



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

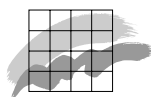
Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999

Faglig rapport fra DMU, nr. 333



Det Marine Fagdatacenter

[Tom side]



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

NOVA 2003

Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999

Faglig rapport fra DMU, nr. 333
2000

*Jørgen L.S. Hansen
Britta Pedersen
Jacob Carstensen
Daniel Conley
Trine Christiansen
Karsten Dahl
Peter Henriksen
Alf Josefson
Martin M. Larsen
Dennis Lisbjerg
Claus Lundsgaard
Stiig Markager
Bjarke Rasmussen
Jakob Strand
Gunneri Ærtebjerg
Afdeling for Havmiljø*

*Dorte Krause-Jensen
Jens Sund Laursen
Afdeling for Sø- og Fjordøkologi*

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

*Niels Bering Ovesen
Lars M. Svendsen
Afdeling for Vandløbsøkologi*

*Gunnar Pritzl
Afdeling for Miljøkemi*

Datablad

Titel:	Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999
Undertitel:	NOVA 2003
Forfattere:	Jørgen L.S. Hansen ¹⁾ , Britta Pedersen ¹⁾ , Jacob Carstensen ¹⁾ , Daniel Conley ¹⁾ , Trine Christiansen ¹⁾ , Karsten Dahl ¹⁾ , Peter Henriksen ¹⁾ , Alf Josefson ¹⁾ , Martin M. Larsen ¹⁾ , Dennis Lisbjerg ¹⁾ , Claus Lundsgaard ¹⁾ , Stiig Markager ¹⁾ , Bjarke Rasmussen ¹⁾ , Jakob Strand ¹⁾ , Gunni Ærtebjerg ¹⁾ , Dorte Krause-Jensen ²⁾ , Jens Sund Laursen ²⁾ , Thomas Ellermann ³⁾ , Ole Hertel ³⁾ , Carsten Ambelas Skjøth ³⁾ , Niels Bering Ovesen ⁴⁾ , Lars M. Svendsen ⁴⁾ , Gunnar Pritzl ⁵⁾
Afdelinger:	¹⁾ Afdeling for Havmiljø ²⁾ Afdeling for Sø- og Fjordøkologi ³⁾ Afdeling for Atmosfærisk Miljø ⁴⁾ Afdeling for Vandløbsøkologi ⁵⁾ Afdeling for Miljøkemi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 333
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	December 2000
Faglig kommentering: Databehandling:	Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter Anne-Marie Rolev & Ole Manscher, Afd. for Havmiljø
Layout & korrektur:	Anne van Acker, Afd. for Havmiljø
Bedes citeret:	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. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Denne rapport giver en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 1999 på baggrund af overvågningsprogrammet NOVA 2003. Miljøtilstanden i de danske farvande udviser generelt stor følsomhed overfor variationer i klimaet fra år til år, fordi eutrofieringsniveauet er højt. I 1999 var klimaet ugunstigt for havmiljøet. Store mængder af nedbør medførte en stor tilførsel af næringsstoffer, der gav anledning til forhøjede biomasser af planktonalger, lavere sigtbarhed i vandet og ringere dybdeudbredelse af ålegræs og makroalger. Det varme og stille sommervejr udløste de værste iltsvind i mange år. De seneste tre års positive udvikling i havmiljøet blev dermed brudt i 1999. I de frie vandmasser blev miljøforholdene dog ikke helt så dårlige, som det kunne forventes på baggrund af klimaet alene. Fosfatudledningerne er reduceret kraftigt i de sidste 10 år, men for de fleste parametre ses ingen sikker langtidsudvikling. Koncentrationerne af tungmetaller og miljøfremmede stoffer er på et niveau, som betegnes som ikke særligt forurenet. Effekter af PCB kan ikke udelukkes, og hormonelle forstyrrelser hos snegle pga. TBT er udbredte. Målsætningerne for havmiljøet er dermed ikke opfyldt. Med de nuværende koncentrationer af næringsstoffer forventes ingen store ændringer i havmiljøet i de kommende år. Forbedringer forudsætter, at kvælstoftilførslen reduceres som målsat i Vandmiljøplanen.
Frie emneord:	Vandmiljø, marin, overvågning, eutrofiering, Vandmiljøplanen, Marine Ecology, monitoring, assessment, eutrophication, environmental quality, miljøfremmede stoffer, tungmetaller.
Redaktionen afsluttet:	21. november 2000
ISBN:	87-7772-575-1
ISSN(trykt):	0905-815X
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Papirkvalitet og tryk:	Cyclus Office, 100% genbrugspapir. Grønager's Grafisk Produktion A/S
Sideantal:	230
Oplag:	400
Pris:	kr. 240,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Internet-version:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside: http://faglige-rapporter.dmu.dk
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14 e-mail: dmu@dmu.dk www.dmu.dk Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 e-mail: butik@mem.dk www.mem.dk/butik



Indhold

Forord 5

Summary 7

1 Indledning 9

2 Klimatiske forhold 11

2.1 Klimaet i 1999 11

2.2 North Atlantic Oscillation (NAO) 13

3 Fjorde og kystnære områder 15

3.1 Områder og prøvetagningsprogram 15

3.2 Resultater 16

3.2.1 Fysiske forhold 16

3.2.2 Stofftilførsel via vandløb og direkte udledninger 21

3.2.3 Næringsstoffer i vandet 29

3.2.4 Vand- og næringsstoftransport 36

3.2.5 Iltforhold 40

3.2.6 Plankton 47

3.2.7 Bundvegetation 64

3.2.8 Bundfauna 78

3.3 Diskussion 86

4 Åbne farvande 93

4.1 Området og prøvetagningsprogram 93

4.2 Resultater 94

4.2.1 Fysiske forhold 94

4.2.2 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof 98

4.2.3 Næringsstoffer i vandet 102

4.2.4 Vand og næringsstoftransport 107

4.2.5 Iltforhold 115

4.2.6 Plankton 117

4.2.7 Bundvegetation 128

4.2.8 Bundfauna - blødbund 135

4.3 Diskussion 141

5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller 147

5.1 Stofkoncentrationer i biota og havvand 147

5.1.1 Introduktion 147

5.1.2 Området og prøvetagningsprogram 147

5.1.3 Resultater 151

5.2 Biologisk effektmonitoring af tributyltin (TBT) 163

5.2.1 Indledning 163

5.2.2 Måleprogram 163

5.2.3 Resultater 164

5.3 Diskussion 167

5.3.1 Koncentrationsmålinger i biota 167

5.3.2 Koncentrationsmålinger i havvand 170

5.3.3 Biologisk effektmonitoring af TBT 170

6 Sammenfatning, målsætning og konklusion 171

6.1 Sammenfatning 171

6.2 Målsætningsopfyldelse 173

6.3 Konklusion 174

7 Referencer 177

Bilag 1 Oversigt over rapporter fra amterne 185

**Bilag 2 Tresidet variansanalyse for stations-,
månedss- og årsvariation 187**

**Bilag 3 Stoftilførsler til de 9 1. ordens marine
kystafsnit 189**

**Bilag 4 Årstilførsel og kildeopsplitning for tilførsler
til de 49 2. ordens kystafsnit 195**

**Bilag 5 Statistiske beregninger for bundvegetation i
fjorde og kystnære områder 201**

Forord

Denne rapport er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet (NOVA), som fra 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, iværksat efteråret 1988.

Hensigten med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplanen (1987). Systematisk indsamling af data gør det muligt at opgøre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i belastningen af vandmiljøet med næringssalte. Med NOVA er programmet udvidet til at omfatte både vandmiljøets tilstand i bredeste forstand og 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 Miljøundersøgelsers opgave at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: ferske vande, marine områder, landovervågning og atmosfæren.

I overvågningsprogrammet er der en klar arbejdsdeling og ansvarsdeling mellem amterne og Københavns og Frederiksberg kommuner og de statslige myndigheder.

Rapporterne "Vandløb og kilder" og "Søer" er således baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af de ferske vande.

Rapporten "Marine områder - Status over miljøtilstanden i 1999" er baseret på amtskommunale data og rapporter af overvågningen af kystvande og fjorde samt Danmarks Miljøundersøgelsers og vore nabolandes overvågning af de åbne havområder.

Rapporten "Landovervågningsoplande" er baseret på data indberettet af amtskommunerne fra 7 overvågningsoplande og er udarbejdet i samarbejde med Danmarks Geologiske Undersøgelser.

Endelig er rapporten "Atmosfærisk deposition 1999" baseret på Danmarks Miljøundersøgelsers overvågning af luftkvaliteten i Danmark.

Summary

Eutrophication related effects

After two dry years in 1996 and 1997, precipitation increased in 1998, and 1999 became the wettest year observed since meteorological measurements began in 1874. At the same time, the summer of 1999 was warm, sunny and not as windy as normal. For the marine environment the high precipitation increased the input of nutrients, both from increased runoff of freshwater from land and increased atmospheric wet deposition. In addition, an extra contribution of nutrients came into the inner Danish waters with the Jutland Coastal Current.

The increased concentration of nutrients resulted in a higher biomass of phytoplankton than in the previous three years in both estuarine and coastal areas and the open waters around Denmark. The sunny late summer weather stimulated extreme algal production in some areas. In addition, there was a strong stratification in the water column in 1999, which reduced the ability of bottom living filter-feeders to filter the water column relatively compared 1998. Thus, the climatic conditions in 1999 were all in all favourable for phytoplankton production and some areas developed massive blooms of algae, among which occurred potentially toxic species.

The higher biomass of algae in the water column contributed to a lower transparency of the water column (secchi depth) than in the previous 3 years. For the entire monitoring period from 1989-1999 the water transparency has been increasing in coastal waters. There was a significant correlation between high water transparency and low runoff of phosphorus in coastal areas, whereas the transparency in the open waters were more tightly correlated with nitrogen loading. Thus, the improvements that have occurred in water transparency during the last 10 years can be explained by the strong decreasing concentrations of phosphorus in coastal areas.

The degree of eelgrass coverage increased in shallow waters in 1999, however, due to the lower water transparency in 1999, a reduction was observed in deeper waters. During the whole period of monitoring, the depth limit of eelgrass showed no significant development, but the number of algae species increased and the coverage of annual macroalgae decreased and these trends are positive. On the stone reefs in open waters, the lower water transparency also resulted in a reduction in the coverage of macroalgae at water depth below 14 m.

In both estuaries and coastal areas and in the open waters, the long period with low wind together with a constant flow of water from the Baltic during the summer of 1999 lead to stratification of the water column that was stronger than normal. The increased stratification lead to a reduction in the transport of oxygen to the bottom. Thus, the bottom water developed a prolonged and widespread occurrence of oxygen depletion in the course of the late summer and fall in the Belt Sea, in the southern Funen archipelago, including a number of estuaries. In some areas, part of the bottom fauna died due to oxygen depletion. However, the oxygen depletion occurred after most of the yearly bottom fauna samples had been taken and therefore the effect of oxygen depletion cannot be evaluated until next year.

Generally, the biomass of the bottom fauna is positively correlated with the state of eutrophication in the Danish waters. Thus, in the Kattegat the biomass of crustaceans was correlated with the runoff into the Kattegat in previous years. Analysis of bottom fauna community composition has shown large geographical differences in estuaries and coastal areas whereas the fauna in the Kattegat is more uniform. In addition, the fauna community composition changed significantly in all areas from 1998 to 1999.

The climatic conditions in 1999 resulted in a number of negative effects on the marine environment and reversed to some extent the positive trends observed during the previous 3 years. Seen over the entire monitoring period of 1989-1999, the most important improvements are linked to a marked reduction in phosphate concentrations, although the decline has now stabilised. In a few areas there was a tendency towards falling nitrogen concentrations, but on a national basis there was not a clear pattern. It should be noted that nitrogen concentrations in the coastal areas in 1999 were lower than expected on the basis of the very high precipitation. The coming years will show if significant reductions in nitrogen concentrations have occurred. Phytoplankton has shown decreasing production in coastal areas, but the occurrences of widespread algal blooms and oxygen depletion show that in general the eutrophication level is still high in Danish waters.

Contaminants and heavy metals

In most of the investigated areas the relatively low concentrations of heavy metals in fish and mussels did not give rise to concern. The concentrations of heavy metals and PAH's were increased in the inner parts of some estuaries, especially in areas with low water exchange rates and point sources. In several areas some PAH (anthracene) concentrations were found at levels which, according to OSPAR's guidelines for Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC values) indicate that effects may occur due to the presence of this compound. In the other investigated areas, PAH concentrations were at a level which can be characterised as not especially polluted.

PCB concentrations in most of the investigated areas were sufficiently high for Σ PCB to exceed the EAC value; therefore, it cannot be excluded that effects may occur because of PCB.

In all areas, TBT concentrations in common mussels exceeded the guidelines for EAC values for TBT. It means that there is a strong probability that effects may occur because of the very high concentrations of TBT.

The widespread occurrence of imposex and intersex in four species of marine snails also showed that the effects of TBT were widespread, both in estuaries and coastal areas and in the open waters. Investigations of netted dog whelks and common periwinkle showed distinct gradients away from the large harbour areas which shows that harbours are considerable local sources of TBT. The investigations of imposex/intersex in especially red whelks, but also in the common whelk, showed that effects of TBT also occurred in the more open waters. All red whelks except one sampled in the inner Danish waters had developed imposex and often at an advanced stage. About one half of the red whelks from Skagerrak had developed imposex and most frequently at a beginning stage.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøhandlingsplan I (Folketinget 1987). Formålet var generelt at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor med henholdsvis 50% og 80%. For at følge effekterne af disse tiltag i vandløb, søer og havet vedtog folkettinget samtidigt et overvågningsprogram for en række fysiske og biologiske parametre, der i særlig grad forventedes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af kvælstof og fosfor i vandet.

Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1987-1997 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 Vandmiljøhandlingsplan I. Indholdet fra det gamle overvågningsprogram er i hovedtræk blevet videreført i det nye overvågningsprogram, **Nationalt Overvågningsprogram for VAndmiljøet** (NOVA 2003), som blev iværksat i 1998. I det nye program er der dog foretaget en række justeringer i den måde, 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 forskningsresultater fra Havforskningsprogram 90 og det Strategiske Miljøforskningsprogram. Ud over at få kendskab til eutrofierings-relaterede effekter på vandmiljøet var der også opstået en erkendelse af, at der var behov for at kende de miljøfremmede stoffers og tungmetallernes forekomst og skæbne i vandmiljøet og disse parametre blev derfor også en del af det nye overvågningsprogram. NOVA 2003 trådte i kraft 1. januar 1998 (Miljøstyrelsen 1999) og formålet er:

- at følge udviklingen i de fysisk-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 vand- og næringsstoftransporter i de danske farvande
- at opgøre forekomst og koncentration i vandfase, sediment og biota af miljøfremmede stoffer og tungmetaller
- at vurdere biologiske effekter af udvalgte miljøfremmede stoffer og tungmetaller

En af de betydeligste ændringer i det nye program i forhold til det gamle program er, at målestationerne er opdelt i "repræsentative områder" og "typeområder". Typeområderne er udlagt i fjordområder og her omfatter måleprogrammet et udvidet antal parametre og målefrekvensen er høj. Formålet med disse områder er bedre at kunne be-

skrive og følge årsagssammenhænge mellem næringsstoftransport og økologiske forhold. Samlet set omfatter rapporteringen under NOVA 2003 følgende målestationstyper:

- 6 typeområder (Roskilde Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden, Skive Fjord, Horsens Fjord og Odense Fjord)
- 32 repræsentative områder i fjord- og kystområder
- 17 områder til overvågning af miljøfremmede stoffer
- 16 intensive havstationer og 6 automatiske målebøjer
- 26 ekstensive pelagiske stationer i de indre danske farvande og 50 ekstensive stationer i Nordsøen og Skagerrak
- 126 bundfaunastationer i de indre danske farvande
- 8 stationer på stenrev, som udgør Skov- og Naturstyrelsens overvågning af makroalgevegetationen

I denne rapport sammenfattes resultaterne af alle disse målinger i en landsdækkende rapport om havmiljøets tilstand i 1999. For de åbne farvandes vedkommende inddrages tillige data fra Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) i Sverige og Havforskningsinstituttet, Forskningsstasjon Flødevigen i Norge, ligesom der er medtaget data fra amternes regionale overvågningsprogrammer. De måletekniske ændringer, som blev foretaget i forbindelse med NOVA 2003 programmet, betød sidste år, at data for nogle parametre ikke kunne sammenlignes i tid. I år er andet år der udarbejdes en landsdækkende rapport om havmiljøet under NOVA 2003 programmet, og der er for flere parametre foretaget en detaljeret sammenligning mellem 1999 og 1998. For de helt nye parametre - det gælder de miljøfremmede stoffer/tungmetallerne og de bundlevende filtratorer i typeområderne - er tidsserierne stadig for korte til analyser af tendenser i tid. Desværre er der stadig enkelte parametre under NOVA-programmet, hvor procedurerne for målinger, kvalitetssikring af data og indberetning af data stadig ikke er indkørt. Det gælder data for zooplankton, hvor der kun forelå brugbare data fra Ringkøbing Fjord og station 431 i Øresund. For sedimentkemi var datagrundlaget ligeledes mangelfuldt. I denne rapport har disse mangler desværre betydet, at enkelte komponenter og processer i økosystemerne ikke har kunnet indgå i analyser af årsagssammenhænge.

