Parameter estimer			
Variabel	Lokalitet	Estimat	Sign. niveau
Intersept		3,6898	0,2513
Dybde		- 0,5873	< 0,0001
Solindstråling		6,0018	0,0087
Lokalitet	Samlet:		< 0,0001
	Individuelt:		
	Herthas Flak	- 1,0154	0,4972
	Kim's Top	3,2136	0,0337
	Læsø trindel	2,0694	0,3239
	St. Middelgrund	5,1905	0,0072
	Tønneberg Banke	0	-
Total N * lokalitet	Samlet:		0,0008
	Individuelt:		
	Herthas Flak	- 3,21 E-6	0,7200
	Kim's Top	- 3,58 E-5	0,0001
	Læsø Trindel	- 3,35 E-5	0,0639
	St. Middelgrund	- 3,60 E-5	0,0291
	Tønneberg Banke	4,02 E-7	0,9803

Scenarier for algevegetationens udvikling ved forskellige kvælstoftilførsler

Scenarierne er modelleret for Kim's Top over et større dybdespænd og for en enkelt dybde på Store Middelgrund da det var på disse lokaliteter, vi fandt en signifikant effekt af tilførslerne til Kattegat.

To scenarier viser udviklingen i den oprettede algevækst ved henholdsvis et vådt år og et tørt år,



Figur 27.4 Estimerede middeldækninger og tilhørende 95% konfidensintervaller for den samlede oprettede algevegetation på Kim's Top ved scenarier for kvælstoftilførsler svarende til henholdsvis et vådt og et tørt år i 1990'erne på 100.000 og 54.000 tons total N. Det røde felt angiver overløb mellem konfidensintervaller for de to tilførselsscenarier.

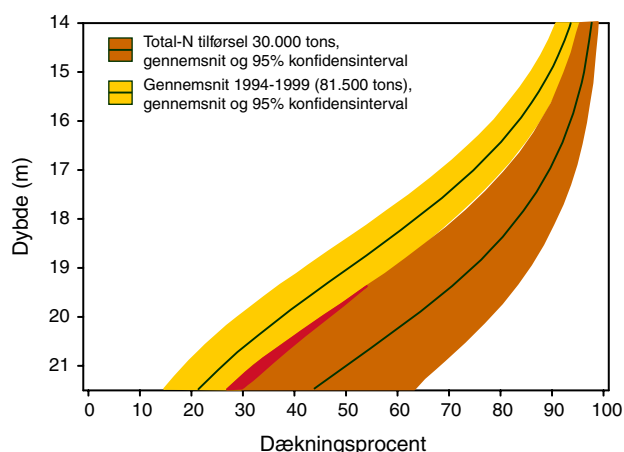
identisk til hvad der blev observeret i 90'erne. I det våde år (1994) blev der tilført ca. 100.000 tons kvælstof til Kattegat fra land og fra luft og i det tørre år (1996) ca. 54.000 tons.

De to sidste scenarier viser de oprettede algers dækning ved en gennemsnitlig tilførsel for perioden 1994-1999 på 81.500 tons og for den foreløbig estimerede referencetilførsel på 30.000 tons. Algernes samlede dækning, modelleret ved hver af de 4 scenarier er vist i Figur 27.4 og 27.5 for Kim's Top i dybdeintervallet 14-21,5 m og i Tabel 27.4 for Store Middelgrund på undersøgelsesdybden 22,5 m.

Som det fremgår af Figur 27.4 og 27.5 samt Tabel 27.4, er der en markant forskel på de estimerede middelværdier for de givne dybdeintervaller ved de forskellige kvælstoftilførsler. Der er imidlertid en ganske stor usikkerhed knyttet til de enkelte middelværdiestimer. Med det nuværende datagrundlag på en 6 års tidsserie er det derfor kun muligt klart at adskille den samlede algedækning et vådt år fra et tørt år på Kim's Top på en del af dybdespektret (Figur 27.4). Tilsvarende gælder for algedækningen modelleret for den foreslåede referencetilførsel versus gennemsnitstilførslen for perioden 1994-1999 (Figur 27.5).

Tabel 27.4 Scenarier for den samlede algedækning på Store Middelgrund på 22,5 meters dybde ved 4 forskellige kvælstoftilførsler.

Kvælstoftilførsel	Gennemsnit	5% grænser
100.000	36,0	(22,4 - 52,2)
81.500	45,0	(30,7 - 60,3)
54.000	59,0	(41,9 - 74,1)
30.000	76,1	(49,7 - 84,8)



Figur 27.5 Estimerede middeldækninger og tilhørende 95% konfidensintervaller for den samlede oprettede algevegetation på Kim's Top ved scenarier for den gennemsnitlige tilførsel i perioden 1994-1999 på 81.500 tons total N og for en referencesituation på 30.000 tons total N. Det røde felt angiver overløb mellem konfidensintervaller for de to tilførselsscenarier.

27.5 Diskussion

Formålet med arbejdet har været at påvise om den oprette algevegetations samlede dækning på stenrev på dybt vand i det åbne Kattegat kan anvendes som indikator for naturkvaliteten, og om denne parameter kan danne grundlag for et målsætningssystem. Der er i den henseende lagt særlig vægt på om algernes dækning afspejler havområdets og den enkelte lokalitets næringsstofpåvirkning.

Data og datasikkerhed

I den sidste halvdel af 1990'erne har vi oplevet meget store variationer i klimaet som har ført til år med både en stor og en relativ lille næringsstofftilførsel til de indre danske havområder. Disse store naturgivne variationer har været en meget vigtig forudsætning for at gennemføre analyserne med henblik på at finde signifikante relationer mellem tilførsler af ferskvand og næringsstoffer på den ene side og den fasthæftede algevegetations dækning på den anden.

Opgørelserne over næringsstofftilførslerne beror på forskellige kilder. De danske ferskvands- og punktkildetilførsler vurderes at være rimelig godt bestemt. De svenske tilførsler, som udgør ca. 25 % af de samlede tilførsler til Kattegat, er knap så godt bestemt. Her er tale om månedlige estimater baseret på gennemsnitlige næringsstofkoncentrationer i ferskvandskilder bestemt for perioden 1989-1996 og justeret for de aktuelle vandføringsdata samt punktkildebidrag der kun er bestemt i 3 år og som herefter forudsættes konstant. Tilsvarende er der, som tidligere omtalt, usikkerhed om atmosfæretilførslerne til Kattegat da modelgrundlaget er under revision. Atmosfærebidraget udgør knap 40% af de samlede tilførsler til Kattegat.

Vi har valgt at fokusere på at eftervise anvendeligheden af den oprette algevegetations samlede dækning som indikator på dybe stenrev. Den samlede algedækning har en række fordele som gør den enkel at arbejde med i forhold til andre mulige algeindikatorer. For det første er algedækningen umiddelbart tilgængeligt efter hvert enkelt dyk og vurderingen af den samlede algedækning anses som relativt robust sammenlignet med individuelle dækningssskøn på artsniveau. Derudover er det forventeligt at algearter og -samfund nær deres dybdegrænse responderer hurtigere på ændringer i miljøtilstanden end arter og samfund, hvor vækstvilkårene er mere optimale og hvor algerne i højere grad kan vokse eller overleve på oplagrede næringsstoffer under perioder med ugunstige vilkår.

Næringsstoffer og lysbegrænsning

Der er tidligere eftervist signifikante relationer mellem den årlige danske kvælstoftilførsning til de indre åbne farvande og de årlige middelkoncentrationer af pelagial klorofyl i perioden 1989-1999 (Hansen et al. 2000). De her anvendte datasæt har vist at tilførslerne af TN og TP korrelerer signifikant positivt med år til år variationerne i middelkoncentrationer af DIN og DIP i de centrale dele af Kattegat og at TN-tilførslen i kombination med vindhastighed og salinitetsanomali er positivt korreleret med klorofylniveauet. Yderligere er en sammenhæng mellem klorofyl og sigtdybde dokumenteret og TN-tilførslen har vist sig at bidrage med forklaring til sigtdybde dynamikken. Næringsstofftilførslen har imidlertid ikke været den afgørende variabel ved beskrivelse af klorofyl- og sigtdybdeniveauerne. Disse har i stedet vist sig stærkest korreleret med hhv. saltvariationerne og lokalitetsforskellene. Saltvariationernes betydning kan være koblet til næringsstofftilførsel ved opblanding af bundvand i Kattegat samt tilførsel af vand fra det åbne Skagerrak eller jysk kystvand. Disse vandmasser kan levere et ekstra bidrag af næring til Kattegats produktive lag, ud over hvad der allerede er inkluderet i tilførselsopgørelserne. Den dominerende effekt af lokaliteten i forbindelse med sigtdybdeforholdene kan dække over at lokaliteterne i forskellig grad er udsat for resuspension på eller i nærheden af stationen samt at stationerne er placeret i forskellig afstand af kilderne til gulstof. Når det drejer sig om pelagiske parametre må man imidlertid være opmærksom på at antallet af observationer i denne analyse er relativt ringe i forhold til de store tidsmæssige og rumlige variationer som kendetegner de pelagiske parametre, herunder klorofylkoncentrationerne. Planteplanktonbiomassen varierer over året som følge af ændringer i balancen mellem primærproduktion og forskellige tabsprocesser (fx græsning, lysering og sedimentation) og er således koblet til dynamikken i struktur og funktion af det pelagiske fødenet. At tabsraterne er i stand til at reducere planteplanktonbiomassen meget, kan man se af at klorofylkoncentrationerne kun stiger med i størrelsesordenen 0,1-0,2 $\mu\text{g l}^{-1}$ pr. 10.000 t N der tilføres de indre farvande pr. år (ifølge nærværende analyse samt Hansen et al. 2000). Denne stigning udgør under 10% af hvad kvælstofmængden potentielt kunne medføre, hvis den resulterende planteplanktonvækst akkumuleredes over året.

I relation til scenariet hvor TN-tilførslen er reduceret til 30.000 t N år^{-1} (referenceniveauet), vil en ekstrapolation med de fundne parameterestimater resultere i klorofylniveauer på 1,0-1,5 $\mu\text{g l}^{-1}$ mod den nuværende middelkoncentration på 2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Tilsvarende ekstrapolation i sigtdybdeberegningerne antyder en forøgelse på 0,5 m i for-

hold til det nuværende middelniveau på 7,9 m. Disse beregninger skal tages med alle de forbehold som knytter sig til en ekstrapolering, ud over det interval modellen er opstillet på baggrund af. Beregningerne indikerer dog at en tilførselsreduktion potentielt kan reducere klorofylniveauet betydeligt, men at effekten på sigt-dybden ved revlokaliteterne i Kattegat vil være relativt begrænset.

Næringsstoffer, pelagial kobling og bundvegetationens dækning

Der er påvist signifikante empiriske relationer mellem klorofyl og sigtddybde i vandsøjlen og den samlede vegetationsdækning på bunden. Dette styrker antagelsen om at næringsstofftilførslen påvirker bundvegetationen ved at indvirke på planteplanktonbiomassen og dermed på transmissionen af lys til bunden.

De gennemførte analyser viser, at der er en god empirisk relation mellem kvælstoftilførsel til Kattegat og den oprette algevegetations dækning på de dybe rev i det centrale Kattegat. På revlokaliteterne i det nordlige Kattegat, dvs. nord for Læsø hvor der ofte er vand fra Skagerrak til stede (Rasmussen & Gustafsson 2001), er de empiriske relationer mellem antropogen tilførsel og algedækning ikke længere signifikante. Effekten af kvælstoftilførslerne til Kattegat på algedækningen aftager da også generelt fra rev i det centrale Kattegat til rev i den nordlige del. Data for import og eksport af næringssalte til og fra Skagerrak vil sandsynligvis bidrage til bedre modelestimer for koblingen mellem vegetationens dækning i det nordlige Kattegat og de samlede næringsstofftilførsler.

På det eksisterende datagrundlag får vi stort set den samme korrelation mellem vegetationens dækning og tilførslerne af hhv. kvælstof, fosfor og ferskvand. For kvælstof og forfors vedkommende er det helt forventeligt, da den tidsserie der er analyseret, ligger efter at udbygningen af spildevandsrensaneanlæggene er tilendebragt. Tilførslen af de to næringsstoffer følger derfor de samme klimatiske variationer som følge af en væsentlig fælles udvaskning fra det åbne land. Effekterne af den tilsyneladende faldende mængde kvælstof der transporteres pr. liter ferskvand i de sidste 3 år (jf. *Bilag 2*), kan ikke eftervises i disse analyser da vegetationsdækningen beskrives lige godt med tilførsler af næringsstoffer såvel som med ferskvandsafstrømning.

Analyserne har også vist at indstråling har en signifikant betydning for bundvegetationen på de dybereliggende rev og at den samlede oprette vegetationsdækning ikke kan adskilles signifikant fra juni til august.

Fælles for de to modeller, der kobler bundvegetationens dækning med henholdsvis tilførsel af kvælstof og de pelagiske parametre klorofyl og sigtddybde, gælder at der er en signifikant effekt af lokaliteten på vegetationens udbredelse. De bedste forhold for den bundlevende vegetation findes på Store Middelgrund i det centrale Kattegat og de dårligste forhold findes på Herthas Flak i det nordlige Kattegat. I modellen hvor vi betragter vegetationens dækning som funktion af kvælstoftilførsel, dybde og indstråling, er det indlysende at lokalitet tillige indgår som en signifikant variabel, idet der ikke i denne model er andre variable, der kan tage højde for de markante rumlige fordelinger af fx sigtddybdeforholdene som findes i Kattegat. I modellen, hvor de pelagiske parametre indgår, er der imidlertid også en signifikant lokalitetseffekt, hvilket peger på at der er andre variable end sigtddybde og klorofyl der påvirker bundvegetationen. Bedre viden om lyssvækkelsen i hele vandsøjlen og ikke bare sigtddybdemålinger fra det øverste vandlag ville have været interessant som forklaringsvariabel. De forskellige vækstvilkår for algerne der er påvist i modellerne, er i overensstemmelse med den gennemsnitlige horisontale fordeling af TN, DIN, klorofyl og sigtddybde fra 1994 til 1999. Rev i det centrale Kattegat med en god vegetationsudvikling findes i områder med lavere gennemsnitsværdier af TN, DIN og klorofyl og en bedre sigtddybde. Det forholder sig omvendt for rev i det nordlige Kattegat.

De anvendte modeller forudsætter en lineær relation mellem vækstvilkår og algernes samlede dækning hvilket ikke nødvendigvis behøver at gøre sig gældende på artsniveau. Algevegetations samlede dækning omfatter både arter der typisk er kortlivede og arter der kan overleve i mange år. De "enårige" arter, der oftest vokser frem om foråret eller i sommerperioden, er afhængige af rekrutteringssuccesen og vækstvilkårene i en mere begrænset periode. Dækningen af de flerårige algearter kan derimod både tilskrives tab eller tilvækst af algebiomasse fra året før eller ændring i rekrutteringssuccesen af nye individer. Markante ændringer i vækstvilkår fra år til år kan føre til at en art helt forsvinder på en given dybde. Sådanne radikale skift i arters tilstedeværelse kan forklare noget af den variation vi finder på estimerne af algedækningerne ved en given næringsstofftilførsel.

Scenarier for kvælstoffeffekter på bundvegetationen

Til scenariemodellerne er anvendt parameterestimer som er fremkommet med modellen, der alene opererer med kvælstoftilførsel. Årsagen er indikationerne for at kvælstof er den væsentligste begrænsende faktor for det pelagiske system og

dermed også for det lys som får lov at passere til bunden (jf. *Kapitel 5*). Det er dog vigtigt at understrege at betydningen af kvælstof i relation til andre begrænsende faktorer kan ændre sig betydeligt når, eller hvis, det lykkes at reducere udledningen ud over de niveauer vi har set i sidste halvdel af 1990'erne.

Til brug for scenariemodellerne har vi givet et foreløbigt bud på en referencetilførsel af kvælstof til Kattegat. Sigtet med øvelsen var primært at anskueliggøre hvorledes modellering kan anvendes i den fremtidige forvaltning af havområderne og ikke at komme med et endegyldigt bud på biologiske referenceværdier. Bemærk i øvrigt at referencetilførslen er estimeret på basis af en gennemsnitlig kvælstofafstrømning fra det åbne land og at en sådan vil kunne variere betydeligt fra år til år således som det er set gennem 1990'erne. Når datagrundlaget for analyserne bliver større, vil det formentlig være muligt at udvikle en klimakorrigeret model der tager højde for år til år variationer i afstrømningen og solindstrålingen.

Scenariemodellerne viser imidlertid at der kan opnås betydelige forbedringer i bundvegetationens vækstforhold, såfremt udledningen af kvælstof reduceres. Usikkerheden på de estimerede middelværdier er dog af en sådan størrelse at effekten på de to modellerede rev kun klart kan skelnes på lokaliteten Kim's Top. Usikkerheden er specielt stor for referencescenariet da vi her har ekstrapoleret data væsentlig ud over de faktiske værdier, der danner grundlag for parameterestimaterne. En længere tidsserie og et mere sikkert datagrundlag for næringsstoffølser vil formentlig forbedre modelgrundlaget.

27.6 Perspektiver

Den opnåede viden om vegetationens dækningsgrad på stenrevne i de åbne farvande kan anvendes til klassificering af miljø- og naturkvaliteten. En sådan klassificering bør som udgangspunkt ske i overensstemmelse med de krav der følger af Vandramme- og Habitatdirektiverne og tilpasses den inddeling som anvendes i det eksisterende danske målsætningssystem:

- Det eksisterende danske målsætningssystem indeholder 3 klasser: skærpet målsætning, basis målsætning og lempet målsætning (Miljøstyrelsen 1983).
- Habitatdirektivet opererer med 2 klasser: gunstig bevaringsstatus og ikke-gunstig bevaringsstatus (EF Tidende 1992).
- Vandrammedirektivet definerer 5 kvalitetsklasser (EF Tidende 2000). De 2 bedste klasser (høj og god økologisk tilstand) svarer stort set

til opfyldelse af hhv. skærpet og basis målsætning, mens moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand stort set svarer til at basis målsætningen ikke er opfyldt.

På baggrund af de foreliggende data og den opstillede model er det muligt for hvert enkelt af de dybe stenrev at beskrive en referencetilstand med hensyn til dækningsgraden. Dette kan ske for dybdeinterval fra omkring 12-14 m og ned til den dybde, hvor der stadig er egnet substrat. Det er også muligt at give et foreløbigt bud på overgangen mellem god og moderat økologisk tilstand, gunstig og ikke-gunstig bevaringsstatus. Vi har i den forbindelse antaget at grænsen mellem god og moderat økologisk tilstand er sammenfaldende med grænsen mellem gunstig og ikke-gunstig bevaringsstatus. Desuden har vi vurderet at disse grænser samtidigt er sammenfaldende med grænsen mellem målsætningsopfyldelse og ikke-opfyldelse.