I denne rapport er der lagt hovedvægt på at beskrive de overordnede miljøforhold og sammenhænge. De tendenser, som beskrives, omfatter således et stort antal områder, som i deres økologiske struktur er meget forskellige og har meget forskellig følsomhed overfor ydre påvirkninger. Mere detaljerede beskrivelser af havmiljøet i de enkelte områder er beskrevet i amternes rapporteringer om havmiljøets tilstand i 1999 (*Bilag 1*). Mere dybdegående behandling af mere afgrænsede problemstillinger i vort havmiljø findes i en række temarapporter og i videnskabelige artikler fra Danmarks Miljøundersøgelser.

2 Klimatiske forhold

2.1 Klimaet i 1999

I dette afsnit beskrives de klimatiske forhold i Danmark, som gennemsnitsklima for Jylland og øerne i 1999 sammenholdt med normalperioden 1961-1990. De beskrevne data er: nedbør, antal solskintimer, temperatur og vind. Datagrundlaget er Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport fra 1999 (Cappelen 2000). De beskrevne tal er arealvægtede gennemsnit for Jylland og Øerne. Standardperioden 1961-1990 er anvist af World Meteorological Association. For hvert af årene 1999 og 1998 er afvigelsen fra 1961-1990 normalen beregnet for hver måned. Derefter er en årlig middelfrigelse beregnet (*Tabel 2.1*). Middelfrigelserne giver mulighed for at sammenligne afvigelserne i de fire klimavariabler mellem år.

Tabel 2.1 Middelfrigelsen af 1998 og 1999 månedsværdier fra 1961-1990 normalen. Positiv afvigelse angiver værdier over normal, negativ afvigelse angiver værdier under normal. Den procentvise angivelse er middelfrigelsen fra normalen i procent. Der er ikke beregnet en procentvis middelfrigelse fra normalen for temperatur, da normaltemperaturen i vintermånederne er omkring 0°C.

	Nedbør (mm)	Soltimer	Temperatur (°C)	Vind (m/s)
1999	+16,3 (+31%)	+16,75 (+1,4%)	+1,2	-0,3 (-5,6%)
1998	+12,3 (+23%)	-11 (-3,5%)	+0,5	+1,8 (+31%)

Første kvartal

I 1999 var første kvartal (januar - marts) varmere og mere regnfuldt end normalt (*Figur 2.1A, C*).

Andet kvartal

I andet kvartal (april - juni) var nedbøren i juni dobbelt så høj som normalnedbøren (*Figur 2.1C*).

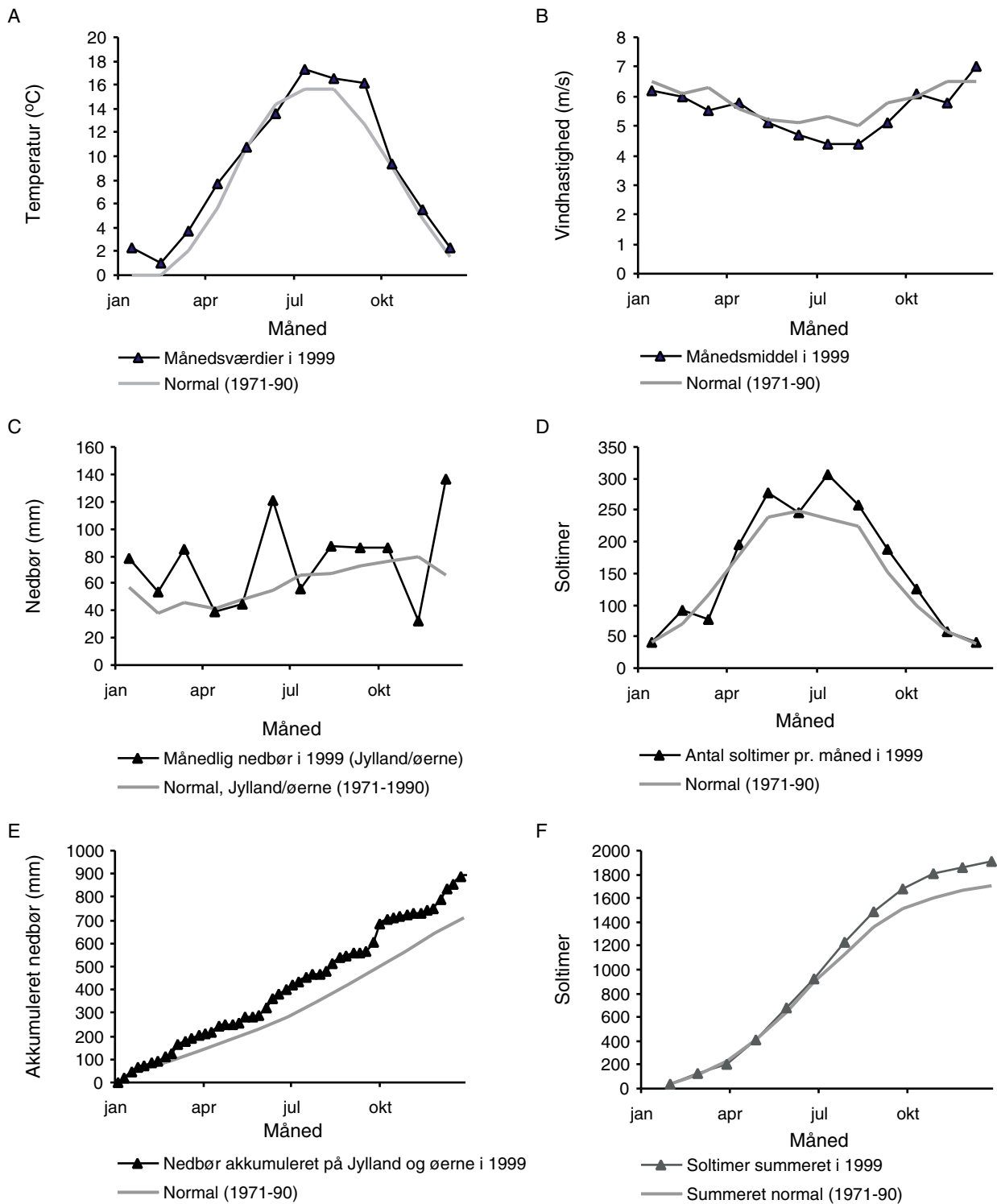
Tredje Kvartal

De største afvigelser i forhold til normalperioden opstod i tredje kvartal (juli - september), hvor antallet af soltimer og temperaturen var over normalgennemsnittet som følge af en længerevarende periode med høj solindstråling (Vejle Amt 2000). Gennemsnitsvindhastigheden var under normalen (*Figur 2.1A, B*), dog blev der observeret sky-pumper i august (Vejle Amt 2000). Nedbøren i tredje kvartal var tæt på normalen (*Figur 2.1C*).

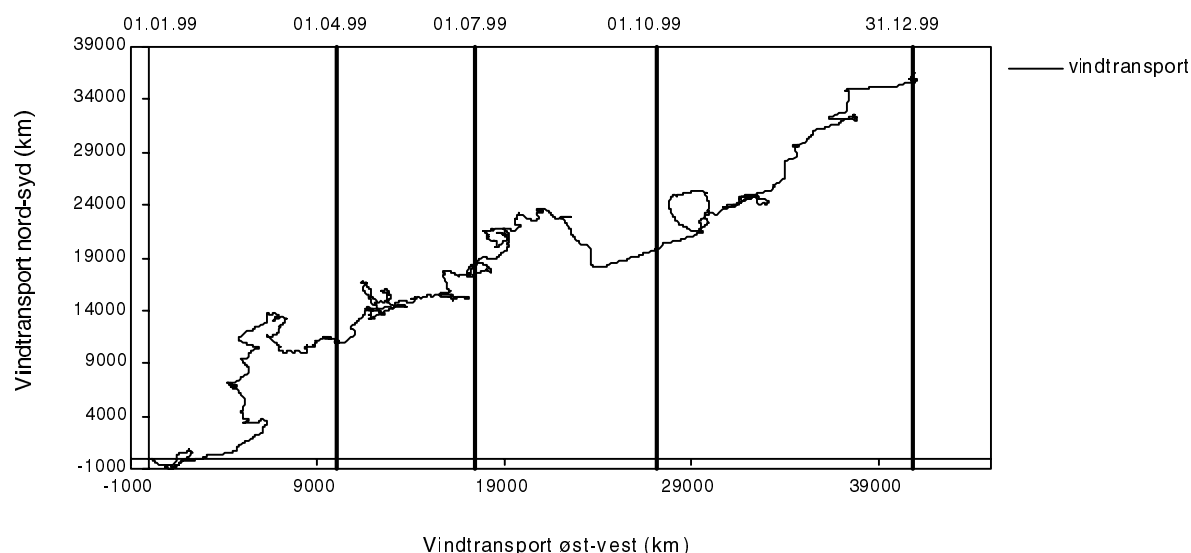
Fjerde kvartal

I fjerde kvartal (oktober - december) var nedbøren i november under normal, men i december var nedbøren over normal (*Figur 2.1C*). Den 3. december blev Danmark ramt af orkan, hvor der blev målt vindhastigheder på op til 38 meter pr. sekund. Orkanen ramte det meste af landet, bortset fra det nordlige Jylland. Den medførte forhøjede vandstande i de indre danske farvande og stormflod i Vadehavet, hvor den højeste vandstand i Ribe nåede op på 5,15 meter, hvilket var den højeste vandstand målt i Ribe i det 20. århundrede (Jacob Woge, DMI, pers. samtale). Den kraftige vind medførte desuden fuldstændig opblanding af vandsøjlen i flere områder, og at gennemsnitsvindhastigheden i december var over normal (*Figur 2.1B*). Orkanen medvirkede til at fjerde kvartal havde årets største vindtransport (*Figur 2.2*).

1999 var det vådeste år siden landsdækkende målinger begyndte i 1874 med 193 mm nedbør over normal (Vejle Amt 2000) (Figur 2.1E), men havde også 204 timer soltimer over normal (Figur 2.1F) og er derfor både et mere vådt og et mere solrigt år end normalt. Bornholm (ikke vist) havde 137 mm nedbør og 271 soltimer over normalen. 1999 var varmere, mindre blæsende, havde flere soltimer men også mere nedbør end 1998 (Tabel 2.1).



Figur 2.1 Årsvariation i 1999 af A) temperatur og B) middelvindhastighed, C) nedbør, D) soltimer samt nedbør og soltimer summeret over 1999 (E og F).



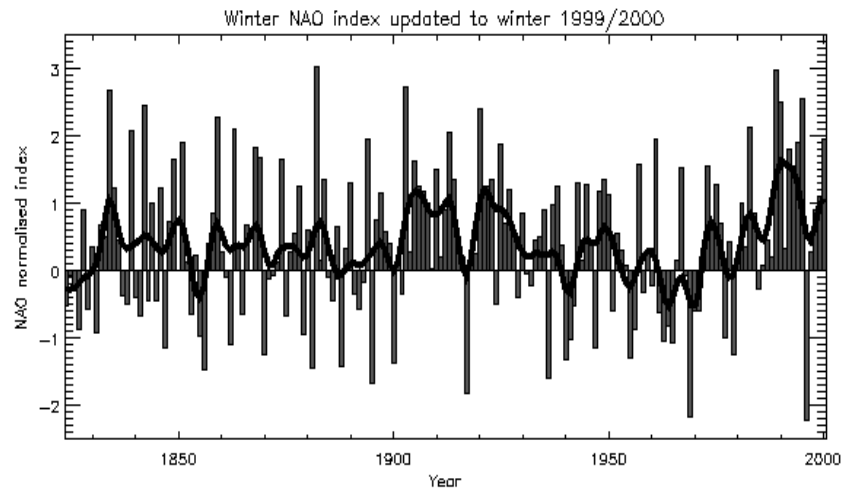
Figur 2.2 Vindtransport målt i Kastrup i 1999. De lodrette streger angiver vindtransporten ved afslutningen af hvert kvartal. Data fra DMI.

2.2 North Atlantic Oscillation (NAO)

Hydrografien i de danske farvande påvirkes af klimavariationer på både korte (år) og længere (10-års) tidsskalaer. Det danske klima er i øjeblikket i en periode med udpræget atlantisk vestenvindsklima, hvilket vil sige, at vintertemperatur, nedbør og antallet af vinterstorme er stigende, og antallet af soltimer på årsbasis er faldende (John Cappelen, DMI, pers. samtale). Tendensen i det nordatlantiske klima beskrives med den Nord Atlantiske Oscillation (NAO). Styrken af NAO beskrives med NAO-indekset, der er defineret som forskellen i atmosfærisk tryk ved havoverfladen mellem Ponta Delgado på Azorene og Stykkisholmur på Island (Figur 2.3).

Et højt NAO-indeks betyder i Nordvesteuropa, at vintervejret præges af kraftigere vestenvinde, øget frekvens af storme samt højere temperatur og nedbør i forhold til år med lavt NAO-indeks. (Hurrell 1995). For eksempel var januar, februar og december i 1999 eksempler på vintermåneder med højt NAO-indeks. Udover variationen mellem år, er der også en lavfrekvent variation, der indikerer, at perioder med højt NAO-indeks bliver opretholdt gennem 1-2 årtier (Figur 2.3). De højeste værdier af NAO-indekset siden 1823 er blevet målt inden for de sidste 15 år, og det høje NAO-indeks forklarer denne periodes relativt milde vintre i Europa og en havoverfladetemperatur, der er højere end normalt (OSPAR 2000).

Den sidste periodes høje NAO-indeks har påvirket strømningsmønstret af havstrømme i det Nordatlantiske område, og der er blevet påvist en sammenhæng mellem det høje NAO-indeks og stor afstrømning til Østersøen (Hänninen et al. 2000) og dermed udstrømning fra Østersøen til Kattegat. Begge disse faktorer har potentiale til at forårsage udsving i fx lagdelingen og dermed det marine miljø i de danske farvande på en tidsskala af 1-2 årtier, altså tidsperioder der svarer til perioden efter iværksættelsen af Vandmiljøplanen.



Figur 2.3 Vinter NAO-indeks i perioden 1823-2000 (Jones et al. 1997).

3 Fjorde og kystnære områder

3.1 Områder og prøvetagningsprogram

I det følgende beskrives prøvetagningsprogrammet for NOVA 2003 for de parametre, der er behandlet i denne rapport og for stationer i fjorde og kystnære områder; sidstnævnte er defineret som havområder med dybder under 10 m. I resultatafsnittet er der for hver parameter en mere uddybende beskrivelse af hvilke data, der danner grundlag for de enkelte analyser, og hvilke data, uden for NOVA 2003-programmet, der er inddraget. Alle analysemetoder er beskrevet i de tekniske anvisninger (Kaas & Markager 1998).

<i>Fysiske og kemiske målinger</i>	Målingerne omfatter CTD-profiler (saltholdighed, temperatur), fluorescensmålinger, iltmålinger, uorganisk kvælstof (nitrat, nitrit og ammonium), total kvælstof (TN), fosfat, total fosfat (TP) og silikat. Fra 1999 findes der data fra i alt 96 stationer fordelt i fjorde og kystnære områder. Herudover foretages der målinger af sigtgybden med Secciskive.
<i>Hydrografisk modellering</i>	Der foretages en hydrografisk modellering af stoftransporten i de 6 typefjordsområder for dele af perioden 1985-1999.
<i>Stoftilførsler</i>	Afstrømning af ferskvand og næringsstoffer opgøres på baggrund af data fra overvågningsprogrammet for vandløb.
<i>Undersøgelser af planktonet</i>	<i>Klorofyl</i> I typeområder og repræsentative områder måles klorofylindholdet på samme stationer, med samme frekvens og i samme dybder som for måling af uorganiske næringsstoffer. Dybderne er fastlagt for hver enkelt station, og typisk tages der prøver i 1 meters dybde på de lavvandede stationer, mens dybere stationer kan have supplerende dybder. Under situationer med lagdeling suppleres med prøver fra bundlaget, hvis dette lag ikke er dækket af de faste dybder. Endvidere tages prøver i dybe klorofylmaksima, når sådanne forekommer. Frekvensen varierer fra 12 til 47 prøvetagninger årligt med størst intensitet i vækstsæsonen. I alt blev der målt klorofyl på 96 stationer i 1999. <i>Primærproduktion</i> Der foretages målinger af primærproduktionen i de 6 typeområder samt på 5 intensive stationer i repræsentative områder. Frekvensen varierer fra 3 til 26 gange om året. <i>Fytoplankton</i> Fytoplanktonets artssammensætning og biomasse undersøges ved tællinger og opmåling af planktonprøver. Stationerne besøges 26 gange om året i 6 typeområder og med forskellig frekvens på 6 intensive stationer og 1 ekstensiv station i repræsentative områder.
<i>Bundvegetation</i>	NOVA-programmet omfatter vegetationsundersøgelser på 274 transekter fordelt i 37 fjorde og kystområder (Figur 3.30). I 1999 blev vegetationsundersøgelserne gennemført som intensive undersøgelser. Det

vil sige, at undersøgelserne omfattede identifikation af arter af blomsterplanter og makroalger samt vurdering af arternes dækningsgrad og udbredelse, herunder ålegræssets maksimale dybdegrænse samt dækningsgraden af eutrofieringsbetingede løstliggende makroalger.