Som eksempler på hvordan en stedspecifik klassifikation kan ske, er anvendt data fra Kim's Top og Store Middelgrund på vanddybder hvor egnet substrat for algerne findes (*Tabel 27.5* og *Tabel 27.6*). Det skal bemærkes:

- at vi af praktiske grunde har undladt at udarbejde forslag til, hvordan klasserne moderat, ringe og dårlig økologisk tilstand kan separeres.
- at for dybder mellem 0 og 12-14 meter vil dækningsgraden stort set altid være tæt på 100%. Den samlede biomasse eller artsspecifikke dækningsgrader er antageligt bedre indikatorer på disse vanddybder.
- at den anvendte referencesituation skal betragtes som et foreløbigt estimat og at den udtrykker en gennemsnitsværdi, dvs. der er ikke taget højde for naturgivne år til år variationer i fx afstrømning.

Tabel 27.5 Forslag til kvalitetsklassificering for Kim's Top angivet som dækningsprocent for den oprettede algevegetation. GB: gunstig bevaringsstatus; I-GB: ikke-gunstig bevaringsstatus. Den lodrette bjælke angiver grænse for målsætningsopfyldelse.

Dybde	Høj	God	Moderat
	GB		I-GB
15 m	> 95	95-90	< 90
18 m	> 85	85-75	< 75
20 m	> 65	65-50	< 50
21, 5 m	> 45	30-45	< 30

Tabel 27.6 Forslag til kvalitetsklassificering for Store Middelgrund. Se *Tabel 27.5* for forklaring.

Dybde	Høj	God	Moderat
	GB		I-GB
22, 5 m	> 75	75-60	< 60

Det følger af Tabel 27.5 og Tabel 27.6:

- at målsætningerne for Kim's Top vil være opfyldt når dækningsgraden af den oprette algevegetation, på eksempelvis 20 meters dybde, er større end 50%
- at der i en referencesituation på Kim's Top vil være en dækningsgrad på mere end 45% på 21,5 meters dybde
- at der på Store Middelgrund på 22,5 meters dybde skal være en dækningsgrad på mere end 60% for at målsætningen kan siges at være opfyldt.

I OSPAR's seneste udkast til Eutrofication Assessment Criteria accepteres en 50% afvigelse fra makroalgernes referencesituation, før en dybde på en given lokalitet kan siges at være eutrofieret. For Kim's Top vil der i vort tænkte eksempel på 20 meters dybde være "ikke-eutrofiering" med en dækningsgrad på omkring 35%. Det er stort set hvad vi registrerer i normal-år. En så stor afvigelse fra en basistilstand eller referencesituation er, efter vor opfattelse, langt over hvad der med rimelighed kan siges at være ikke-eutrofieret. I de danske farvande vil en fagligt begrundet afvigelse måske snarere ligge på omkring 15-20%.

I Sverige har Naturvårdsverket udarbejdet et omfattende system til klassificering af miljø- og naturkvaliteten i havet (Naturvårdsverket 1999). For lokaliteter som de danske stenrev, kan den maksimale dybdeudbredelse af vegetation på eksponerede lokaliteter anvendes som indikator. De 5 svenske klasser, som stort set svarer til klasseinddelingen i vandrammedirektivet, forudsætter vækst af oprette bundlevende makroalger på følgende dybder > 25 m, < 20 m, < 10-15 m, < 5 m og < 1-2 m. Målsætningen ifølge det svenske system vurderes således at være opfyldt, når der er vegetation til og med 20 m hvilket altid observeres på de danske rev, selv i år med meget stor næringsstofftilførsel. Med den viden vi har i dag om de danske stenrev, kan det synes velbegrundet at kommende danske kvalitetskriterier skal skærpes i forhold til de svenske.

Samlet set – og det på trods af at der forestår et betydeligt arbejde – er der ingen tvivl om at resultaterne af den gennemførte overvågning kan anvendes i forbindelse med fastlæggelsen af type- og stedspecifikke kvalitetskriterier. Dette arbejde, som stadig er i en indledende fase, vil på sigt bidrage til at Danmark kan implementere Vandramme- og Habitatdirektivernes bestemmelser med hensyn til kvalitetsklasser og -kriterier for vegetation på naturtypen stenrev. Disse operationelle mål for miljø- og naturkvaliteten vil kunne lægges til grund for udarbejdelsen af indsats- og forvaltningsplaner for de åbne dele af de danske farvande.

27.7 Konklusioner

Sammenfattende kan det konkluderes ud fra de gennemførte analyser at:

- Stenrev i åbne farvande er underlagt markante påvirkninger af næringsstoffudledninger. Revene kan derfor ikke anses som referencelokaliteter og miljøtilstanden i åbne farvande kan af samme grund ikke karakteriseres som ikke eller svagt påvirket.
- Den oprette algevegetationen responderer signifikant på år til år variationer i næringsstoff- og vandtilførslerne.
- De pelagiske klorofylkoncentrationer og sigtdybdeforholds respons på tilførselsændringerne er konsistente med bundvegetationens respons, og støtter således antagelsen om at tilførslernes påvirkning af bundvegetationen sker via lysabsorptionen i det pelagiske system.
- De pelagiske data er så variable at der skal et meget stort antal observationer til for at opnå en god beskrivelse af udviklingen i klorofyl-niveauer og sigtdybde over en skala svarende til den bundvegetationen integrerer over mellem prøvetagningerne.
- De empiriske modeller for ferskvandstilførsel og næringsstofferne TN og TP giver lige gode overordnede modelrelationer til den samlede oprette bundvegetations udbredelse. Det er derfor ikke muligt at eftervise en effekt på algevegetationen som følge af den faldende kvælstoftransport pr. liter ferskvand tilført Kattegat, lige så lidt som det er muligt at anvende modellerne til at pege på TN eller TP som den begrænsende faktor for bundvegetationen.
- Lysindstråling er en vigtig parameter i modelleringen af algevegetationen
- Variationen i den samlede algedækning på de undersøgte revlokaliteter fra juni til august er ikke signifikant på de dybe stationer.
- Stenrev med vanddybder større end 12 meters dybde findes kun på et begrænset antal lokaliteter i danske farvande. Der er derfor fortsat et stort behov for at udvikle andre indikatorer som også er operationelle på stenrev med mindre vanddybder.
- Modelarbejdet har vist at det er muligt at opstille stedspecifikke kvalitetskriterier for dybereliggende stenrev i Kattegat.

Taksigelser

Tak til Stiig Markager for input vedr. forskellige stoffers betydning for lyssvækkelse i vandsøjlen og til Kurt Ehlert fra SMHI for svenske data vedr. ferskvandstilstrømning til Kattegat. Endelig tak til Steffen Lundsteen og Kim Lundshøj for mange års deltagelse i algetogterne.

Del 4 Sammenfatning og konklusioner

28 Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljøtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2000 samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I. Det overordnede billede og udviklingstendenserne vil kunne være forskellige fra lokale forhold i de enkelte vandområder der er grundigt beskrevet i amsrappporterne.

År 2000 var et usædvanligt varmt år med en middeltemperatur på 9,2°C. Specielt vinter-, forår- og efterårsmånederne var varmere end normalt. Den samlede nedbørsmængde for 2000 var med 768 mm tæt på normalnedbøren, men med højere nedbør end normalt i 1. og 4. kvartal. Den mest bemærkelsesværdige klimatiske hændelse i 2000 var den fremherskende sydøstenvind i september og efterfølgende syd-sydvestenvind indtil december kombineret med lavere hyppighed af kraftige vindhændelser end normalt.

Vindforholdene i efterårsmånederne medførte en langvarig udstrømning af brakt overfladevand fra Østersøen og en forstærket lagdeling af vandmasserne i de indre danske farvande. Opholdstiden i bundvandet blev længere og udskiftningen af bundvandet skete senere end normalt. Saliniteten og temperaturen i bundvandet forblev højere end normalt indtil sidst på året. Kombinationen af de hydrografiske forhold og stor udvaskning af kvælstof fra land i 1999 og begyndelsen af 2000 fik stor betydning for havmiljøet i 2000. I de indre farvande var sensommeren og efteråret præget af usædvanligt udbredte og langvarige iltsvind ved bunden på dybere vand med døde bunddyr og fisk i flere områder. I de lavvandede fjorde og kystvande var iltforholdene derimod relativt gode og de registrerede iltsvind var kortvarige.

De omfattende iltsvind sidst i 1980'erne blev fulgt af generelt bedre iltforhold i 1990'erne. Enkelte år, som fx 1995 og 2000, faldt dog uden for dette mønster. Med en simpel model kan bundvandets opholdstid og temperatur forklare en stor del af de observerede variationer i bundvandets iltforhold. De målte ekstremt lave iltmætninger kan dog ikke beskrives med modellen, og iltmålinger i felten er derfor fortsat en nødvendighed for en grundig beskrivelse af iltsvind. Den variation i iltmætning der ikke kunne forklares alene ud fra de hydrografiske forhold, hang signifikant sam-

men med afstrømningen og dermed tilførslen af kvælstof i det foregående år. Den afsmittende effekt af kvælstoftilledningen på iltforholdene det efterfølgende år kan hænge sammen med en langsom nedbrydning af og efterfølgende iltning af anaerobe nedbrydningsprodukter fra det tilførte organiske materiale.

Generelt var 1990'erne en årrække med godt vandskifte og mindsket salinitet i bundvandet i de indre farvande. I 2000 steg opholdstiden og saliniteten til et niveau svarende til midt 1980'erne. Den maksimale temperatur i overfladevandet har de senere år været reduceret efter en række varme somre i 1990'erne. I Kattegat er overfladevandets årsmiddeltemperatur steget ca. 1,1°C siden 1970.

Næringsstofkoncentrationerne i 2000 afveg ikke væsentligt fra koncentrationerne i årene umiddelbart før, men over en længere periode er der sket markante ændringer. Reduktioner i næringsstoftilførslen og en udtømmning af næringsstofpuljerne i sedimenterne har resulteret i en positiv udvikling for næringssaltkoncentrationerne i fjorde og andre kystnære områder. Tilførslen af fosfat og total fosfor til de marine områder, såvel som koncentrationerne i vandet, er faldet signifikant siden starten af 1990'erne som følge af reduktion i tilførsler fra punktkilder. Samtidig med faldet i tilførslen fra punktkilder er der sket en stigning i tilførslen af fosfor fra diffus afstrømning der siden midten af 1990'erne har været det største bidrag til den samlede fosfortilførsel. I perioden siden 1998 har koncentrationerne i fjorde og kystnære områder stabiliseret sig uden yderligere fald. I de fleste fjorde sker der en intern tilførsel af fosfor fra sedimentet til vandet. Specielt i sommerperioden kan den interne tilførsel være betydelig. For fire fjorde blev den interne tilførsel af fosfor således opgjort til 36-93% af den totale tilførsel af fosfor i perioden juni-august 2000. I de åbne havområder har koncentrationen af fosfat udvist år til år variationer uden tendens til stigning eller fald siden 1994. Koncentrationen af total fosfor faldt dog fortsat indtil 1999 i disse områder. Udviklingen i de åbne havområder afspejlede den faldende eksport af total fosfor fra de kystnære områder i perioden fra 1989 til 1999.

Koncentrationerne af uorganisk kvælstof og total kvælstof har udvist større år til år variationer der

afspejlede variationerne i tilførslerne. Siden 1989 er der sket et signifikant fald i både den diffuse og den samlede afstrømningskorrigerede tilførsel af kvælstof til de marine områder. I perioden 1989-97 var der en stærk sammenhæng mellem ferskvandsafstrømningen fra land og kvælstofkoncentrationerne i havvandet, men efter 1997 har kvælstofkoncentrationerne været markant lavere end forventet ud fra afstrømningen. Korrigeres de målte kvælstofkoncentrationer i vandet for afstrømningen fra land, er der siden 1989 sket et gradvist fald i koncentrationerne af uorganisk kvælstof i åbne havområder, mens koncentrationerne i fjorde og kystnære områder har været meget konstante indtil 1997, hvorefter de faldt markant. I fjordene optages kvælstof typisk fra vandet til sedimentet af benthiske mikroalger i forårsperioden, mens der resten af året frigives kvælstof fra sedimentet til vandet. Denne interne tilførsel af kvælstof er størst i juni-august hvor den i 2000 i fire undersøgte fjorde udgjorde 10-78% af den samlede kvælstoftilførsel. Eksporten af total kvælstof fra de kystnære områder til de åbne farvande er tæt koblet til tilførslerne til fjordene og dermed til ferskvandsafstrømningen fra land. Den afstrømningskorrigerede eksport af total kvælstof til de åbne farvande har været forholdsvis konstant siden 1989, men med tendens til en svag reduktion i perioden 1997-2000.

Reduktionerne i næringsstofkoncentrationerne har haft betydning for sigtdybden og for planteplanktonet, specielt i fjordene og de øvrige kystnære havområder. Sigtdybden steg midt i 1990erne til et væsentligt højere niveau end i den foregående tiårs periode, og den modsatte effekt blev set for primærproduktionen og klorofylkoncentrationen der i 1980erne var hhv. ca. 40 og ca. 25% højere end gennemsnittet for 1990erne. I de åbne havområder har effekterne været mindre markante. Der blev fundet større sigtdybder og lavere primærproduktion i 1990erne end i 1980erne, men ikke et fald i klorofylkoncentrationerne som i fjordene.

Kiselalger udgør en væsentlig del af planteplanktonet i de marine områder. Deres kraftige vækst og efterfølgende udsynkning fra overfladevandet om foråret betyder at næringsstoffer fjernes fra overfladevandet og i en længere periode bindes i det sedimenterede materiale på bunden. Her omsættes de langsomt og tjener som et stabilt fødegrundlag for bunddyrene. Biomassen af kiselalger faldt i fjordene og de kystnære områder fra 1986 og frem til 1988-89. Herefter har biomassen varieret omkring et forholdsvis konstant niveau. Derimod er biomassen af kiselalger i de åbne havområder faldet signifikant fra 1980 til 2000.

Ålegræsbestandene viste i 2000 fremgang i enkelte områder og tilbagegang i andre. Den mest bemærkelsesværdige ændring var et drastisk fald i bestanden i Augustenborg Fjord og en længerevarende tilbagegang for bestandene i Limfjorden. Der var en tendens til reduktion af ålegræssets dybdegrænse i de indre dele af fjordene i perioden 1989-2000. I inderfjordene og på de åbne kyster faldt dækningsgraden signifikant i dybden 0-1 meter. I dybden 1-2 meter var der tendens til et fald i dækningsgraden i de samme områder.

Udbredelsen af bundvegetationen på stenrevne i 2000 var som gennemsnittet for perioden 1994-2000. Indenfor denne periode har der været store variationer i vegetationens udbredelse med karakteristisk lavere udbredelse i år hvor der var høj afstrømning og større udbredelse i de tørre år med reduceret afstrømning. Der er gode sammenhænge mellem tilførsler af næringsstoffer og algevegetationens dækning på stenrevne i Kattegat. Tilførslernes effekter på klorofylkoncentrationerne og sigtdybden i de frie vandmasser stemmer overens med antagelsen om at næringsstofftilførslernes påvirkning af algevegetationen sker via lysabsorption i det pelagiske system.

Bundfaunaen har i de åbne indre farvande vist svingninger i både individtæthed og biomasse siden begyndelsen af 1980erne. De mest markante ændringer var i individtætheden der var højest i starten af 1980erne og midt 1990erne. Siden midten af 1990erne er der sket et fald i individtætheden.

Koncentrationen af tungmetaller i sedimentet overskred i stort set alle undersøgte områder den nedre grænse sat i OSPARs "Ecological Assessment Criteria" (EAC). Den øvre EAC-grænse var overskredet for Pb i Østersøen, Cd i Roskilde og Horsens fjorde og for Hg i Øresund. I muslinger og fisk fandtes koncentrationer af tungmetaller svarende til "ubetydeligt til lidt forurenede" og "moderat forurenede" ifølge det norske Statens Forureningstilsyns (SFT) klassificering. I stort set alle områder overskred metalkoncentrationerne den nedre EAC-grænse.

De danske fjorde og indre farvande er forurenede med så høje koncentrationer af de miljøfremmede stoffer TBT og PAH at der må forventes at forekomme effekter heraf. For TBT var effekterne imposex og intersex stadig udbredt i de undersøgte arter af havsnegle, først og fremmest omkring havneområder hvor TBT-niveauet forventes at være højest. For de følsomme arter var der effekter i de åbne farvande. For øvrige miljøfremmede stoffer er koncentrationerne af PCB generelt mindre bekymrende, men dog stadig på niveauer hvor det ikke kan udelukkes, at de kan medføre effekter på miljøet.

Kun ganske få af de undersøgte stationer eller områder i NOVA-programmet opfyldte de fastsatte målsætninger i 2000, jf. Tabel 28.1. Tabellen er baseret på amternes vurdering af om målsætningerne i kystvandene var opfyldt i 2000. Tabellen indeholder for de åbne farvandes vedkommende en vurdering af den aktuelle tilstand i 2000 i forhold til basismålsætning.

De kystvande hvor målsætningerne vurderes at være opfyldt, er generelt lavvandede områder hvor de vel nok største effekter af tilførslerne af næringsstoffer enten er en uønsket vækst af enårige, eutrofieringsbetingede makroalger eller masseopblomstringer af plantep plankton. I disse områder kan geniltningen af bundvandet finde sted relativt hurtigt og der er derfor få problemer med iltsvind.

I de dele af de åbne farvande (Nordsøen og Skagerrak) hvor målsætningerne anses for opfyldt, er der i alle tilfælde tale om farvande uden tilførsel af næringsstoffer fra vandløb eller punktkilder. Næringsstoffer tilføres her alene fra atmosfæren, via kystvande eller fra andre tilstødende farvandsområder. Den hyppigst angivne årsag til manglende målsætningsopfyldelse er tilførsel og effekter af næringsstoffer. Desuden er tilførsler og effekter af TBT i mange områder angivet som en årsag.

Opfyldelse af målsætningerne og væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene forudsætter at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof fra diffuse kilder samt i visse farvandsområder TBT og miljøfremmede stoffer, reduceres yderligere.