Bundfauna

Bundfaunaen på sedimentbund undersøges i 24 stationsnet med hver 24-90 individuelle stationer udlagt i typeområder og repræsentative områder. Der tages 1 prøve pr. station. Stationsnettene går fra få kvadratkilometre og op til at omfatte hele fjordområder. Tætheden og biomassen af bundfaunaen bestemmes på artsniveau.

Bundlevende filtratorer

De bundlevende filtratorers biomasse og dækningsgrad opgøres i de 6 typeområder undtagen Limfjorden. På baggrund af biomasse og dækningsgrad beregnes filtratorernes potentielle filtration.

3.2 Resultater

3.2.1 Fysiske forhold

Hydrografi

Område og datagrundlag

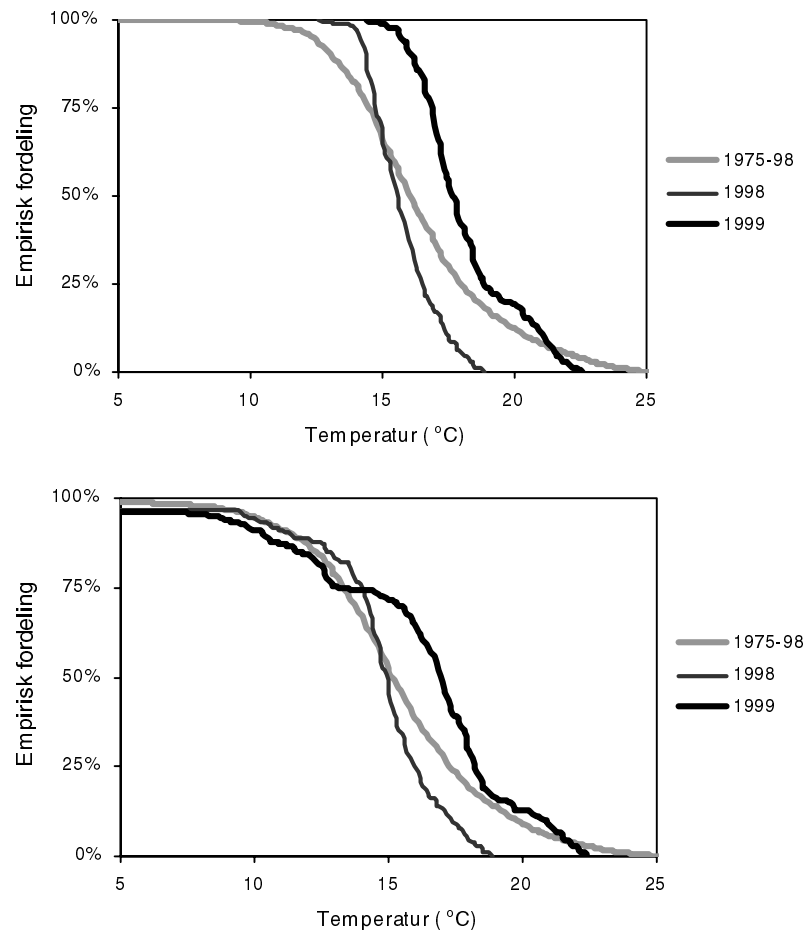
Temperatur, salinitet og lagdeling af 52 kystnære farvande er fastlagt på basis af amternes dataindberetning. Farvandstyperne udgør primært: bugt, sund, fjord, og nor. I dette års rapportering er fokus i beskrivelsen lagt på sensommeren 1999, hvor de meteorologiske forhold afveg fra tidligere år (*Kapitel 2*), og hvor der samtidig blev observeret iltsvind i en række af de åbne og kystnære farvande (*Afsnit 3.2.5 og 4.2.5*). Nedenstående datapræsentation omfatter 2.882 CTD-profileringer over perioden 1970-98, 220 i 1998 og 202 i 1999.

Temperatur

I august og september måned af 1999 var overfladetemperaturen mellem 15°C og 22°C i de danske kystnære farvande (*Figur 3.1*). Gennemgående var overfladetemperaturen højere end middelværdien fra 1970-98 (*Figur 3.1*). Årsagen til de høje overfladevandtemperaturer var den varme sensommer (*Afsnit 2*). Tilsvarende var temperaturen i den bundnære vandmasse godt 2°C højere end normalt i de lavvandede kystnære farvande (*Figur 3.1, nederst*). Kun i dybere farvande med en markant lagdeling var bundvandstemperaturen lav (13°C). Som illustration af variationen imellem årene er resultaterne fra 1998 vist. Her resulterede den koldere sensommer i, at overfladevandtemperaturen gennemgående var 3°C lavere end i 1999. Tilsvarende var bundvandstemperaturen i de lavvandede kystnære områder høj i 1999.

Salinitet og lagdeling

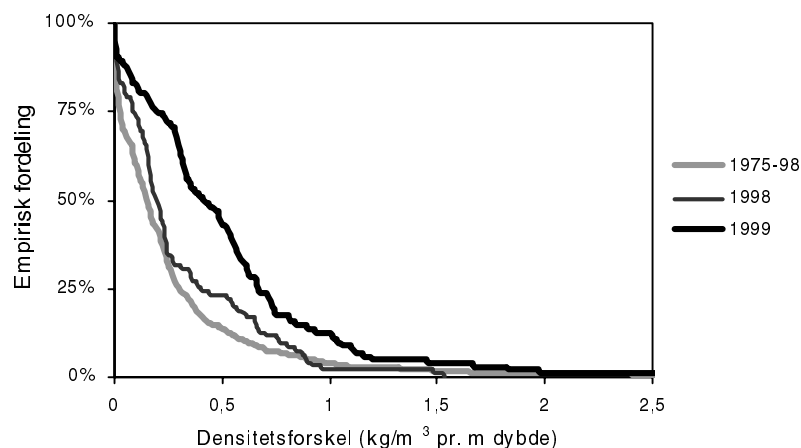
I august og september var overfladesaliniteten gennemgående lav i en række kystnære farvande, mens bundvandssaliniteten var høj. Densitetsforskellene fra top til bund var således store i 1999 (*Figur 3.2*). Det er et resultat af, at vindstyrken var reduceret i forhold til normalåret (*Afsnit 2*). Yderligere fastlægges lagdelingen i kystnære farvande delvist af lagdelingen i de åbne farvande. Her var lagdelingen mere udtalt end normalt (*Afsnit 4.2.1*). I 1998 var lagdelingen af kystnære farvande mindre udtalt som følge af større vindstyrker.



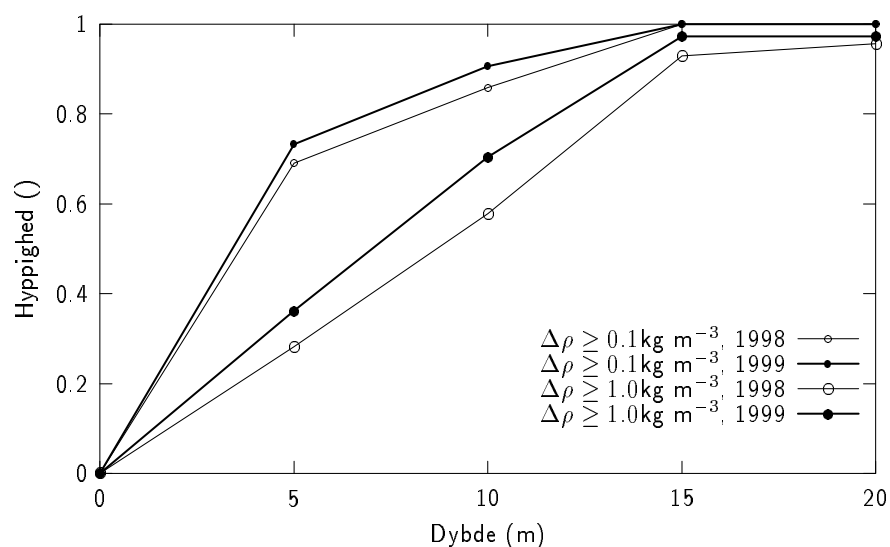
Figur 3.1 Fordelingen af temperaturobservationer i de kystnære farvande nær overfladen (øverst) og bunden (nederst), august og september 1999. Af figuren fremgår det, at i 15% af observationerne nåede overfladevandtemperaturen over 20°C, mens temperaturer lavere end 16°C kun blev observeret i 8% af observationerne. 16°C er mediantemperaturen i kystnære danske farvande i perioden fra 1975 til 1998. Målingerne indtil dybden 5,5 meter er inkluderet i beregningen af fordelingen af overfladetemperaturen. Samtlige bundnære observationer er anvendt til fordelingen af bundvandstemperaturen.

Derudover kan det bemærkes, at lagdelingen af de kystnære farvande havde et bredt udfaldsrum (*Figur 3.2*). Det har sin årsag i, at data repræsenterer en bred vifte af dybder og farvande. Målingerne fra de mere lavvandede farvandsdele (< 5 meter) havde oftest kun små densitetsforskelle (< 0,1 kg m⁻³) i vertikalen (*Figur 3.3*). Her var lagdelingen af vandsøjlen ringe, fordi vandsøjlen let blev omrørt af vinden. Lagdelingen var ligeledes ringe i de tilfælde, hvor målingerne blev foretaget i forbindelse med kortvarig kraftig blæst, som hurtigt blandede de øverste meter af vandsøjlen. En mere markant lagdeling (> 1,0 kg m⁻³) fandtes overvejende i dybere dele af fjordene, hvor vanddybden er 10 meter eller mere. De lavvandede slusefjorde afveg imidlertid fra dette generelle billede. I slusefjordene er overfladevandet lavsalint, mens salt Vesterhavsvand periodevist lukkes ind i fjordene og resulterer i en markant lagdeling, selv om farvandet er lavvandet.

Af markante hændelser i 1999 kan det bemærkes, at næringsrigt og iltfattigt bundvand fra Bælthavet sidst i september nåede så langt ind i enkelte østjyske fjorde, at det her udgjorde overfladevandet. Dermed blev der observeret meget lave iltkoncentrationer i overfladevandet af fx Horsens Fjord. Yderligere befandt vandet med høje næringssaltkoncentrationer sig dermed pludseligt i den fotiske zone. Her kunne de høje næringsstofkoncentrationer give anledning til markante algeopblomstringer. De hydrografiske og meteorologiske forhold, som ledte hen til denne hændelse, er beskrevet i Vejle Amt 2000.



Figur 3.2 Lagdelingen af de kystnære farvande i august og september 1999. Lagdelingen er her vist som densitetsforøgelsen pr. meter dybde. Øverste og nederste observation er anvendt til beregningen af densitetsforøgelsen pr. meter dybde.



Figur 3.3 Lagdelingen af de kystnære farvande fra maj til september i 1998 og 1999. Lagdelingen er her beregnet som densitetsforskellen mellem overfladevandet og observationen i dybden 5 meter, 10 meter, 15 meter og 20 meter.

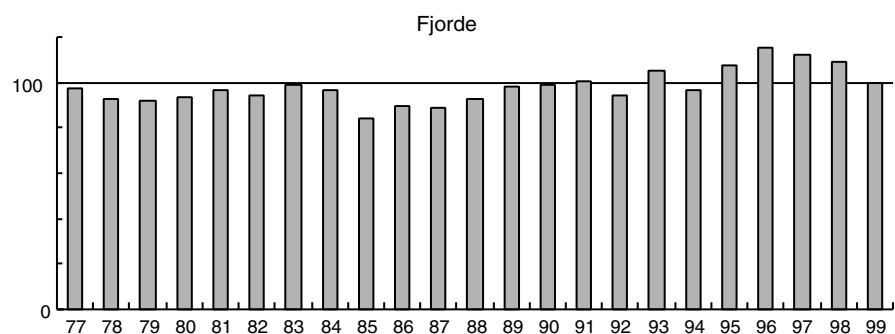
Lysforhold

Lysforholdene i fjordene er analyseret ud fra data for sigtddybde i perioden 1. marts til 31. oktober. Sigtddybden er et mål for, hvor langt lyset trænger ned i vandet. Sigtddybden påvirkes negativt af klorofyl og dermed planktonbiomassen og forventes derfor at reagere ved ændringer i tilførslen af næringssalte. Perioden marts til oktober er valgt for at integrere tilstanden over den del af året, hvor den biologiske aktivitet er størst. Samtidig er det hovedparten af vækstsæsonen for den fastsiddende vegetation, hvis vækstforhold er afhængig af lyset ved bunden.

Data fra 31 fjordstationer indgår i analysen med data fra 1999. Samlet er der brugt data fra 139 stationer fra 1977 til 1999. Kun stationer med mere end tre målinger pr. år og målinger fra mere end fire år er medtaget. Formålet med analysen er at beskrive lysforholdene i danske fjorde, udviklingen over tid og sammenhænge med afstrømning fra land og tilførsel af næringssalte til fjordene. Ringkøbing Fjord indgår ikke i analysen, da sigtddybden her steg markant som følge af en ændret slusepraksis i 1996 (Laursen et al. 1998).

For hver station og år er der beregnet et sigtddybdeindeks, som er middel sigtddybden det pågældende år divideret med middel sigtddybden af alle målinger på den station. På den måde indgår alle stationer med samme vægt i analysen, uafhængigt af antal målinger og uafhængigt af sigtddybdens absolutte værdi.

Gennemsnittet af sigtddybdeindekset i 1999 var 100, dvs. at sigtddybden på de 31 stationer med data fra 1999 lå på middelværdien for alle år (Figur 3.4). Sigtddybden var noget lavere end de foregående år, hvor værdien var 110 til 115, men sigtddybden var dog stadig højere end for årene før 1990. Den opadgående tendens, der har været siden 1985, er i nogen grad brudt i 1999.

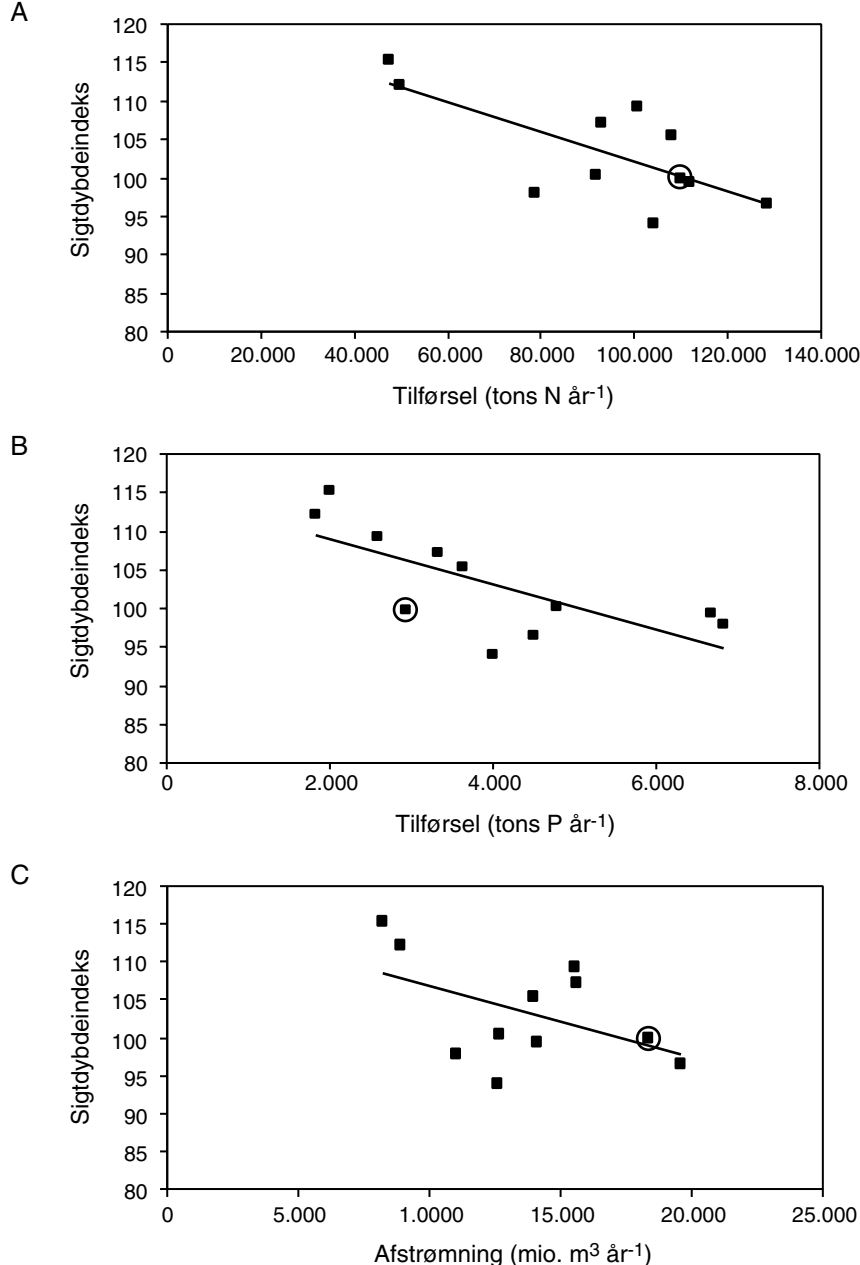


Figur 3.4 Sigtddybdeindeks for fjorde beregnet som beskrevet i teksten.