Tabel 28.1 Målsætningsopfyldelse og vurderingskriterier i type- og repræsentative områder og på udvalgte stationer i de åbne farvande. Vurderingskriterierne er: NS – næringsstofkoncentrationer, AO – masseopblomstring af alger, BF – bundfauna, UB – udbredelse af bundplanter, EM – enårige makroalger, IS – iltsvind, MT – metaller, TBT – tributyltin eller impo-/intersex og MFS – miljøfarlige stoffer ud over TBT.

	Status	Vurderingskriterier mv.
1. Nordsøen		
Nordsøen, kystnære dele (syd)	÷	NS, AO, affald fra skibe
Nordsøen, åbne dele	+	NS
Ringkjøbing Fjord	÷	UB, EM, lav saltholdighed
Nissum Fjord	÷	UB, lav saltholdighed
Vadehavet	÷	NS, AO, EM, UB, TBT, MFS
2. Skagerrak		
Skagerrak, kystnære dele	+ / ÷	NS/olieudslip
Skagerrak, åbne dele	+	NS
3. Kattegat		
Isefjord	÷	NS, EM, IS, BF
Limfjorden	÷	NS, UB, IS, BF
Mariager Fjord	÷	NS, AO, EM, UB, BF
Kattegat, nordlige	+ / ÷	NS/UB
Randers Fjord	÷	NS, UB, BF, TBT
Roskilde Fjord	÷	NS, AO, UB, BF, MET, TBT, MFS
Sydlig Kattegat	÷	NS, AO, IS,
Vestlig Kattegat	÷	NS, EM, UB, IS, BF
4. Nordlige Bælthav		
Horsens Fjord	÷	AO, UB, IS, BF, TBT
Nordlige Bælthav, åbne dele	÷	NS, IS
Odense Fjord	÷	NS, AO, EM, UB, IS, MFS
Sejerø Bugt	÷	EM, IS, BF
Århus Bugt/Kalø Vig	÷	NS, AO, UB, IS, BF, TBT, MFS
5. Lillebælt		
Augustenborg Fjord	÷	UB, EM
Flensborg Fjord	÷	IS, UB, TBT, MFS
Kolding Fjord	÷	AO, UB, BF
Lillebælt, nordlige åbne dele	÷	AO, UB, IS, BF
Lillebælt, sydlige åbne dele	÷	IS, UB, BF, TBT, MFS
Vejle Fjord	÷	AO, UB, IS, BF
Åbenrå Fjord	÷	UB, IS
6. Storebælt		
Storebælt, åbne dele	÷	NS, IS
Kertinge Nor	÷	EM
Kalundborg Fjord	÷	EM, IS, BF
Korsør Nor	÷	EM, IS, BF
Sydfynske Øhav	÷	EM, IS
Karrebæk Fjord	+ / ÷	fiskeopgang/EM
Karrebæksminde Bugt mv.	+	EM, UB
Dybsø Fjord	+	NS, IS
7. Øresund		
Nordlige Øresund	÷	UB, EM, IS, MET, TBT, MFS
Køge Bugt	÷	UB, EM, BF
8. Sydlige Bælthav		
Sydlig Bælthav, åbne dele	÷	NS, IS
9. Østersøen		
Arkona Bassinet	÷	NS, AO, IS
Bornholm, kystnære farvande	÷	NS, EM
Præstø Fjord	÷	NS, EM
Østersøen. øst for Bornholm	(÷)	NS, AO, IS

Ordlister

Ordlister 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. Ordlister er desuden suppleret af medarbejdere fra M-FDC.

A

Aerob - ånding med ilt.

Ammoniak (NH₃) - 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 (NH₄⁺) - er en kvælstofforbindelse der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi om dannes til gassen ammoniak, NH₃.

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

BI₅ - biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

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

Biota - organismer der anvendes til analyser.

BOD₅ - biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

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 vandløpper.

D

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

Denitrifikation - at omdanne eller reducere nitrat (NO₃⁻) til luftformig kvælstof (N₂).

Deposition - se atmosfærisk nedfald.

Detritus - dødt, organisk materiale.

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

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

Emission - udslip til luft.

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

Eutrofiering - at tilføre næringsstoffer, dvs. at gøre et området 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, Storbælt, 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.

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.

Fosfat (PO₄) - 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 plante 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 O₂ bliver kritisk afhænger af vandområdet vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O₂ pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O₂ 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 O₂ pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O₂ 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.

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 – den omsætning, tilførsel eller transport der foregår indenfor et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

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.

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

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 (NO_x) - luftformige, kemiske forbindelser mellem kvælstof (N) og ilt (O), betegnes ofte NO_x'er. NO_x'er dannes bl.a. ved forbrænding af fx olie, benzin, kul og gas. No_x'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.

Mikronæringsstof - grundstof eller kemisk forbindelse der er nødvendig i små mængder for

opretholdelse af livet. Nogle af mikronæringsstofferne er fx metaller.

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

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

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

N

N - se kvælstof.

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 (NO₃) - 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 kuliliter. 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 (monitering) 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 - polychlorede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendes 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.

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.

Redoxforhold - 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.

Respiration - ånding.

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.

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.

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 artsammensætningen over tid.

Svovlbrintebufferkapacitet - hav- eller fjordbundens evne til at tilbageholde svovlbrinte (H₂S) der dannes i den iltfrie bund, når organisk stof nedbrydes med sulfat (SO₄²⁻) som åndingsmiddel.

Svovlbrintefront - hvor dybt i havbunden der er H₂S nok til at farve en sølvtråd sort (også benævnt detektionsdybde). Svarer nogenlunde til den dybde hvortil H₂S når op, efter at H₂S er dannet nede i havbunden under den iltede zone.

T

TBT – tributyltin. Se organotin.

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

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

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).

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 udledningerne 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.

Hvor kan jeg læse mere?

I det følgende er en oversigt over pjecer, rapporter og bøger 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.

Temarapporter og pjecer mv.

- Foverskov, S. et al. 1999: Bundmaling til skibe – et miljøproblem. Temarapport fra DMU, nr. 30/1999.
- Kaas, H. et al. 1999: Giftige alger og algeopblomstringer. Temarapport fra DMU, nr. 27/1999.
- Miljøstyrelsen 2000: På vej mod et renere havmiljø. Miljøtema.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Temarapport fra DMU, nr. 28/1999.
- Paaby, H. & Møhlenberg, F. (1996): Kvælstofbelastning af havmiljøet. Temarapport fra DMU, nr. 9/1996.

Sammenfattende faglige rapporter og bøger

- Christensen, P.B. F. 1996: Havmiljøet under forandring? Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 61.
- Fyns Amt 2000: Fyns Vandmiljø – status over 25 års 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.
- Lomstein, B. 1999: Havmiljøet ved årtusindskiftet. Olsen & Olsen – Fredensborg.
- OSPAR 2000: Quality Status Report 2000, Region II - Greater North Sea. OSPAR Commission.
- Rabalais, N.N. & Turner, R.E. 2001: Coastal Hypoxia: Consequences for Living Resources and Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 58. AGU, Washington, D.C.

Andre fagdatacenterrapporter

- Boutrup, S. et al. 2001: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. - Faglig rapport fra DMU, nr. 379.
- Bøgestrand, J. (red.) 2001: Vandløb og kilder 2000. - Faglig rapport fra DMU, nr. 378.
- Ellermann, T. et al. 2001: Atmosfærisk deposition 2000. - Faglig rapport fra DMU, nr. 374.
- Grant, R. et al. 2001: Landovervågningsplaner 2000. - Faglig rapport fra DMU, nr. 376.
- Jensen, J.P. et al. 2001: Søer 2000. Faglig rapport fra DMU, nr. 377.
- Laursen, K.D. et al. 2001: Punktkilder 2000. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.
- Stockmarr, J. et al. 2001: Grundvandsovervågning 2000. Særudgivelse fra GEUS.

Rapporter fra amterne og Københavns Kommune

- Bornholms Amt 2001: Vandmiljøovervågning – Havet 2000.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2001: Overvågning af Roskilde Fjord 2000.
- Frederiksborg Amt 2001: Overvågning af det sydlige Kattegat 2000.
- Fyns Amt 2001: Kystvande 2000. Vandmiljøovervågning.
- Københavns Amt, Frederiksborg Amt, Københavns Kommune, & Roskilde Amt 2001: Overvågning af Øresund 2000.
- Lillebæltsamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt 2001: Vandmiljøovervågning, Lillebælt 2000.
- Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt 2001: Vandmiljø i Limfjorden 2000.
- Nordjyllands Amt & Århus Amt 2001: Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2000.
- Ribe Amt & Sønderjyllands Amt 2001: Vadehavet 2000.
- Ribe Amt, Nordjyllands Amt & Ringkøbing Amt 2001: Åbne farvande langs Vestkysten 2000.
- Ringkøbing Amt 2001: Marine områder. Miljøtilstand i fjordområder. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord 2000.
- Storstrøms Amt 2001: Havmiljø 2000.
- Sønderjyllands Amt 2001: Vandmiljøovervågning 2000 - Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord.
- Vejle Amt 2001: Overvågning af kystvande 2000.
- Vestsjællands Amt 2001: Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 2000.
- Vestsjællands Amt, Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2001: Isefjord 2000.
- Århus Amt 2001: Århus Bugt - Tilstand og udvikling 2000.

Nyttige hjemmesider

- www.dmu.dk/1_om_dmu/2_afdelinger/3_hav/ - DMU's sider om bl.a. overvågning af havet.
- www.mst.dk/vand/03000000.htm - Miljøstyrelsens sider om havmiljø.
- www.sns.dk - Skov- og Naturstyrelsens sider.
- www.helcom.fi - Helsingfors Kommissionens sider om havmiljøet i Østersøen.
- www.ospar.org - Oslo-Paris Kommissionens sider om bl.a. Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.
- www.natur.dk - et netsted om Danmarks miljø og naturen og dens dyr og planter.

Forfatteroplysninger mv.

Rapporten 'Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling' er udarbejdet af en lang række af de personer som er tilknyttet M-FDC ved Danmarks Miljøundersøgelses afdelinger for hhv. havmiljø (HAV) og sø- og fjordøkologi (SOF). Desuden har medarbejdere fra afdelingerne for hhv. miljøkemi (MIKE), atmosfærisk miljø (ATMI) og vandløbsøkologi (VAF) bidraget til rapporten.

Oplysning om hvem der har skrevet de enkelte kapitler eller bidraget hertil fremgår af oversigten til højre herfor.

Forordet og afsnittene 'Forfatteroplysninger', 'Ordliste' og 'Hvor kan jeg læse mere?' er udarbejdet af Jesper Andersen og Peter Henriksen.

Et udkast til rapport har været sendt i høring hos de øvrige involverede i det marine overvågningsprogram, dvs. amterne og Københavns Kommune samt hos Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og fagdatacentre for Stofudvaskning fra Dykede Arealer, Ferskvand, Hydrometri og Luftkvalitet.

Rapporten har desuden været underkastet et eksternt fagligt review af Benny W. Hansen, Biologisk Institut, Roskilde Universitetscenter (RUC). De indkomne bemærkninger til udkastet til rapport 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, Biologisk Institut, 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 (16. kt.) i Miljøstyrelsen og Hav- og Råstofkontoret i Skov- og Naturstyrelsen for kommentering af rapporten.

Kapitel	Forfatter(e)
Summary (in English)	Daniel J. Conley, seniorforsker, Ph.D., HAV Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV
1. Indledning	Jesper Andersen, AC-medarbejder, HAV
2. Klimaet i 2000	Trine Christiansen, forsker, Ph.D., HAV
3. Hydrografiske forhold	Bjarke Rasmussen, forsker, Ph.D., HAV
4. Stoftilførsler	Niels Bering Ovesen, forsker, VAF Ole Hertel, ATMI Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
5. Næringsstofkoncentrationer	Daniel Conley, seniorforsker, Ph.D., HAV Jakob Carstensen, seniorforsker, Ph.D., HAV
6. Plankton	Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV Stiig Markager, seniorforsker, Ph.D., HAV Torkel Gissel Nielsen, forskningsprofessor, HAV
7. Iltforhold	Gunni Ærtebjerg, seniorrådgiver, HAV
8. Bundvegetation	Anne-Lise Middelboe, AC-medarbejder, Ph.D., SOF Dorte Krause-Jensen, forsker, Ph.D., SOF Karsten Dahl, AC-medarbejder, HAV Alf Josefson, seniorforsker, Ph.D., HAV Jørgen Hansen, forsker, Ph.D., HAV Martin M. Larsen, AC-medarbejder, HAV Britta Pedersen, seniorforsker, Ph.D., HAV Britta Pedersen, seniorforsker, Ph.D., HAV Ingela Dahllöf, forsker, Ph.D., HAV Martin M. Larsen, AC-medarbejder, HAV Gunnar Pritzl, seniorforsker, Ph.D., MIKE Marianne Glasius, forsker, Ph.D., MIKE Jakob Strand, Ph.D. studerende, HAV Trine Christiansen, forsker, Ph.D., HAV Bjarke Rasmussen, forsker, Ph.D., HAV Niels Bering Ovesen, forsker, VAF
9. Bundfauna	Ole Hertel, ATMI Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
10. Tungmetaller i sediment og biota	Daniel Conley, seniorforsker, Ph.D., HAV Jakob Carstensen, seniorforsker, Ph.D., HAV
11. Miljøfarlige stoffer i havvand, sediment og biota	Bjarke Rasmussen, forsker, Ph.D., HAV
12. Effektmonitoring	Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV
13. Udvikling i klimatiske og hydrografiske forhold	Stiig Markager, seniorforsker, Ph.D., HAV Gunni Ærtebjerg, seniorrådgiver, HAV
14. Udvikling i stoftilførsler fra land	Anne-Lise Middelboe, AC-medarbejder, Ph.D., SOF Dorte Krause-Jensen, forsker, Ph.D., SOF
15. Udvikling i nedfaldet fra atmosfæren	Karsten Dahl, AC-medarbejder, HAV Alf Josefson, seniorforsker, Ph.D., HAV Jørgen Hansen, forsker, Ph.D., HAV Britta Pedersen, seniorforsker, Ph.D., HAV Ingela Dahllöf, forsker, Ph.D., HAV Martin M. Larsen, AC-medarbejder, HAV Jakob Strand, Ph.D. studerende, HAV
16. Udvikling i næringsstofkoncentrationer	Bjarke Rasmussen, forsker, Ph.D., HAV
17. Udvikling i næringsstofftransporter	Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV Stiig Markager, seniorforsker, Ph.D., HAV
18. Udvikling i planteplankton	Gunni Ærtebjerg, seniorrådgiver, HAV
19. Udvikling i iltforhold	Anne-Lise Middelboe, AC-medarbejder, Ph.D., SOF Dorte Krause-Jensen, forsker, Ph.D., SOF
20. Udvikling i bundvegetation	Karsten Dahl, AC-medarbejder, HAV Alf Josefson, seniorforsker, Ph.D., HAV Jørgen Hansen, forsker, Ph.D., HAV Britta Pedersen, seniorforsker, Ph.D., HAV Ingela Dahllöf, forsker, Ph.D., HAV Martin M. Larsen, AC-medarbejder, HAV Jakob Strand, Ph.D. studerende, HAV
21. Udvikling i bundfauna	Bjarke Rasmussen, forsker, Ph.D., HAV Gunni Ærtebjerg, seniorrådgiver, HAV B. G. Gustafsson, Göteborg Universitet C. Lundsgaard, projektforsker, Ph.D., HAV Jørgen Hansen, forsker, Ph.D., HAV Alf Josefson, seniorforsker, Ph.D., HAV Martin M. Larsen, AC-medarbejder, HAV
22. Udvikling i forekomst og effekt af miljøfremmede stoffer	Niels Risgaard-Petersen, Henrik Fossing, seniorforsker, Ph.D., SOF
23. Iltkoncentration og -omsætning i de indre danske farvande, 1975 - 2000	Karsten Dahl, akademisk medarbejder, HAV Jacob Carstensen, seniorforsker, Ph.D., HAV Claus Lundsgaard, projektforsker, Ph.D., HAV Jesper Andersen, akademisk medarbejder, HAV
24. Benthisk omsætning af forårsopblomstringen	Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV
25. Tungmetaller - normalisering af sedimentdata	Jesper Andersen, AC-medarbejder, HAV
26. Ilt, næringsstofflux og svovlbrintebufferkapacitet i marine og estuarine sedimenter	Niels Risgaard-Petersen, Henrik Fossing, seniorforsker, Ph.D., SOF
27. Hårdbundsvegetation som indikator og målsætningsparameter	Karsten Dahl, akademisk medarbejder, HAV Jacob Carstensen, seniorforsker, Ph.D., HAV Claus Lundsgaard, projektforsker, Ph.D., HAV Jesper Andersen, akademisk medarbejder, HAV
28. Tilstand, udvikling og målsætningsopfyldelse	Peter Henriksen, forsker, Ph.D., HAV Jesper Andersen, AC-medarbejder, HAV