Figur 3.5 viser sammenhængen mellem indekset for sigtddybde og henholdsvis afstrømning og tilførslen af kvælstof og fosfor til havet. For alle tre relationer er der en negativ tendens, således at højere tilførsler fører til lavere sigtddybde. Sammenhængende for kvælstof og fosfor er signifikante (Tabel 3.1). Den tætteste sammenhæng findes med tilførslen af fosfor, hvor p er 0,55%. Dette kunne umiddelbart tyde på, at fosfor har en større effekt på sigtddybden i fjorde end kvælstof. Hvis man antager, at der er en årsagssammenhæng, kan hældningen på linierne bruges som et estimat for den ændring i sigt-

dybden, man kan forvente ved en ændring i belastningen. Således vil sigtddybden forbedres 3,2% pr. 1.000 tons reduktion i fosfortilførslen og 0,15% pr. 1.000 tons reduktion i kvælstoftilførslen. For fosfor bør det bemærkes, at sammenhængen muligvis ikke er lineær, idet ændringen i sigtddybden ser ud til at ske ved fosforbelastninger mellem 2.000 og 4.000 tons pr. år (Figur 3.5). Dette kan skyldes, at den biologiske respons på en lavere fosforbelastning først optræder under ca. 4.000 tons pr. år.

Figur 3.5 Sammenhængen A mellem indeks for sigtddybde for fjorde og tilførsel af fosfor (A), kvælstof (B) og afstrømning (C). Statistik for regressionslinier er givet i Tabel 3.1. Cirkel = 1999.



Når den tidlige udvikling på enkeltstationer analyseres med en Kendall Tau test, finder man en positiv udvikling på 67 stationer og en negativ udvikling på 14 stationer. Hvis man kun medtager årene efter 1989 (Vandmiljøplanens start), er forholdet 56 til 25. I begge tilfælde er der tale om en signifikant overvægt af stationer med en positiv udvikling i sigtddybden.

Tabel 3.1 Statistik for sammenhængen mellem indekset for sigtddybde og tilførslen af henholdsvis kvælstof og fosfor og afstrømning.¹⁾ Beregnet med lineær regression. ²⁾ Beregnet med multipel lineær regression med år og afstrømning som forklaringsvariable.

	Intercept	Hældning	±95% konfidens- grænser på hældning	r ² -værdi	p-værdi
	(% af middel- værdi)	(% pr. 1.000 tons for kvæls- stof og fosfor, % pr. km ³ for afstrømning og % pr. år for tid)			
¹ Kvælstof	118	-0,15	0,13	0,44	2,60%
¹ Fosfor	116	-3,20	2,00	0,59	0,55%
¹ Afstrømning	116	-0,95	0,95	0,24	12,00%
² Tid	-2741	1,43	0,95	0,70	0,83%
² Afstrømning	-2741	-1,20	0,89	0,70	1,30%

Som nævnt ovenfor er sigtddybden det enkelte år påvirket af afstrømningen og dermed bidraget fra den diffuse belastning. Det er derfor ønskeligt at analysere, om der har været en tidslig udvikling i sigtddybden, når man ser bort fra variationer i afstrømningen. Det er gjort med multipel lineær regression, hvor både år og afstrømning indgår som forklaringsvariable (*Tabel 3.1*). Her ses det, at der er signifikante bidrag til variationen fra både år og afstrømning, dvs. at der har været en signifikant stigende sigtddybde over tid. Dette kan skyldes, at tilførslen af næringssalte er faldende, især for fosfors vedkommende. Samme afstrømning giver dermed en mindre tilførsel af næringssalte og en højere sigtddybde.

3.2.2 Stoftilførsel via vandløb og direkte udledninger

Indledning

Baggrund

Dette afsnit omhandler vand- og stoftilførslerne til danske marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger, mens tilførsler via atmosfærisk deposition findes andetsteds. Der gives hovedtal for tilførsler af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof (BOD₅) i 1999 sammenlignet med tilførsler i perioden 1989 til 1999. I Ovesen & Svendsen (2000) beskrives disse tilførsler mere uddybende. I *Bilag 3* findes en række supplerende opgørelser om stoftilførsler til de 9 1. ordens marine kystafsnit, og i *Bilag 4* årstilførsel og kildeopsplitning for tilførsler til de 49 2. ordens kystafsnit i 1999.

Ferskvandsafstrømningen i 1999

Ferskvandsafstrømningen meget stor i 1999

Ferskvandsafstrømningen var i 1999 på 18.400 mio. m³ (427 mm), hvilket er 31% over normalen for 1971-90 (*Tabel 3.2*) og 34% større end midlen for de 11 overvågningsår. Samtidig var afstrømningen ca. 20% større end i 1998 og mere end dobbelt stor som i 1997. Afstrømningsmængden nåede dog ikke helt op på niveauet for 1994 på trods af, at nedbørsmængden var rekordstor. Det skyldes, at især slutningen

af 1999 var meget nedbørsrig, og på grund af forsinkelsen mellem nedbør og afstrømning får dette først indflydelse i 2000 (Ovesen & Svendsen 2000).

Tabel 3.2 Ferskvandsafstrømningen til de 9 1. ordens farvandsområder i 1999 og som middel i perioden 1971-1990.

Farvandsområde	Opland km ²	Vinter 10 ⁶ m ³	Sommer 10 ⁶ m ³	1999		1971-1990	
				mm	10 ⁶ m ³	mm	10 ⁶ m ³
1 Nordsøen	10860	3846	2210	560	6056	461	4980
2 Skagerrak	1098	334	229	513	564	297	315
3 Kattegat	15852	4105	2460	415	6565	311	4920
4 Nordlige Bælthavet	3128	925	311	395	1236	277	850
5 Lillebælt	3383	1167	350	448	1517	338	1135
6 Storebælt	5417	1286	283	289	1569	229	1230
7 Øresund	1709	306	93	232	399	176	300
8 Sydlige Bælthavet	418	78	9	207	87	183	75
9 Østersøen	1206	322	58	315	381	182	220
Total	43070	12369	6003	427	18372	327	14025

Tilførsel af kvælstof, fosfor og organisk stof i 1999

1999-tilførslerne af kvælstof svarende til 1998, men fosfor og organisk stof noget større end 1998

Tilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger inklusiv havbrug var i 1999 101.500 tons kvælstof, 3.060 tons fosfor og 46.600 tons BOD₅ (Tabel 3.3). Kvælstofafstrømningen i 1999 har dermed været af samme mængde som i 1998, og godt dobbelt så stor som i de to afstrømningsfattige år 1996 og 1997. Tilsvarende har fosfor- og BOD₅-afstrømningerne været henholdsvis 16% og 13% større end i 1998.

Tabel 3.3 Tilførslen af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger til marine kystafsnit i 1999. Spildevandsoplysningerne er fra Miljøstyrelsen (2000).

	Kvælstof ton	Fosfor ton	BOD ₅ ton
Afstrømning til havet via vandløb ekskl. spildevand	92100	1830	22300
Punktkilder til ferskvand	4600	540	6900
Spredt bebyggelse	1000	220	3800
Spildevand ferskvand i alt	5600	760	10700
Afstrømning til havet via vandløb	97700	2590	33000
Spildevand direkte til havet	3500	440	12000
Havbrug	300	30	1500
Totale tilførsel med ferskvand + havbrug	101500	3060	46600

Sæsonvariationerne i tilførslerne af kvælstof, fosfor og BOD₅ i 1999

Vand- og stofafstrømningen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de 9 1. ordens kystafsnit var i 1999 præget af den ekstremt høje nedbør, og især i månederne januar, marts og december har den

store afstrømning medført, at der for de fleste farvandsområder har været en meget stor tilførsel af fosfor, BOD₅ og kvælstof (*Figur 3.6*). Stoftilførslen i perioden april til og med november har været næsten normal og ret konstant. Sæsonvariationen i 1999 i tilførslerne til de marine kystafsnit har således været meget store og mere udpræget end normalt.

Tydelig sæsonvariation for koncentrationen i tilførslerne af især kvælstof til marine kystafsnit

Der var en ret udpræget sæsonvariationen i vandføringsvægtede koncentrationer af total kvælstof, total fosfor og BOD₅. Koncentrationen af kvælstof var lav i sommerhalvåret, hvor de diffuse tilførsler typisk er lave. Omvendt steg koncentrationen af fosfor og BOD₅ i sommerhalvåret, idet der grundet lavere afstrømning skete en mindre fortynding af spildevand. Specielt i afstrømningen fra oplande med en lav specifik afstrømning i sommerperioden steg koncentrationen af specielt fosfor og BOD₅ som fx til Storebælt og Øresund.

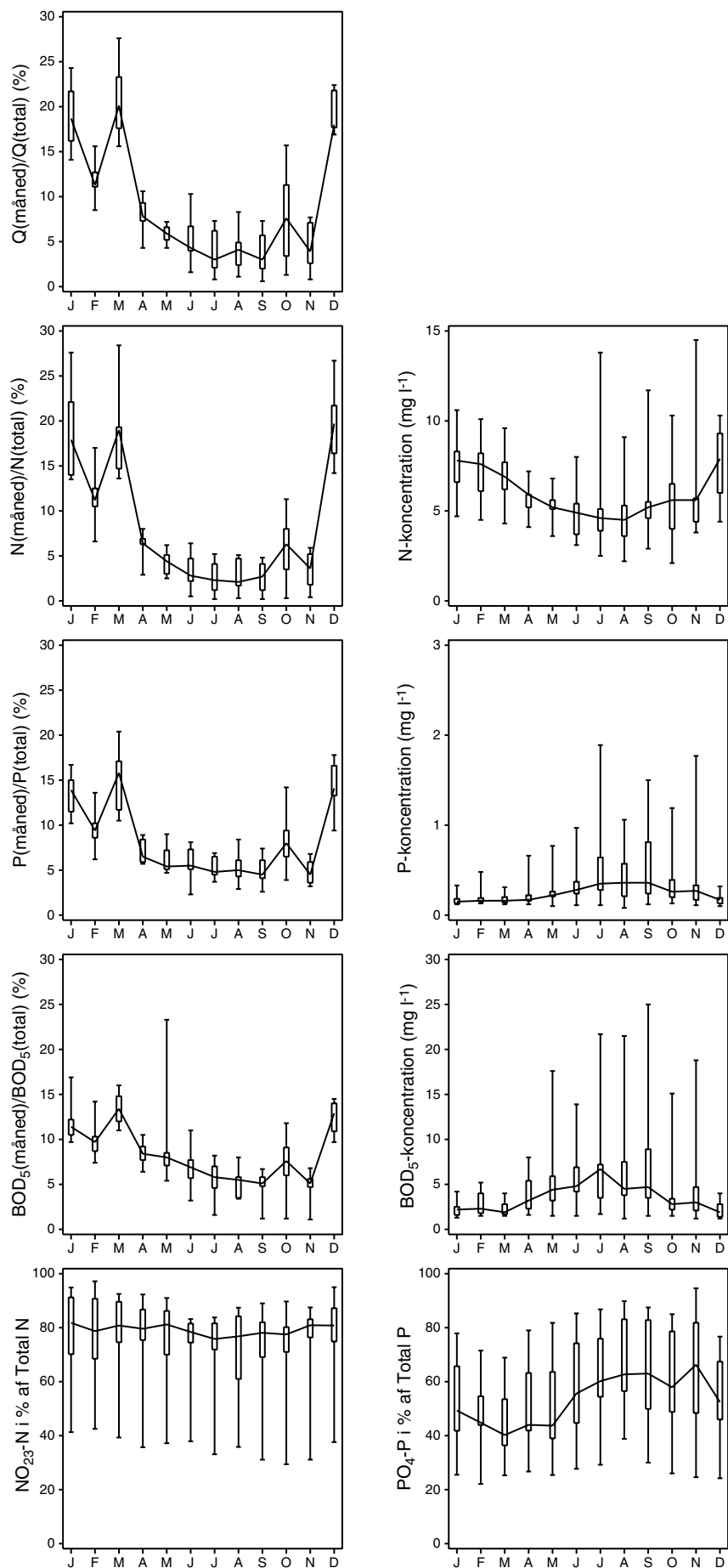
Tilførslen af nitrat-nitrit og af opløst fosfor

Sammenlignet med ferskvandsafstrømningen var tilførslen af kvælstof relativ beskeden fra oplandet til fx Nordsøen (*Bilag 3*). Det skyldes blandt andet, at der i sandede oplande sker en nitratreduktion (denitrifikation) i grundvandet, før det når frem til vandløbene i modsætning til lerede arealer, hvor en stor del af det vand, der strømmer til vandløbene, løber gennem dræn uden en reduktion af nitrat. I dele af oplandet til Nordsøen findes der også høje jernkoncentrationer, som binder en del af det opløste fosfor (PO₄-P), hvorfor andelen heraf er lav i afstrømningen til dette farvandsområde. Omvendt er andelen høj, hvor der er en stor belastning fra byspildevand og spredt bebyggelse, dvs. i områder med stor befolkningstæthed og megen industri (fx Storebælt og Øresund).

Tilførslen til 1. og 2. ordens kystafsnit i 1999

I *Tabel 3.4* er den samlede tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger beregnet for 9 1. ordens kystafsnit samt opdelt i kilder. I *Bilag 4* findes tilsvarende opgørelser for tilførslerne til 2. ordens kystafsnit. I tæt befolkede områder som omkring Storebælt og Øresund har spildevandsudledninger stadig relativ stor betydning. Oplandstab af kvælstof (dvs. tilførslen via vandløb divideret med oplandsarealet) var for landet som helhed på ca. 23 kg pr. ha. Tabet har været størst til farvandet omkring Samsø (ca. 40 kg pr. ha), sydlige del af Lillebælt, sydlige Bælthavet, Det Sydfynske Øhav samt Vigsø Bugt og Hanstholm-Thyborøn (*Bilag 4*). Generelt afspejler dette, at der fra områder med intensiv landbrug og relativ høje afstrømninger er store tab af kvælstof. For Vigsø Bugt er der dog også tale om relativt store direkte spildevandsudledninger. Der har været lavt oplandstab til store dele af Nordsøen, fra store dele af Sjælland, dele af det nordlige og østlige Jylland m.fl. De relativt lave oplandstab af kvælstof til Nordsøen skyldes den tidligere omtalte nitratreduktion, således at en del af kvælstoffet omsættes, før det når ud til vandløbene.

Figur 3.6 Ferskvandsafstrømningen og den målte tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de 9 1. ordens kystafsnit i 1999. I figurerne angives median (fuldt optrukket linie) samt 10% og 90% fraktiler for de 9 1. ordens kystafsnit af den pågældende værdi. Q(måned) er den månedlige ferskvandsafstrømning i procent af afstrømningen i 1999, og tilsvarende er angivet den procentuelle månedlige tilførsel af kvælstof (N (måned)), fosfor (P(måned)) og BOD₅ (BOD₅ (måned)). Koncentrationerne er beregnet som den samlede målte tilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger divideret med den tilhørende ferskvandsafstrømningen (vandføringsvægtede koncentrationer). De enkelte måneders procent NO₂₃-N af total kvælstof- og PO₄-P af total fosfortilførslen i samme måned findes i de to nederste figurer. En del af tallene bag figurerne findes i Bilag 3.



Tabel 3.4 Tilførsel af kvælstof, fosfor og BOD₅ via vandløb og direkte udledninger (inklusive havbrug) til den 1. ordens kystafsnit og i alt i 1999 (tons). I den diffuse belastning indgår baggrundsbidraget, bidrag fra dyrkede arealer og fra spredt bebyggelse. I denne opgørelse er der ikke taget højde for retention.