Referencer

- Agger, C. & Ærtebjerg, G. 1996: Long-term development of autumn oxygen concentrations in the Kattegat and Belt sea area. Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists, Baltic Sea Environmental Proceedings ISBN 9984 509 90 7, Institute of Aquatic Ecology, University of Latvia, Riga, Latvia. pp. 29-34.
- Allredge, A. L. & Gotschalk, G. C. 1989: Direct observations of the mass flocculation of diatom blooms: Characteristics, settling velocities and formation of diatom aggregates. - Deep-Sea Research 36: 159-171.
- Andersen, P. & Thorbjørnsen, B.R. 2001: Toksiske alger og algetoksiner i muslingefiskeriet 2000. - Fødevarerdirektoratet, 147 pp.
- Andersson, L. & Rydberg, L. 1988: Trends in nutrients and oxygen conditions within the Kattegat: Effects of local nutrient supply. - Estuarine, Coastal Shelf Science 26: 559-579.
- Andersson, L. 1996: Trends in nutrient and oxygen concentrations on the Skagerrak-Kattegat. - Journal Sea Research 35: 63-71.
- Angantyr, L., Hansen, J.B., Ditlevsen, H.G., Nielsen, J.B., Rasmussen, J. & Nielsen, G. 2000: Overvågning af Øresund 1999. Frederiksborg Amt, Teknik og Miljø, Miljøafdeligen, Hillerød.
- Aure, J. & Stigebrandt, A. 1989: On the influence of topographic factors upon the oxygen consumption rate in sill basins of fjords. - Estuarine, Coastal Shelf Science 28: 59-69.
- Beukema, J. J. & Cadee, G. C. 1991: Growth rates of the bivalve *Macoma baltica* in the Wadden Sea during a period of eutrophication: relationships with concentrations of pelagic diatoms and flagellates. Marine Ecology Progress Series 68: 249-256.
- Bignert, A., Göthenberg, A., Jensen, S., Litzén, K., Odsjö, T., Olsson, M. & Reutergårdh, L. 1993: The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years pollution monitoring. - Science of the Total Environment 128: 121-139.
- Blomquist, S. & Abrahamson, B. 1985: An improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediments. - Schweizerische Zeitschrift für Hydrobiologie 47: 81-84.
- Boon, A.R. & Duineveld, G.C.A. 1998: Chlorophyll as a marker for bioturbation and carbon flux in the southern and central North Sea sediments. - Marine Ecology Progress Series 162: 33-43.
- Borsuk, M.E., Stow, C.A., Luettich, R.A., Peral, H.W. & Pinckney, J.L. 2001: Modelling oxygen dynamics in an intermittently stratified estuary: estimation of process rates using field data. - Estuarine, Coastal Shelf Science 52: 33-49.
- Boutrup, S. et al. 2001: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU, nr. 379.
- Bøgestrand, J. (red.) 2001: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Danmarks Miljøundersøgelse. - Faglig rapport fra DMU nr. 378.
- Caffrey, J.M., Cloern, J.E. & Grenz, C. 1998: Changes in production and respiration during a spring phytoplankton bloom in San Francisco Bay, California: implication of a net ecosystem metabolism. - Marine Ecology Progress Series 172: 1-12.
- Caffrey, J.M., Sloth, N.P., Kaspar, H.F. & Blackburn, T.H. 1993: Effect of organic loading on nitrification and denitrification in a marine sediment microcosm. - FEMS Microbiology. Ecology 12: 159-167.
- Cahoon, L.B., Laws, R.A. & Thomas, C.J. 1994: Viable diatoms and chlorophyll a in the continental slope sediments off Cape Hatteras, North Carolina. - Deep-Sea Research II 41: 767-782.
- Cappelen, J. & Jørgensen, B.V. 2001: Danmarks klima 2000 - med tillæg om Færøerne og Grønland. Online Technical Report 01-06. Danish Meteorological Institute.
- Carlsson, L., Persson, J. & Haakonson, L. 1999: A management model to predict seasonal variability in the oxygen concentration and oxygen consumption in thermally stratified coastal waters. - Ecological Modelling 119: 117-134.

- Christensen, H. & Kanneworff, E. 1985: Sedimenting phytoplankton as major food source for suspension and deposit feeders in the Øresund. - *Ophelia* 24: 223-244.
- Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. & Larsen, H.S. 2001: Naturkvalitet på stenrev - Hvilke indikatorer kan vi bruge? Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 352.
- DHI 2000: Farvandsmodellen. Hydrografi og stoftransport 1998.
<http://farvandsmodel.dhi.dk>.
- DHI 2001a: Farvandsmodellen. Hydrografi og stoftransport 2000. 1.-4. kvartal.
<http://farvandsmodel.dhi.dk>
- DHI 2001b: Farvandsmodellen. Stoftransport 1999 (opdateret grundlag).
<http://farvandsmodel.dhi.dk>
- DHI 2001c: Farvandsmodellen. Stoftransport 2000 (opdateret grundlag).
<http://farvandsmodel.dhi.dk>
- EF Tidende 1992: Habitatdirektivet.
- EF Tidende 2000: Vandrammedirektivet.
- Ellermann, T., Hertel, O., Hovmand, M.F., Kemp, K. & Ambelas Skjøth, C. 2001: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 374.
- Farvandsvæsnet 2000: Oceanografisk årsrapport. Farvandsvæsnet, Forsvarsministeriet.
- Floderus, S. 1988: On the spatial distribution of wave impact at the Kattegat seabed. - *Geografiske Annaler* 70A (3): 269-272.
- Fossing, H., Christensen, P.B., Dalsgaard, T. & Rysgaard, S. 1998: NOVA. Teknisk anvisning for marin overvågning. Kap. 14. Sediment - ilt og næringsstoffer.
- Foverskov, S., Strand, J., Jacobsen, J.A. & Riemann, B. 1999: Bundmaling til skibe - et miljøproblem. Danmarks Miljøundersøgelser. 48 s. - TEMA-rapport fra DMU, 30/1999.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt 2001: Overvågning af Øresund 2000. Vandmiljøovervågning nr. 81.
- Graf, G., Bengtsson, W., Diesner, U., Schultz, R. & Theede, H. 1982: Benthic response to sedimentation of a spring phytoplankton bloom: Process and budget. - *Marine Biology* 67: 201-208.
- Guillard, R.R.L. & Ryther, J.H. 1962: Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* Cleve. *Canadian Journal of Microbiology* 8: 229-239.
- Gustafsson, B.G. 2000: Time-dependent modelling of the Baltic Entrance Area. Part 1: Quantification of circulation and residence times in the Kattegat and the straits of the Baltic Sill. - *Estuaries* 23: 231-252.
- Hansen, I.S., Ærtebjerg, G. & Richardson, K. 1995: A scenario analysis of effects of reduced nitrogen input on oxygen conditions in the Kattegat and the Belt Sea. - *Ophelia* 42: 75-93.
- Hansen, J.L.S., Pedersen, B., Carstensen, J., Conley, D., Christiansen, T., Dahl, K., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Lisbjerg, D., Lundsgaard, C., Markager, S., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Ovesen, N.B., Svendsen, L.M. & Pritzl, G. 2000: Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 230 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 333.
- Hansen, J.L.S. & Josefson, A.B. 2001: Pools of chlorophyll and live planktonic diatoms in aphotic marine sediments. - *Marine Biology* 239: 289-299.
- Hansen, J.L.S., Timm, U., Kjørboe, K. 1995: The adaptive significance of phytoplankton stickiness with emphasis on the diatom *Skeletonema costatum*. - *Marine Biology* 123: 667-676.
- Hansen, P.J. 1989: The red tide dinoflagellate *Alexandrium tamerensis*: Effects on behaviour and growth of the tintinnid ciliates. - *Marine Ecology Progress Series* 53: 105-116.
- Hargraves, P.E., French, F.W. 1975: Survival characteristics of marine diatom resting spores *Journal of Phycology*. (Suppl.) 11: p. 6.
- Helsinki Commission 2001: Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. Baltic Sea environment proceedings no. 82A.

- Hurrell, J.W. 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: Regional temperatures and precipitation. - *Science* 269: 676-677.
- Itakura, S., Imai, I. & Itoh, K. 1997: "Seed bank" of coastal planktonic diatoms in bottom sediments of Hiroshima Bay, Seto Inland Sea, Japan. - *Marine Biology* 128: 497-508.
- Jacobsen, T.S. & Hansen, N.O. 1985: Oxygen depletion in the Kattegat. - *Nordic Hydrology* 16: 237-256.
- Jensen, H.S. & Thamdrup, B. 1993: Iron-bound phosphorous in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionate extraction. - *Hydrobiologia* 253: 47-59.
- Josefson, A.B. & Conley, D.J. 1997: Benthic response to a pelagic front. - *Marine Ecology Progress Series* 147: 49-62.
- Josefson, A.B. & Pedersen, J. 1999: The authorities' control and monitoring programme for the fixed link across Øresund. Benthic fauna - Deep Water Fauna. Status Report 1998. 40 pp., SEMAC JV Publisher, Glostrup.
- Jørgensen, B.B. 1996: Material flux in the sediment. In: Jørgensen, B.B. & Richardson, K. (Eds.) *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. American Geophysical Union, Washington DC.
- Jørgensen, L.A. & Pedersen, B. 1994: Trace metals in fish used for time trends analysis and as environmental indicators. - *Marine Pollution Bulletin* 28: 24-32.
- Kanneworff, E. & Christensen, H. 1986: Benthic community respiration in relation to sedimentation of phytoplankton in the Øresund. - *Ophelia* 26: 269-284.
- Kemp, W.M., Sampou, P.A., Garber, J., Tuttle, J. & Boyton, W.R. 1992: Seasonal depletion of oxygen from bottom waters of Chesapeake Bay - roles of benthic and planktonic respiration and physical exchange processes. - *Marine Ecology Progress Series* 85: 137-152.
- Kjørboe, T., Lundsgaard, C., Olesen, M. & Hansen, J.L.S. 1994: Aggregation and sedimentation processes during a spring bloom: A field experiment to test coagulation theory. - *Journal of Marine Research* 52: 297-323.
- Kaas, H. & Markager, S.S. (Eds.) 1998: *Teknisk anvisning for marin overvågning*, NOVA. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Kaas, H., Moestrup, Ø., Larsen, J. & Henriksen, P. 1999: *Giftige alger og algeopblomstringer*. Danmarks Miljøundersøgelser. 64 s. - TEMA-rapport fra DMU, 27/1999.
- Larsen, M.M., Bak, J. & Scotts-Fordsmann, J. 1996: *Monitering af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorder*. - Faglig rapport fra DMU nr. 157.
- Lewis, J., Harris, A.S.D., Jones, K. J., Edmonds, R.L. 1999: Long-term survival of marine planktonic diatoms and dinoflagellates in stored sediments samples. - *Journal of Plankton Research* 21 (2): 343-354.
- Lillebæltssamarbejdet 1998: *Miljøfremmede stoffer i havbunden*. Fyns Amt, Sønderjyllands Amt og Vejle Amt, redaktion E. Glob.
- Loring, D.H. 1991: Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. - *ICES Journal of Marine Science* 48: 101-115.
- Lundsgaard, C. & Olesen, M. 1997: The origin of sedimenting detrital matter in a coastal system. - *Limnology and Oceanography* 42: 1001-1005.
- Markager, S. & Sand-Jensen, K. 1992: Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. - *Marine Ecology Progress Series* 88: 83-92.
- Matisoff, G. 1982: Mathematical model of bioturbation. - In: McCall, P.L. & Tevesz, M.J.S. (Eds.); *Animal-sediment relations*. Plenum Press, New York, pp 289-330.
- Mattsson, J. & Stigebrandt, A. 1993: The vertical flux of organic matter in the Oresund estimated by two different methods using oxygen measurements. - *Estuarine, Coastal Shelf Science* 37: 329-342.
- Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985: *Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler*.
- Miljøstyrelsen 1983: *Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2/1983, 95 s.