Farvands-områder	Kvælstof				Fosfor				BOD ₅			
	Diffus belastning	Punktkilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punktkilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit	Diffus belastning	Punktkilder ferskv.	Direkte udledninger	Totalt til kystafsnit
Nordsøen	23000	1540	190	24700	530	160	20	700	5700	2600	180	8500
Skagerrak	3100	80	100	3200	120	10	10	140	1600	100	700	2500
Kattegat	34600	1470	850	37000	760	170	100	1040	11800	2100	2300	16300
Nordlige Bælthavet	7800	500	380	8600	140	50	30	220	1800	500	500	2800
Lillebælt	8000	370	460	8800	220	40	60	330	1900	600	800	3300
Storebælt	11200	360	610	12000	190	50	70	300	2100	500	7900	10400
Øresund	2000	200	1080	3300	30	40	160	230	500	300	900	1700
Sydlig Bælthavet	700	70	10	800	10	10	0	20	100	200	0	300
Østersøen	2700	40	90	2800	40	10	10	60	500	100	300	800
Danmark	93100	4620	3770	101200	2050	540	480	3030	19800	6900	13600	46600

Kildefordeling i 1999

Punktkilder til ferskvand udgjorde i 1999 5% af den samlede kvælstoftilførsel med ferskvand til marine kystafsnit. De tilsvarende tal er 18% for fosfor og 15% for BOD₅. De diffuse kilder (afstrømningen fra åbent land og spredt bebyggelse) udgjorde i 1999 92% af den samlede kvælstoftilførsel via vandløb og direkte spildevandsudledninger til marine kystafsnit. For fosfor har andelen været 67% og for BOD₅ 56%. Punktkilder til ferskvand plus de direkte spildevandsudledninger har i 1999 således udgjort henholdsvis 8% af kvælstoftilførslen, 33% af fosfortilførslen og 44% af BOD₅-tilførslen til de marine kystafsnit. De diffuse kilder vil være relativt størst i år med en stor ferskvandsafstrømning, men de diffuse kilder har fået stadig større betydning, efterhånden som spildevandsudledningerne er faldet.

Udvikling i stoftilførslerne i perioden 1989 til 1999

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger har været opgjort til de marine kystafsnit siden 1989 (Figur 3.7 samt Bilag 3). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (82% i gennemsnit for perioden 1989-99) og er tydeligt tæt korreleret til ferskvandsafstrømningen. For fosfor udgør den diffuse afstrømning 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 er faldet fra ca. 9.000 tons fosfor fra 1981-88 til ca. 1.000 tons fosfor i 1999 eller med ca. 90%. Tilsvarende er de samlede spildevandsudledninger af kvælstof faldet fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til godt 8.000 tons i 1999 svarende til en reduktion på ca. 70%.

Betydningen af de diffuse kilder er steget væsentligt siden 1989 grundet forbedret spildevandsrensning

Trend test for de årlige tilførsler af kvælstof og fosfor

Der er foretaget en analyse for udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger i perioden 1989 til 1999 med en Kendall trend test på vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at eliminere betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Ovesen og Svendsen (2000). Testen viser, at der ikke er nogen statistisk signifikant trend for den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor (inklusiv belastningen fra den spredte bebyggelse og inklusiv retention) for Danmark (Tabel 3.5). Der er et fald for kvælstof, men det er ikke signifikant ($z = -0,138$). Der er en meget svagt stigende udviklingstendens for fosfor, men slet ikke signifikant. Der er også testet for, om der har været en generel udviklingstendens for ferskvandsafstrømningen. Der har været et fald, der slet ikke er signifikant.

Signifikant fald i de samlede tilførsler af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger grundet forbedret spildevandsrensning

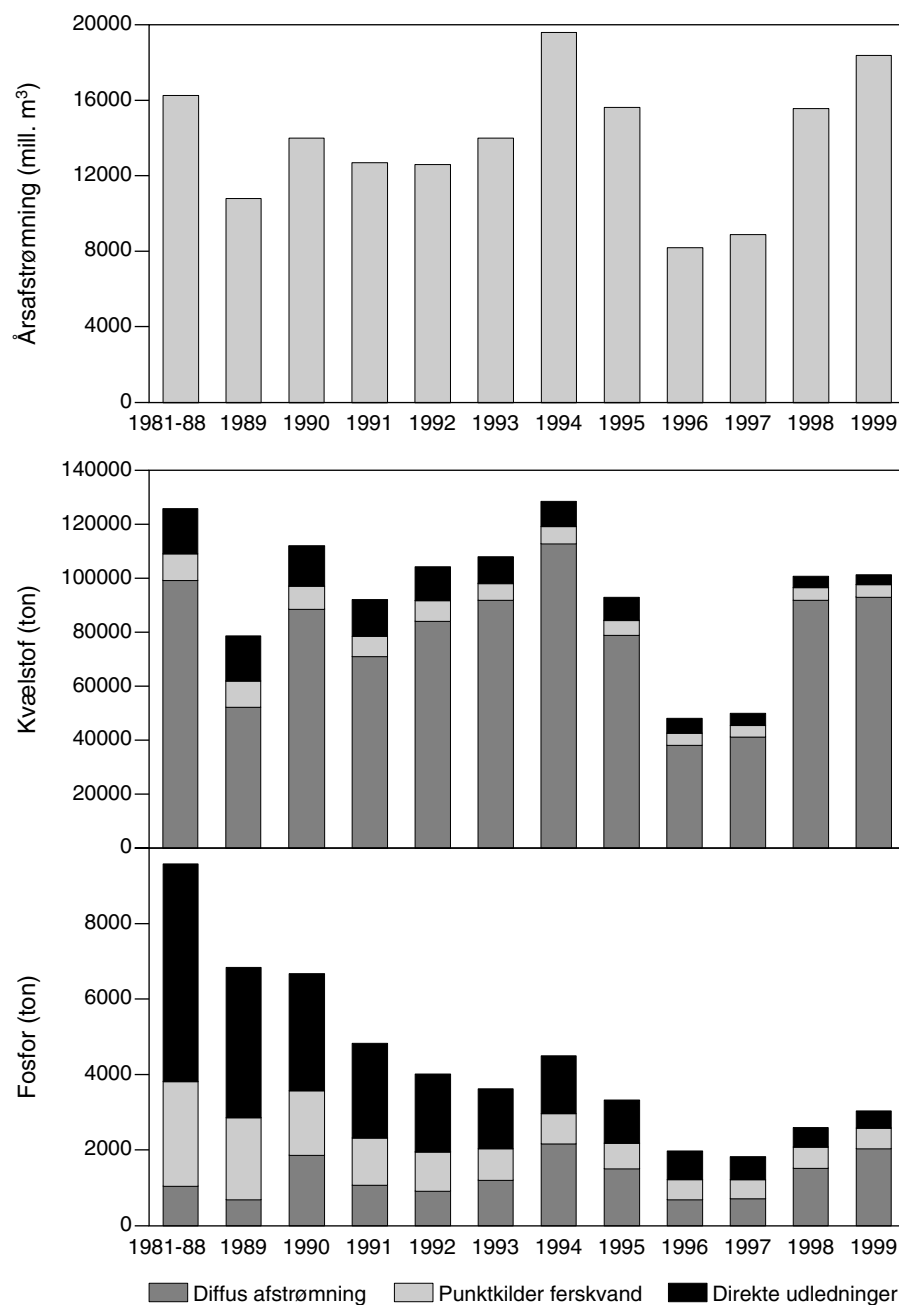
For de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger af fosfor fra hele Danmark er der ikke overraskende et signifikant fald for fosfortilførslerne (Tabel 3.5). Der er også et signifikant fald for de tilsvarende tilførsler af kvælstof trods de diffuse kilders store andel af de samlede tilførsler via vandløb og direkte spildevandsudledninger. Der er et signifikant fald i tilførslen af kvælstof med spildevand til ferskvand, og for den tilsvarende fosfortilførsel er der også et signifikant fald. Det betyder, at det fald, der er målt i de vandføringsvægtede koncentrationer primært kan tilskrives den forbedrede spildevandsrensning, mens der ikke kan påvises nogen statistisk signifikant ændring i den diffuse afstrømning af kvælstof og fosfor for Danmark som helhed.

Test på udviklingstendenser i tilførslen fra hver af de ni 1. ordens kystafsnit

Kendall trend testen på den samlede tilførsel via ferskvand og direkte spildevandsudledninger af kvælstof og fosfor til hver af de ni 1. ordens kystafsnit (Tabel 3.5) viser overordnet, at der er et signifikant fald for de samlede kvælstoftilførsler til alle marine kystafsnit på nær til Nordsøen og Kattegat og et signifikant fald for fosfortilførsler til alle farvandsområder. Kun i Lillebælt er der en signifikant faldende udviklingstendens i den diffuse kvælstoftilførsel. Billedet for den diffuse fosfortilførsel er noget mere broget, idet der er et signifikant fald til Lillebælt og Øresund og et ikke statistisk signifikant fald til Storebælt, sydlige Bælthavet og Østersøen og en ikke statistisk signifikant stigning til de øvrige farvandsområder.

Beregning af det årlige fald i de vandføringsvægtede koncentrationer

Ved anvendelse af Sen's hældningsestimator er det årlige fald eller den årlige stigning i den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel til ferskvand i hvert af oplandene til de ni 1. ordens marine kystafsnit samt for hele Danmark beregnet, udtrykt som et fald eller en stigning i den vandføringsvægtede koncentration (Tabel 3.6). Hældningerne anvendes kun, hvor der med Kendalls trend test er påvist en signifikant udviklingstendens, jf. Tabel 3.5, hvilket er markeret med fed skrift i Tabel 3.6.



Figur 3.7 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystafsnit i de 11 overvågningsår og som et gennemsnit for perioden 1981-88.

Tabel 3.5 Kendalls trend test på udviklingen i henholdsvis den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og på den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusiv belastning fra spredt bebyggelse og inklusiv retention). Testen er udført på vandføringsvægtede koncentrationer. Fortegnet viser, om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. * angiver om udviklingstendenser er signifikant, hvor * angiver, at $1\% \leq P < 5\%$, og ** angiver, at $P < 1\%$. Hvor der ikke er angivet en p-værdi, har den været $\geq 5\%$ og dermed ikke signifikant.

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

Tabel 3.6 Den årlige ændring (fald angivet med et - tegn, stigning med et + tegn) for henholdsvis den diffuse kvælstof- og fosfortilførsel (inklusiv spredt bebyggelse og inklusiv retention) i oplandene til de 9 1. ordens kystafsnit i perioden og hele Danmark og for den samlede tilførsel via vandløb (inklusiv direkte spildevandsudledninger) fra 1989 til 1999 angivet i $\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$ estimeret med Sens hældningsestimator. De angivne årlige ændringer bør kun anvendes for de oplande, hvor Kendalls trend test har vist en signifikant trend, jf. *Tabel 3.5*, og de er angivet med fed i tabellen.

Farvandsområde	Årlig ændring kvælstof		Årlig ændring fosfor	
	Diffus tilførsel $\text{mg N l}^{-1} \text{år}^{-1}$	Samlet tilførsel $\text{mg N l}^{-1} \text{år}^{-1}$	Diffus tilførsel $\text{mg P l}^{-1} \text{år}^{-1}$	Samlet tilførsel $\text{mg P l}^{-1} \text{år}^{-1}$
Nordsøen	-0,0167	-0,0613	0,0035	-0,0093
Skagerrak	-0,1480	-0,4257	0,0033	-0,0732
Kattegat	-0,0405	-0,1162	0,0020	-0,0108
Nordlige Bælthavet	-0,0985	-0,3376	0,0065	-0,0284
Lillebælt	-0,2934	-0,5196	-0,0064	-0,0586
Storebælt	-0,3086	-0,5451	-0,0005	-0,0595
Øresund	-0,2313	-2,4688	-0,0130	-0,5161
Sydlig Bælthavet	-0,3968	-0,5791	-0,0090	-0,0351
Østersøen	-0,3037	-0,5705	-0,0074	-0,0637
Danmark	-0,1232	-0,2196	0,0008	-0,0387

Det bemærkes, at særligt i oplandet til Lillebælt, Storebælt, Øresund, sydlige Bælthavet og Østersøen har der været et kraftigt årligt fald i den vandføringsvægtede diffuse kvælstofkoncentration på 0,23 - 0,40 mg N l⁻¹ år⁻¹ eller op til 5 mg N l⁻¹ fra 1989 til 1999. Det er i disse oplande, at landbruget er domineret af planteavl, som har haft de største reduktioner i udvaskningen af kvælstof (Grant et al. 2000). På landsplan giver analysen en reduktionen på 1,4 mg N l⁻¹ fra 1989 til 1999 i den diffuse kvælstoftilførsel. Det skal dog understreges, at faldet end ikke er signifikant på 20%-niveau, hvilket betyder, at hvis man ser på konfidensintervallet for hældningsestimatet, varierer det fra et markant fald til en svag stigning i den diffuse kvælstoftilførsel. En del af faldet kan tilskrives lavere retention i søerne fra 1989 til 1999 og reducerede udledninger fra spredt bebyggelse i samme periode. Da det estimerede fald som omtalt ikke er signifikant, er det fagligt uforvarsligt at give et bud på størrelsen af en eventuel reduktion i tilførslerne fra dyrkede arealer. Trods det er beregnet, at der er sket en væsentlig reduktion i udvaskningen fra dyrkede arealer (Grant et al. 2000) er dette ikke slået målbart igennem i den diffuse tilførsel til vandløb og til de marine kystafsnit.

3.2.3 Næringsstoffer i vandet

Målinger af næringssaltkoncentrationer i fjorde og kystnære områder er blevet analyseret for at vurdere 1999 i forhold til de foregående år. Endvidere er tidsserier for næringssaltkoncentrationer blevet undersøgt for tidslig udvikling, og sammenhængen med næringssaltbelastningen er belyst. Endelig er den potentielle næringssaltbegrænsning af planktonvækst undersøgt. Alle data i perioden 1989-1999 fra stationer i NOVA 2003-programmet er anvendt.

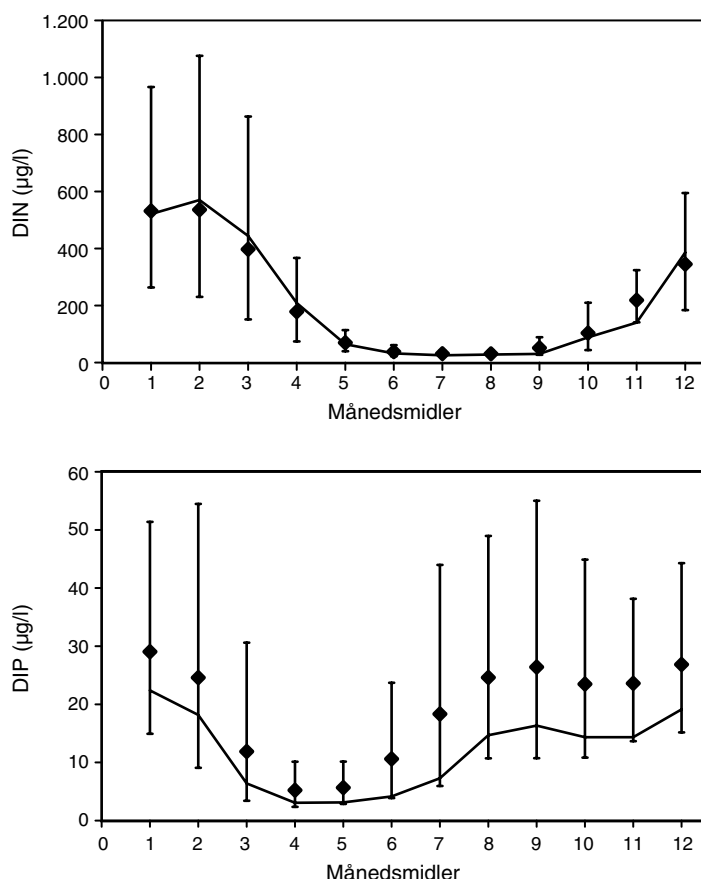
Middelværdier for alle fjordstationer

Middelniveauet for næringssalte taget over alle fjordstationer i NOVA 2003-programmet er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse, som lader variationer mellem stationer, år og måneder indgå i modellen (se Bilag 2). Metoden tager højde for, at der igennem årene er varierende antal prøvetagninger på stationerne. Årsmiddelniveauet er således et udtryk for det gennemsnit, man ville få, såfremt man havde data fra alle måneder og stationer (lige mange observationer fra alle stationer og måneder). Ligeledes er månedsmiddelniveauet et udtryk for det gennemsnit, man ville få, såfremt man havde data fra alle stationer i alle år fra 1989-99. Endvidere er for årsmiddelkoncentrationer beregnet 95% konfidensintervaller for middelniveauet, der angiver, hvor sikkert dette middelniveau er bestemt. For månedsmiddelkoncentrationer er beregnet et 95% konfidensinterval for år til år variationer.

Næringssaltkoncentrationer i 1999

Sæsonvariationen i 1999 for opløst uorganisk kvælstof (DIN = ammonium + nitrit + nitrat) var ikke væsentligt forskellig fra den observerede sæsonvariation i årene 1989-98. Månedsmiddelniveauet var lidt over det normale i foråret og lidt under det normale i efteråret (Figur 3.8). For opløst uorganisk fosfor (DIP = ortho-fosfat) var sæsonvariationen i 1999 væsentligt under månedsmiddelkoncentrationerne for perioden 1989-98 (Figur 3.8). Dette skyldes, at der er sket en tidslig udvikling i DIP koncentrationen siden starten af 90'erne (Figur 3.9C). Sæsonvariationen i 1999 for total kvælstof (TN) var tilsvarende normal, hvorimod sæsonvariationen i 1999 for total fosfor (TP) var væsentligt

lavere end de foregående års sæsonvariation. Sæsonvariationen for opløst silikat (DSi) var normal med månedsmiddelkoncentrationer i 1999 lidt over middel i sommeren og lidt under middel i efteråret. Årsmiddelkoncentrationen for DIN og TN var i 1999 indenfor den observerede variation i perioden 1989-98 (Figur 3.9). Årsmiddelkoncentrationen for DIP og TP var i 1999 væsentligt lavere end i starten af 90'erne. Nedgangen i fosforkoncentrationerne vil blive uddybet nedenfor. Middelkoncentrationen for DSi var i 1999 på niveau med tidligere år.



Figur 3.8 Månedsmiddelkoncentrationer for DIN og DIP bestemt ved tredsidet variansanalyse (se Bilag 2) for 1999 (fuldt optrukken linie) og perioden 1989-98 (punkter), hvor 95%-konfidensintervaller angiver år til år variationen i månedsmiddelkoncentrationen. Analysen er udført på alle fjord- og kystnære stationer i NOVA-programmet.

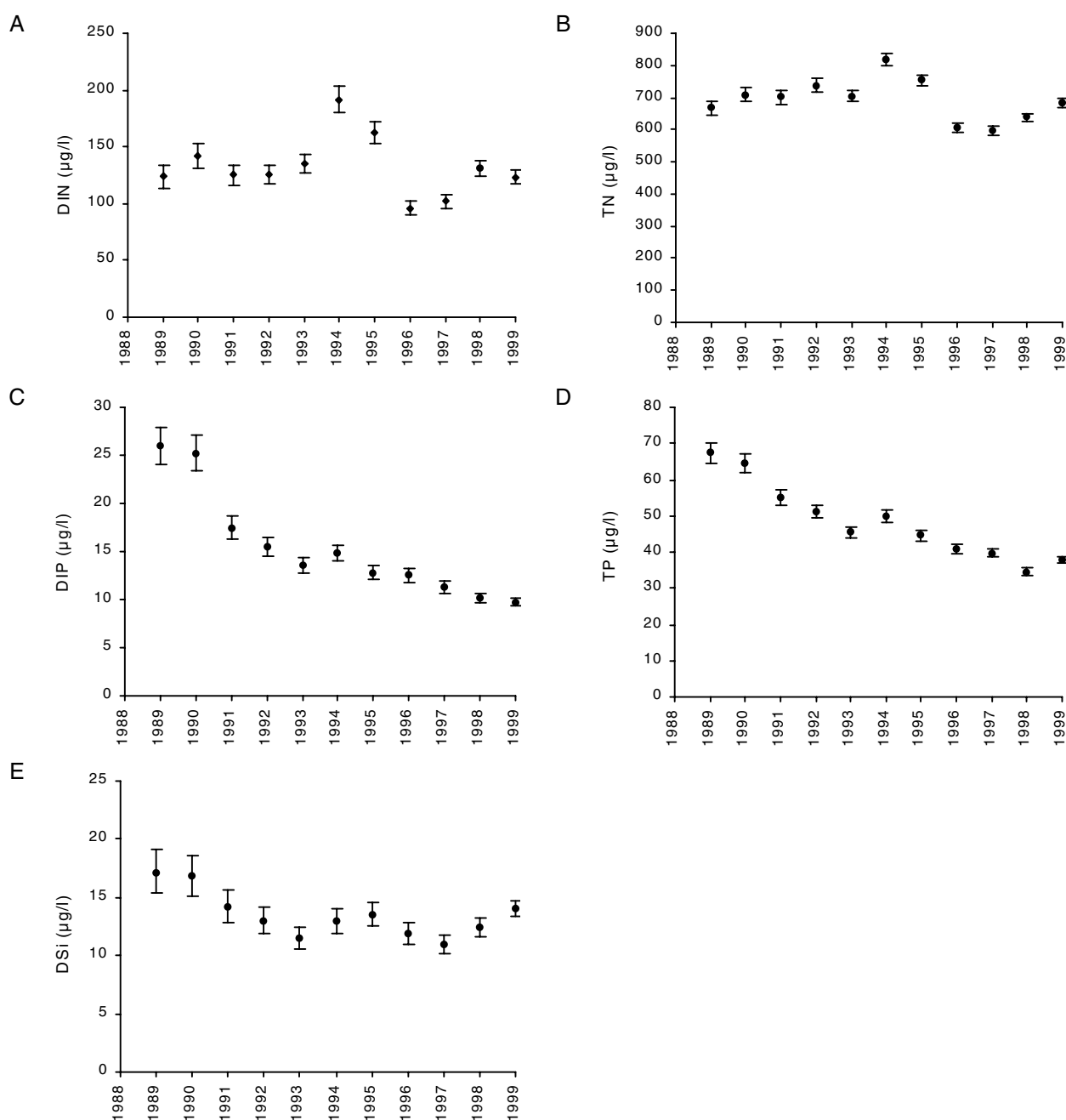
Fosforkoncentrationen har stabiliseret sig

Trendanalyser af tidsserier fra 1989-99 (Tabel 3.7) for fosfat og total fosforkoncentrationer viser stadig signifikant fald i næsten alle danske fjorde og kystnære områder (se desuden Markager et al. 1999). Disse signifikante fald understøttes af den beregnede middelkoncentration for DIP og TP i Figur 3.9C+D. Disse fald skyldes store reduktioner i fosforbelastningen fra punktkilder pga. forbedret fosforfjernelse fra spildevand, hvilket igen kan tilskrives gennemførslen af amternes recipientkvalitetsplaner og Vandmiljøplan I. Selv om nedgangen i fosfatkoncentrationer endnu ikke er statistisk signifikant for alle de monitorerede stationer, så tegner der sig alligevel en klar tendens med signifikant fald på ca. halvdelen af stationerne i fjorde og kystnære områder. Der ses dog flere steder en tendens til, at DIP- og TP-koncentrationerne nu er ved at stabilisere sig på et lavere niveau end

i begyndelsen af 90'erne. Dette ses ligeledes af *Figur 3.10*, hvor DIN- og DIP-koncentrationerne er afbildet for de 6 typefjorde.

*Kvælstofkoncentrationen
falder i Limfjorden*

For DIN og TN er der kun i Limfjorden observeret et større antal stationer med faldende koncentrationer, men faldet var kun signifikant for 1 ud af 8 stationer (Nordjylland i *Tabel 3.7* og *Figur 3.10*). Dette betyder, at der i dette område sandsynligvis er sket en nedgang i kvælstofkoncentrationerne. For de andre dele af landet ses der ikke nogen tendens til hverken stigning eller fald i kvælstofkoncentrationerne.



Figur 3.9 Årsmiddelkoncentrationer med 95% konfidensinterval for A) DIN, B) TN, C) DIP, D) TP og E) DSI bestemt ved tresidet variansanalyse (se *Bilag 2*). Analysen er udført på alle fjord- og kystnære stationer i NOVA-programmet.

Tabel 3.7 Korrelationsanalyser for udviklingstendenser i næringsstoffer udført med Kendalls τ på tidsvægtede vinter- og sommergennemsnit af overfladevand (0-10 m) for 1989-99. For områderne Vestjylland, Nordjylland, Østjylland, Fyn og Sjælland + øer er angivet antallet af stationer, hvor Kendalls τ er udregnet, antallet af stationer, som viste hhv. stigning og fald. Stationer, som hverken viste stigning eller fald, er udeladt. I parentes er angivet antallet af stationer, som viste en statistisk signifikant stigning/fald ved Kendalls τ . Ved et fortegnstest er det undersøgt, om der er en ligelig fordeling af positive og negative korrelationer. Stjernerne viser signifikansniveauet, *: $p < 5\%$, **: $p < 1\%$ og ***: $p < 0,1\%$.

Farvand	Vinter tidsvægtede gennemsnit				Sommer tidsvægtede gennemsnit			
	Antal	Stigning	Fald	p-værdi	Antal	Stigning	Fald	p-værdi
Nitrat+nitrit								
Vestjylland ¹	7	3	4	ej sign.	7	3(1)	4	ej sign.
Nordjylland ²	9	1	8(1)	*,3,91%	9	3	6	ej sign.
Østjylland ³	12	6	6	ej sign.	12	6(2)	6	ej sign.
Fyn ⁴	8	2	6	ej sign.	8	4	4	ej sign.
Sjælland+øer ⁵	13	5	8	ej sign.	13	9	4	ej sign.
Ortho-fosfat								
Vestjylland ¹	6	3	3	ej sign.	7	2	5(1)	ej sign.
Nordjylland ²	9	0	9(6)	**,0,39%	9	0	9(1)	**,0,39%
Østjylland ³	12	0	12(4)	***,0,05%	12	1	11(5)	**,0,64%
Fyn ⁴	8	0	8(7)	**,0,78%	8	0	8(7)	**,0,78%
Sjælland+øer ⁵	13	0	13(9)	***,0,02%	13	1	12(6)	**,0,34%
Total kvælstof								
Vestjylland ¹	7	3	4	ej sign.	7	1	6(1)	ej sign.
Nordjylland ²	9	1	8	*,3,91%	9	3	6	ej sign.
Østjylland ³	12	6	6(1)	ej sign.	11	3	8	ej sign.
Fyn ⁴	8	3	5	ej sign.	8	2	6(1)	ej sign.
Sjælland+øer ⁵	13	3	10	ej sign.	13	5(2)	8(1)	ej sign.
Total fosfor								
Vestjylland ¹	7	2	5(2)	ej sign.	6	0	6(1)	*,3,13%
Nordjylland ²	9	1	8(5)	*,3,91%	9	1	8	*,3,91%
Østjylland ³	12	1	11(6)	**,0,64%	12	0	12(5)	***,0,05%
Fyn ⁴	8	0	8(4)	**,0,78%	8	0	8(7)	**,0,78%
Sjælland+øer ⁵	13	1	12(9)	**,0,34%	13	0	13(4)	***,0,02%
Silikat								
Vestjylland ¹	4	1	3(1)	ej sign.	4	3	1	ej sign.
Nordjylland ²	5	0	5	ej sign.	5	0	5(1)	ej sign.
Østjylland ³	10	4	6(1)	ej sign.	9	0	9(2)	ej sign.
Fyn ⁴								
Sjælland+øer ⁵	2	0	2	ej sign.	2	0	2	ej sign.

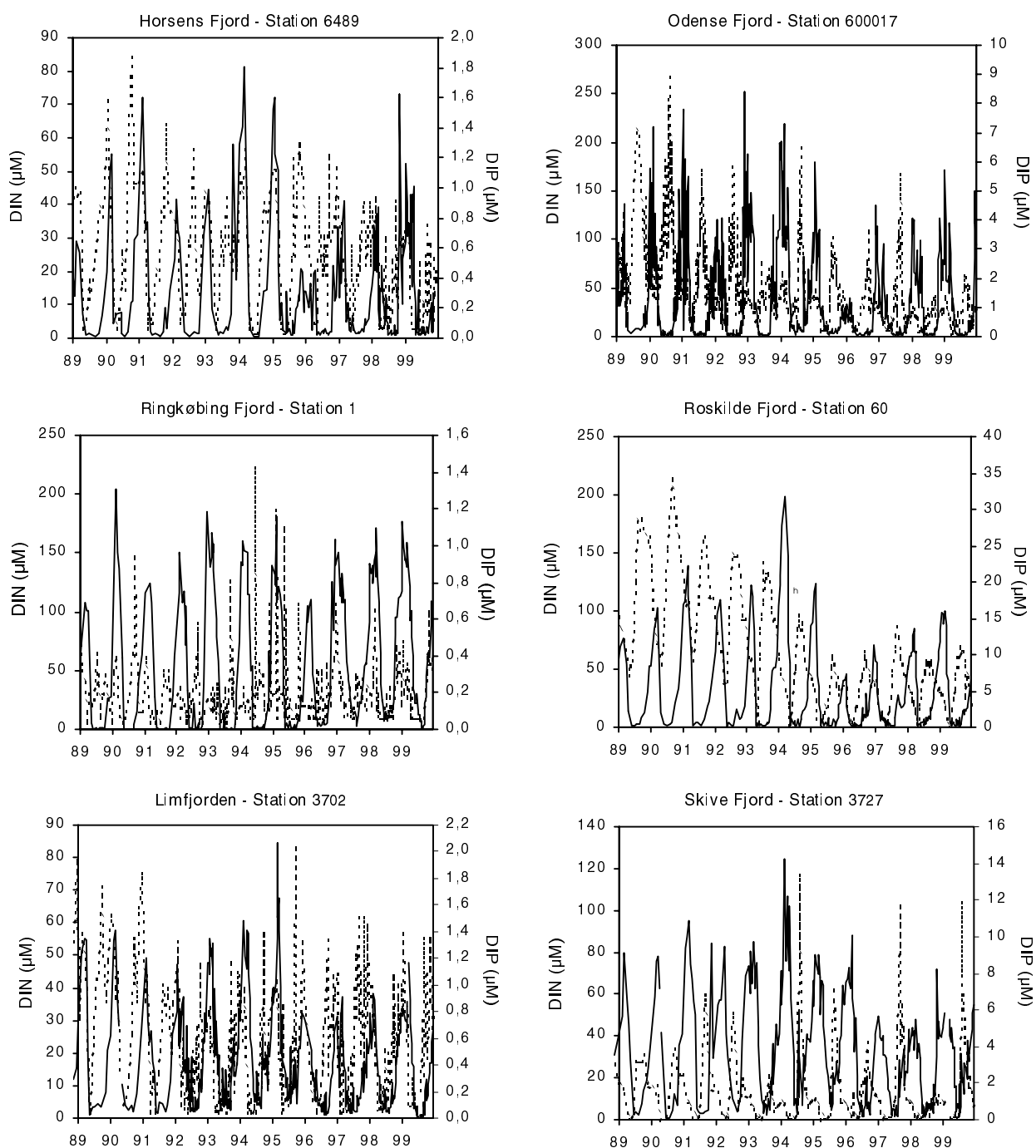
¹ Omfatter stationerne 43, 1, 10, 3, 1610002, 1610008, 22, 23

² Omfatter stationerne 3727-1, 3728-1, 3726-1, 3702-1, 3713-1, 3711-1, 3708-1, 3705-1, 3723-1, 6602

³ Omfatter stationerne 5790, 6489, KFF2, KFF5, 15, 12, 4273, 3350, 190004, 170006, M3, 5503, 230902

⁴ Omfatter stationerne 6910008, 6900017, 6940622, 8841, 8843, 6500062, 6500051, 8361

⁵ Omfatter stationerne 60, 65, 75, 1727, 1723, 1877, 1939, 8000, 10003, 10006, 41007, 41008, 44011, 30006, 0802008, 0802023, 0103008, 0102013, 0101047, 1040050



Figur 3.10 Overfladekoncentrationer af DIN (fuldt optrukken linie) og DIP (stiplet linie) (0-5 m) fra de 6 typefjorde i NOVA-programmet - Horsens Fjord, Odense Fjord, Ringkøbing Fjord, Roskilde Fjord, Limfjorden og Skive Fjord.