- Miljøstyrelsen 1984: NPo-rederegørelsen.
- Miljøstyrelsen 2000: NOVA-2003. Programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, 1/2000.
- Naturvårdsverket 1999: Kust och hav. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Rapport 4914. Naturvårdsverket Förlag. 134 s.
- Nielsen, T.G. & Hansen, P.J. 1999: Dyreplankton i danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 64 s. - TEMA-rapport fra DMU, 28/1999.
- Officer, C.B., Biggs, R.B., Taft, J.L., Cronin, L.E., Tayler, M.A. & Boynton, W.R. 1984: Chesapeake Bay Anoxia: origin, development and significance. - *Science* 223: 22-27.
- Olesen, M. & Lundsgaard, C. 1995: Seasonal sedimentation of autochthonous material from the euphotic zone of a coastal system. - *Estuarine, Coastal Shelf Science* 41: 475-490.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC). The Hague, 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.
- OSPAR 2001: Techniques for sediment monitoring. Normalisation techniques for contaminant concentrations in sediments. Ekstrat fra ICES cooperative rapport præsenteret på OSPAR 2001.
- OSPAR Commission 2000: Quality Status Report 2000, Region II - Greater North Sea. OSPAR Commission, London.
- Pedersen, B. 1996: Metal concentration in biota in the North Sea: Changes and causes. - *ICES Journal of Marine Science* 53: 1008-1013.
- Pitcher, G. C. 1990: Phytoplankton seed populations of the cape peninsula upwelling plume with particular reference to resting spores of *Chaetoceros* (Basillariophyceae) and the role in seeding upwelling waters. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 283-301.
- Rasmussen, B. & Gustafsson, B.G. 2001: Computation of nutrient pools and fluxes at the entrance to the Baltic Sea, 1974-1999. Betinget accepteret med revision hos Continental Shelf Research.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G. Stockenberg, A. & Ærtebjerg, G. 2001a: Nutrient pool, load, advection and turnover at the Baltic Entrance. Betinget accepteret med revision hos *Journal of Marine Systems*.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B.G., Ærtebjerg, G. & Lundsgaard, C. 2001b. Oxygen concentration and consumption at the Baltic Entrance, 1975-2000. Submitted to *Journal of Marine Systems*.
- Revsbech, N.P. , Sørensen, J., Blackburn, T.H. & Lomholdt, J.P. 1980: Distribution of oxygen in marine sediments measured with microelectrodes. - *Limnology and Oceanography* 25: 403-411.
- Richardson, K. 1996: Conclusion, research and eutrophication control. - In: Jørgensen, B.B. & Richardson, K. (Eds.); *Eutrophication in coastal marine ecosystems*, No.52 in *Coastal and Estuarine Studies*. New York. American Geophysical Union, first edition, Chapt. 12, pp. 243-267.
- Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Nielsen, L.P. & Revsbech, N.P. 1994: Diurnal variation of denitrification and nitrification in sediments colonized by benthic microphytes. - *Limnology and Oceanography* 39:573-579.
- Rydberg, L. & Sundberg, J. 1988: An estimate of oxygen consumption and denitrification in coastal waters of the Swedish west coast, using indirect methods. - *Estuarine, Coastal Shelf Science* 26: 269-284.
- Sand-Jensen, K., Foldager Pedersen, M. & Krause-Jensen, D. 1997: Ålegræssets udbredelse. - *Vand og Jord* 5: 210-213.
- Sand-Jensen, K., Foldager Pedersen, M., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 1994: Fytoplankton og makrofytter i danske kystområder. - *Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 30. Miljø- og Energiministeriet*, 43 s.
- SFT 1997: Klassificering av miljøkvalitet i fjorde og kyst farvann. Statens Forureningstilsyn (SFT), Oslo, Norge. Vejledning nr. 97:03.
- Sloth, N.P., Blackburn, H., Hansen, L.S., Risgaard-Petersen, N. & Lomstein, B., Aa. 1995: Nitrogen cycling in sediments with different organic loading. - *Marine Ecology Progress Series* 116:163-170.

- Smetacek, V.S. 1980: Annual cycle of sedimentation in relation to plankton ecology in the western Kiel Bight. - *Ophelia* (Suppl) 1: 65-76.
- Smetacek, V.S. 1985: Role of diatom sinking in diatom lifehistory cycles. - *Marine Biology* 84: 239-251.
- Stigebrandt, A. 1991: Computations of oxygen fluxes through the sea surface and the net production of organic matter with application to the Baltic Sea and adjacent seas. - *Limnology and Oceanography* 36: 444-454.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R. 1972: A practical handbook of seawater analysis. - *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, No. 167 (2nd edition), 310 pp.
- Sun, M-Y, Aller, R.C. & Lee, C. 1991: Early diagenesis of chlorophyll-a in Long Island Sound sediments: A measure of carbon flux and particle reworking. - *Journal of Marine Research* 49: 379-401.
- Sun, M-Y, Aller, R.C. & Lee, C. 1994: Spatial and temporal distribution of sedimentary chlorophylls as indicators of benthic processes in Long Island Sound. - *Journal of Marine Research* 52: 149-176.
- Sundbäck, K. & Granéli, W. 1988: Influence of microphytobenthos on the nutrient flux between sediment and water: a laboratory study. - *Marine Ecology Progress Series* 43:63-69.
- Svansson, A. 1984: Hydrographic features of the Kattegat. - *Rapport et Proces-Verbaux des Reunions Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 185: 78-90.
- Unverzagt, S. 2001: Räumliche und zeitliche Veränderungen der Gebiete mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser der Ostsee. PHD thesis, ISBN 3-860006-166-6, Geographisches Institut, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Greifswald, Germany (in German).
- Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Josefson, A., Kaas, H., Markager, S., Nielsen, T.G., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Hertel O., Skov, H. & Svendsen, L.M. 1998: Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 248 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 254.

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

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

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

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

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

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

- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S (ed.) 110 pp. (electronic)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. 128 s., 140,00 kr.
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. 45 s., 50,00 kr.
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. 103 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. 54 s. (elektronisk)
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. 74 pp. (electronic)
- Nr. 358: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Af Palmgren, F. et al. (Foreløbig elektronisk udgave)
- Nr. 359: Forekomst af "afvigende" isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse 1999. Af Dietz, R., Sonne-Hansen, C., Born, E.W., Sandell, H.T. & Sandell, B. 50 s., 65,00 kr.
- Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment/Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et al. 66 pp., 75,00 DDK.
- Nr. 363: Regulering på jagt af vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Af Bregnballe, T. et al. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I. 53 s., 45,00 kr.
- Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conservation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. 121 pp. (electronic)
- Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. 43 s., 60,00 kr.
- Nr. 368: The Ramsar Sites of Disko, West Greenland. A Survey in July 2001. By Egevang, C. & Boertmann, D. (in press)
- Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).
- Nr. 370: Offshore Seabird Distributions during Summer and Autumn at West Greenland. Ship Based Surveys 1977 and 1992-2000. By Boertmann, D. & Mosbech, A. 57 pp. (electronic)
- Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK
- Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 110 s., 120,00 kr.
- Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C. & Worsøe, I.M. (in press)
- Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. (i trykken)
- Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) (i trykken)
- Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L. (i trykken)

[Tom side]

Denne rapport giver en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 2000 samt en oversigt over udviklingen siden Vandmiljøplanens iværksættelse. Det marine miljø var i 2000 præget af iltsvind i de indre farvande af en udstrækning og varighed der ikke er set siden 1980'erne. På flere områder er miljøtilstanden dog bedret i løbet af de sidste 10-20 år. Planteplanktonets primærproduktion og klorofylkoncentrationen er faldet, sigtdybden er steget og fosfortilførslen er reduceret kraftigt, mens tilførslen af kvælstof til de marine områder har været moderat faldende. Dog er der i perioden siden 1989 sket en reduktion af ålegræssets dybdegrænse i de indre dele af fjordene. Siden midten af 1990'erne er bundfaunaens individtæthed faldet. Koncentrationen af tungmetaller svarer i de fleste områder til ubetydeligt til moderat forurenede. Koncentrationerne af de miljøfremmede stoffer TBT og PAH er så høje at der må forventes at kunne forekomme effekter heraf. Kun et fåtal af de undersøgte områder opfyldte i 2000 de fastsatte målsætninger. Opfyldelse af målsætningerne og væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene forudsætter at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfremmede stoffer, reduceres yderligere.

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-641-3
ISSN (elektronisk) 1600-0048