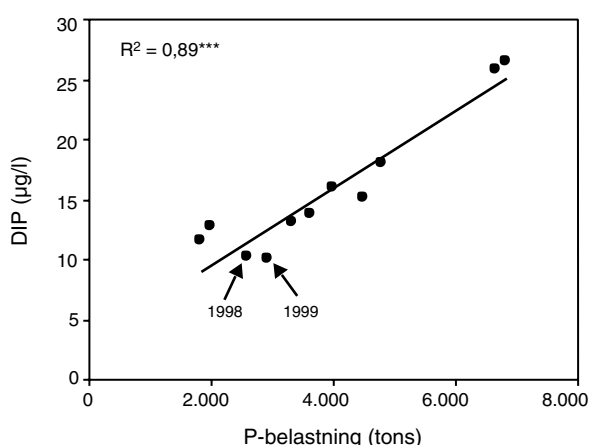
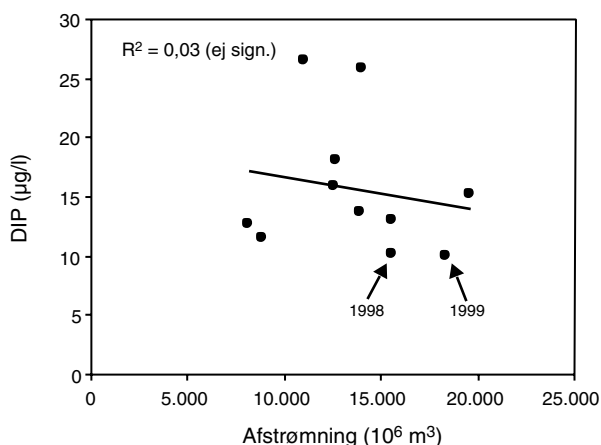
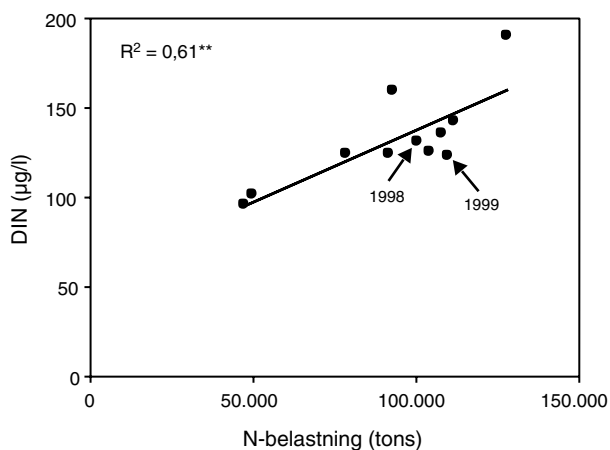
Sammenhæng med P-belastningen

Sammenhængen mellem næringssaltkoncentrationer og næringssaltbelastning er undersøgt ved at plote årsmiddelniveauerne for DIN og DIP mod den årlige afstrømning og N/P-belastning fra Danmark (Figur 3.11). For DIP er der ikke en klar sammenhæng mellem årsmiddelniveau og afstrømning, hvilket skyldes, at DIP-koncentrationen i fjorde hovedsageligt er bestemt af punktkildebelastningen (spildevandsbelastning, m.m.), som ikke er relateret til afstrømningen. Derimod ses en klar sammenhæng mellem årsmiddelniveauet for DIP og fosforbelastningen til de danske farvande, hvilket

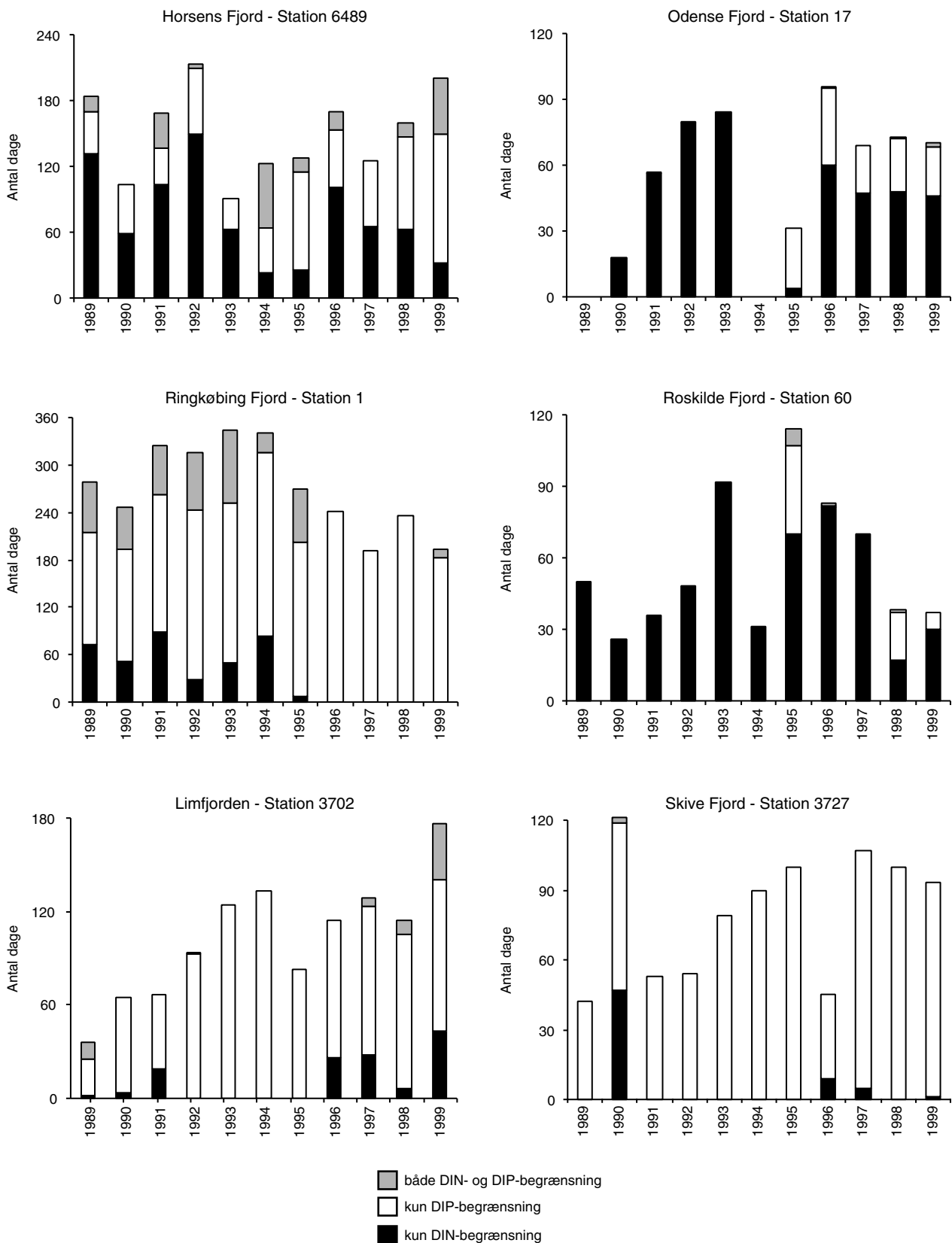
Sammenhæng med N-belastning

Scatter plot showing the relationship between DIN concentration (µg/l) on the Y-axis and runoff (Afstømning in 10⁶ m³) on the X-axis. The plot includes a linear regression line with $R^2 = 0,64^{**}$. Data points for 1998 and 1999 are highlighted with arrows.

Afstømning (10 ⁶ m ³)	DIN (µg/l)	Year
8.0	100	
9.0	105	
11.5	125	
12.5	125	
13.5	135	
14.0	145	
14.5	135	
15.5	135	1998
16.0	160	
18.5	125	1999
19.5	190	



34



Figur 3.12 Antal dage med potentiel næringssaltbegrænsning i de 6 typefjorde: Horsens Fjord, Odense Fjord, Ringkøbing Fjord, Roskilde Fjord, Limfjorden og Skive Fjord.

Beregning af næringssaltbegrænsning

Som beskrevet i Markager et al. (1999) beregnes den potentielle næringssaltbegrænsning ved at sammenligne næringssaltkoncentrationerne i de øverste 10 m med halvmætningskonstanter fundet i litte-

raturen. Indikatoren for potentiel næringssaltbegrænsning findes ved at beregne antallet af data, hvor DIN- og DIP-koncentrationerne er under de anvendte halvmætningskonstanter. Der skelnes mellem 3 typer af næringssaltbegrænsning:

- 1) $\text{DIN} < 28 \mu\text{g/l}$ og $\text{DIP} > 6,2 \mu\text{g/l}$ (kun DIN-begrænsning),
- 2) $\text{DIP} < 6,2 \mu\text{g/l}$ og $\text{DIN} > 28 \mu\text{g/l}$ (kun DIP-begrænsning) og
- 3) $\text{DIN} < 28 \mu\text{g/l}$ og $\text{DIP} < 6,2 \mu\text{g/l}$ (både DIN- og DIP-begrænsning).

Næringssaltbegrænsningen er stabiliseret

Analysen af antal dage med potentiel næringssaltbegrænsning er kun udført for de 6 typefjorde (*Figur 3.12*). I Limfjorden, Ringkøbing og Skive Fjord er DIP potentielt mere begrænsende end DIN, hvorimod DIN er potentielt mest begrænsende i Roskilde og Odense Fjord. For Horsens Fjord er både DIN og DIP potentielt mest begrænsende på forskellige tidspunkter af året. I Markager et al. (1999) blev det vist, at den årlige periode med potentiel DIP-begrænsning er vokset kraftigt siden starten af 90'erne i takt med, at fosforbelastningen er gået ned. Ringkøbing Fjord har den længste periode med potentiel næringssaltbegrænsning fulgt af Horsens Fjord og Limfjorden. Odense, Roskilde og Skive Fjord er de typefjorde, som har den korteste periode med potentiel næringssaltbegrænsning (2-4 måneder årligt).

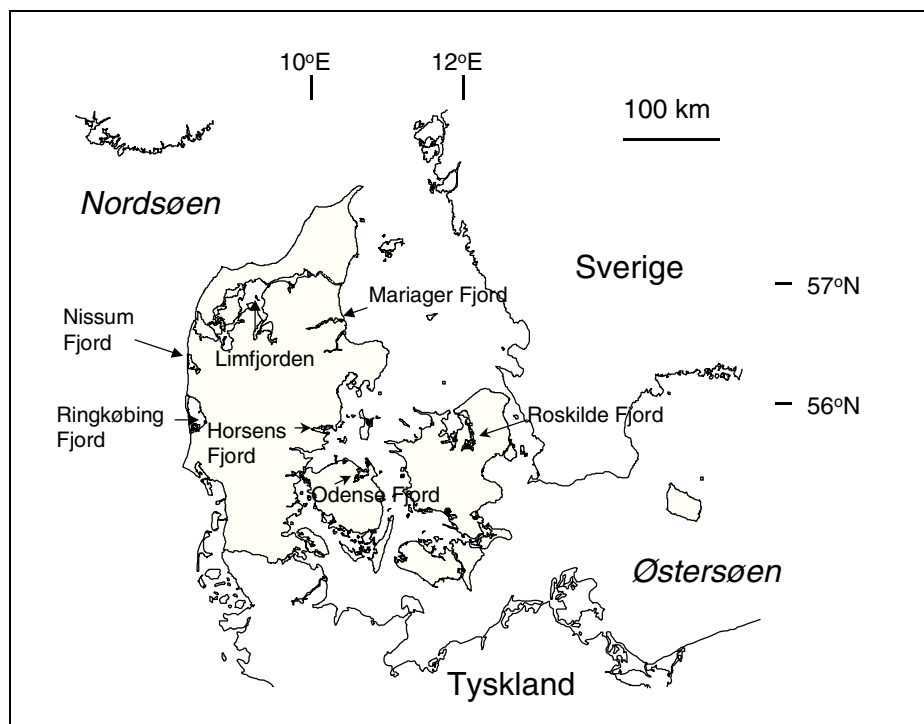
Næringssaltbegrænsning som i 1998

Den potentielle næringssaltbegrænsning afveg ikke væsentligt fra mønstret i 1998. Da næringssaltkoncentrationerne (hovedsageligt DIP) har stabiliseret sig i løbet af de seneste 2-3 år, ses der ikke store tidslige udviklinger i næringssaltbegrænsningen indenfor de seneste år.

3.2.4 Vand- og næringsstoftransport

Område og modelgrundlag

Vand- og næringsstoftransporten er beregnet for en lang række fjorde (*Figur 3.13*). Horsens Fjord (1999, Vejle Amt 2000), Limfjorden (1989-1999, Limfjordsovervågningen 2000a), Mariager Fjord (1989-1999, Nordjyllands Amt & Århus Amt 2000), Nissum Fjord (1988-1999, Vejle Amt 2000), Odense Fjord (1995, 1997-1999, Fyns Amt 2000), Ringkøbing Fjord (1986-1999, Vejle Amt 2000) og Roskilde Fjord (1985, 1992, 1998-1999, Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2000). Randers Fjord er modelleret af DMU på basis af data fra Århus Amts regionale tilsyn. De lange tidsserier af næringsstoftransportberegninger er etableret i regionalt regi og udgør et væsentligt supplement til vurderingen af langtidseffekten af fx reduktionen af fosfatudledningen på bl.a. intern omsætning og eksport af næringsstof til de åbne farvande. Detaljerne i modelleringsgrundlag og begrænsningerne i modelanvendelsen fremgår af de regionale rapporter. Derudover findes der i de regionale rapporter for 1998 og 1999 udtømmende beskrivelser af korttidsvariation og enkelthændelser, som har haft indflydelse på modelresultater. I denne rapport beskrives det overordnede mønster i den årlige transport af total nitrogen (TN, *Figur 3.14*) og fosfor (TP, *Figur 3.15*) til de åbne farvande i forhold til stoftilførslen til fjordene.



Figur 3.13 Fjorde fra hvilke der foreligger beregninger af vand- og næringsstoftransport.

TN-eksport og -tilførsel

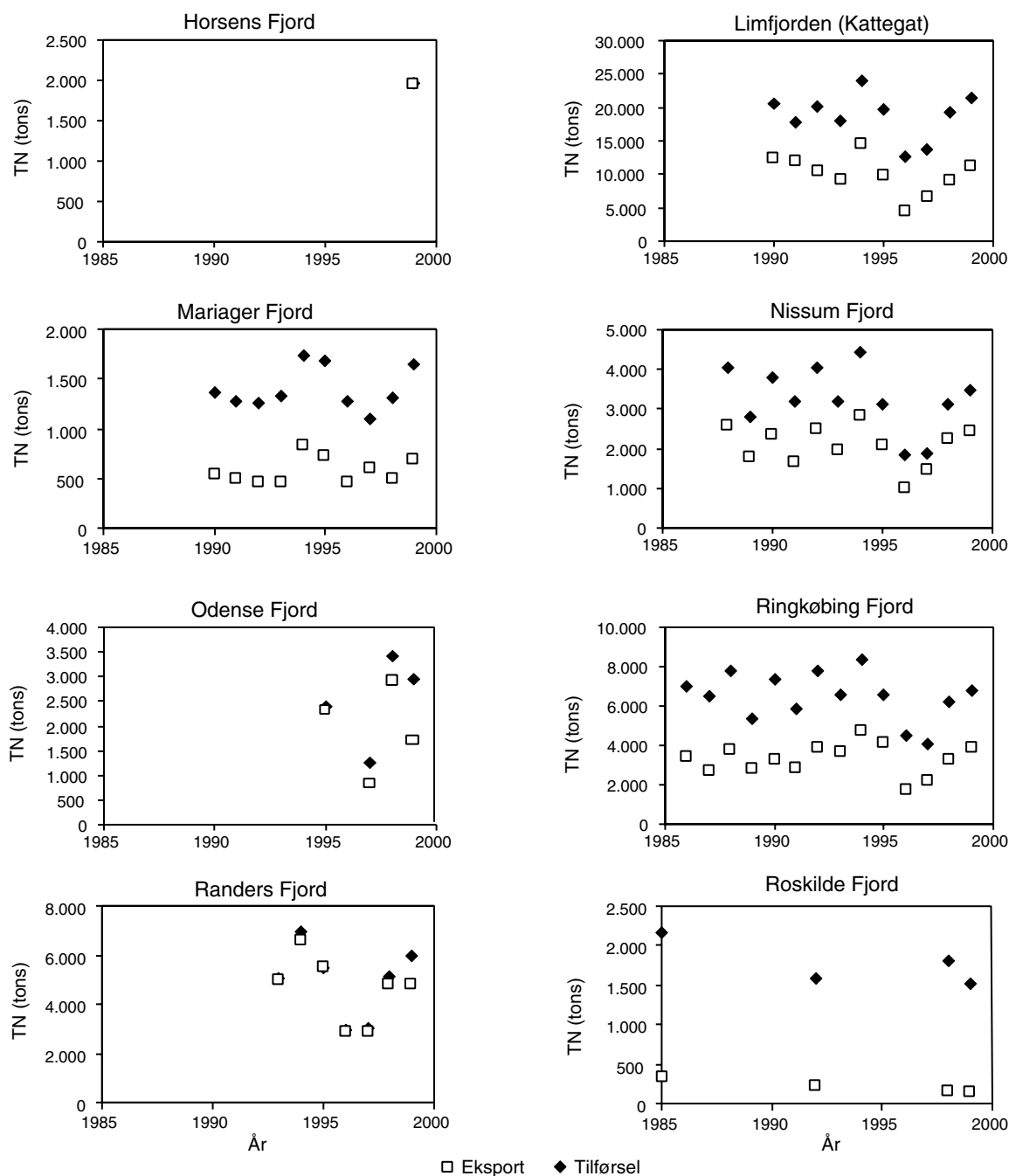
Modelresultaterne tyder på, at TN-eksporten fra fjorde i 1999 har samme størrelsesorden som i de forudgående år (Figur 3.14). Godt 50% af TN-tilførslen fra land og atmosfæren eksporteres til de åbne farvande. De øvrige 50% bliver denitrificeret i fjordene og/eller bundet i sedimenter. I Roskilde Fjord bibeholdes størstedelen (90%) af stoftilførslen. Det er sandsynligvis et resultat af Fjordens store opholdstid. I øvrigt er samvariationen mellem tilførsel og eksport stor (Figur 3.16), dvs. de år tilførslen er lav, er eksporten ligeledes lav.

TP-eksport og -tilførsel

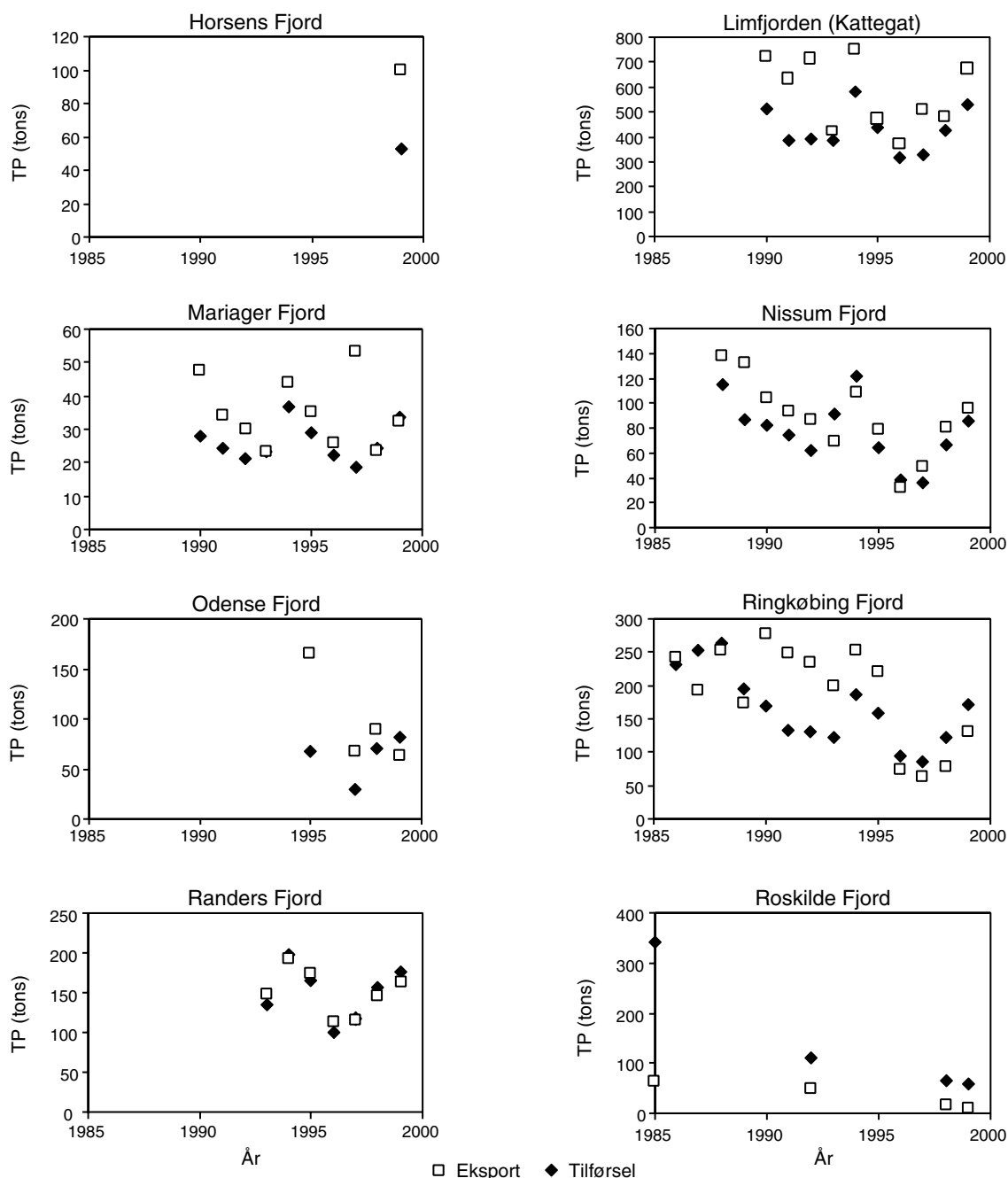
Fra midt i 80'erne til midt i 90'erne var eksporten af TP fra de betragtede fjorde ca. 25% større end stoftilførslen fra land (Figur 3.15). Den store eksport skyldes sandsynligvis en reduktion af den labile fraktion af TP i fjordsedimentet (frigivelse fra sedimentet). Derefter skete der et generelt fald i tilførslen af TP fra land og samtidig blev forskellen mellem tilførsel og eksport mindsket, hvilket indikerer, at frigivelsen af TP fra sedimentet samtidig blev mindsket. Stigningen i TP-tilførslerne sidst i 90'erne resulterede i en tilsvarende forøgelse af eksporten. Samlet tyder analysen på, at den labile fraktion af TP i sedimentet er blevet mindsket gennem perioden.

Yderligere er sedimentfrigivelsen, beregnet som differencen mellem tilførsel og eksport af fosfor, reduceret i løbet af 1990'erne. Årsagssammenhængen for reduktionen i fosfatfrigivelsen er ikke endeligt klarlagt, men kan forklares ved 1) at fjordene er ved at indstille sig på den reducerede TP-tilførsel, hvor specielt den mobile TP-mængde kan være reduceret i 1990'erne, og ved 2) at flora- og faunaændringer medfører en reduktion i TP-frigivelse fra sedimentet, og endeligt ved 3) at iltvindshyppigheden i fjordene kan være reduceret i løbet af 1990'erne, hvorved sedimentfrigivelsen af fosfat ligeledes kan reduceres. En del af den frigivne fosfor eksporteres åbenbart fra fjordene, da

TP-eksporten er forøget i enkelte fjorde de år, hvor markante iltsvind er rapporteret. Det er fx Mariager Fjord (1997) og Limfjorden (1994, 1997, 1999).



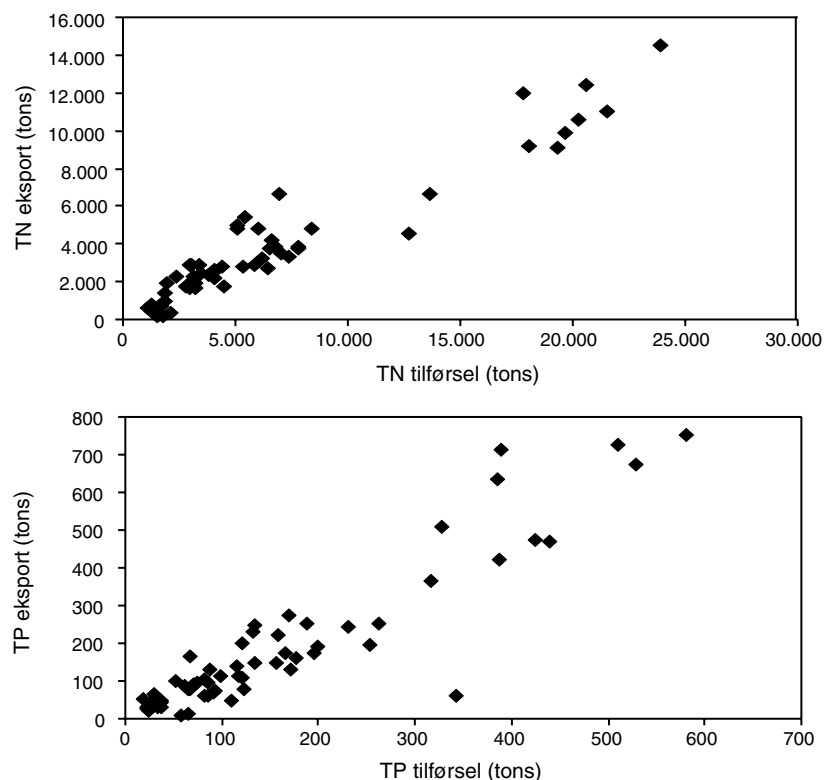
Figur 3.14 Tilførsel og eksport af total nitrogen (TN). For Limfjorden er kun eksporten til Kattegat vist, idet beregningen af eksporten til Vesterhavet er behæftet med nogen usikkerhed.



Figur 3.15 Tilførsel og eksport af total fosfor (TP). For Limfjorden er kun eksporten til Kattegat vist, idet beregningen af eksporten til Vesterhavet er behæftet med nogen usikkerhed.

Samvariationen mellem tilførsel og eksport

Samvariationen mellem tilførsel og eksport af både TN og TP er markant. Det har flere årsager. En stor del af stoftilførslen foregår i efterårs- og vinterperioden, hvor akkumuleringen af næringsstoffer i biomassen er lav. Vandskiftet er samtidigt stort i vinterperioden, således at den største del af de tilførte næringsstoffer eksporteres til de mere åbne farvande (Josefson & Rasmussen 2000). Derudover er en væsentlig komponent i nettoeksporten netop det volumen af vand, der fortrænges fra fjorden pga. ferskvandstilførslen til fjorden ganget med næringsstofkoncentrationen i fjorden. Da ferskvandstilførslen er samvarierende med stoftilførsel, bliver næringsstofeksporten det også.



Figur 3.16 Samvariation mellem årlige stoftilførsel og eksport af TN (Figur 3.14) og af TP (Figur 3.15).

3.2.5 Iltforhold

Definition af iltsvind

Bundvandets iltindhold har stor betydning for livsbetingelserne for bundfaunaen og bundlevende fisk. I Danmark betegnes det operationelt som 'iltsvind', når koncentrationen af opløst ilt er under 4 mg/l, og 'kraftigt iltsvind' når koncentrationen er under 2 mg/l. I førstnævnte tilfælde udviser bundlevende fisk flugtreaktioner. Øges intensiteten og varigheden af iltsvindet, dør de mest iltsvindsfølsomme bunddyr. Et sulfidudslip i iltsvindets sidste fase, når alt ilt er opbrugt, vil betyde en omfattende reduktion af bundfaunaen i området.

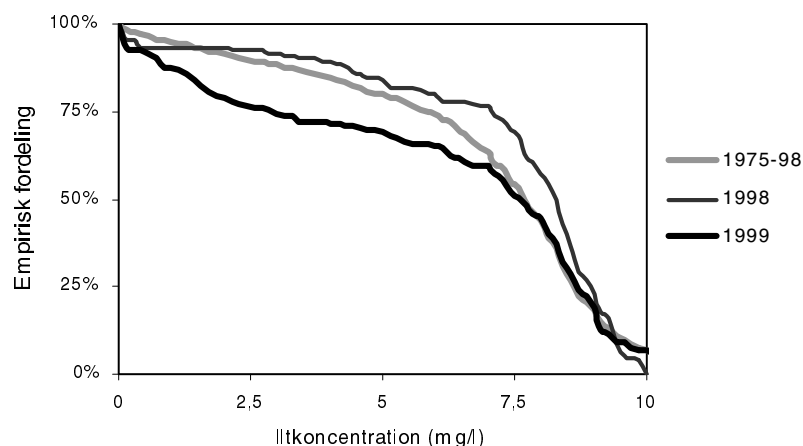
Iltodynamik

Sædvanligvis forekommer forringede iltforhold, når der forekommer vedvarende lagdeling af vandsøjlen. Derfor forekommer kun iltsvind i lavvandede farvande i forbindelse med stille, varme perioder med etablering af en termoklin eller ved indtrængen af et tyndt lag salt bundvand. I farvande dybere end 15-20 meter med permanent lagdeling i sommerhalvåret ses derimod et karakteristisk mønster med højt iltindhold i bundvandet i vinterperioden efterfulgt af faldende iltindhold fra foråret til sensommer og efterår, hvor iltindholdet er lavest (Ærtebjerg et al. 1998). Høje temperaturer forstærker iltforbrug.

Året der gik

I 1999 forekom usædvanligt kraftige iltsvind i en række fjorde og kystnære områder. Således var iltsvindet i Limfjorden, Århus Bugt, Kalø Vig, farvandene rundt om Fyn og i Lillebælt med tilstødende fjorde generelt af en styrke, der ikke er set siden 1980'erne. Af Figur 3.17 fremgår, at iltkoncentrationer under 4 mg/l i fjorde og kystnære områder (eksklusiv Lillebælt) var hyppigere i august og september

1999 end normalt for perioden 1975-98 og væsentlig hyppigere end i 1998. I ca. 25% af observationerne var iltindholdet under 4 mg/l og i ca. 15% af observationerne under 2 mg/l.



Figur 3.17 Kumulativ fordeling af iltkoncentrationer nær bunden i de kystnære farvande (eksklusiv Lillebælt) i august og september 1999, 1998 og i middel for perioden 1975-98.

I det følgende gennemgås iltforholdene i 1999 i fjorde og kystområder baseret på amternes målinger og rapporter samt målinger foretaget af DMU. I Figur 3.18 er vist stationer i alle danske farvande, hvor der i 1999 blev observeret iltsvind eller kraftigt iltsvind mindst én gang i perioden august-oktober.

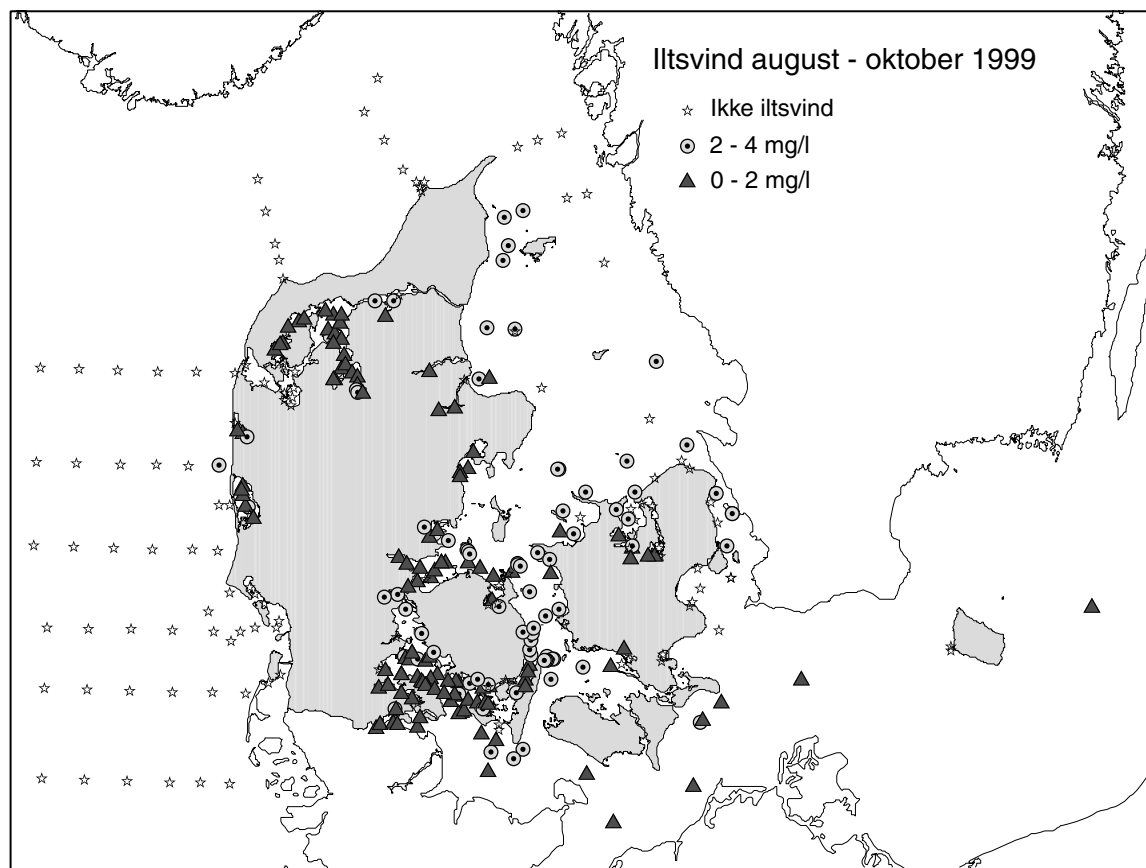
Vest- og nordjyske fjorde

I de meget lavvandede Ringkøbing og Nissum fjorde optræder iltminima i forbindelse med etablering af et salt bundlag ved indslusning af saltvand fra Vesterhavet. Risikoen for iltsvind er størst i sommerhalvåret pga. mindre vindblanding og større iltforbrug ved bunden ved højere temperaturer. I Ringkøbing Fjord optrådte i 1999 et kortvarigt kraftigt iltsvind i august i den nordlige og midterste del af fjorden. I den sydlige del observeredes et tilsvarende iltsvind i september, mens der i den dybeste del midt i fjorden optrådte en række kortvarige iltsvindhændelser gennem sommeren og frem til oktober. I Nissum Fjord blev der i 1999 i modsætning til 1998 registreret kortvarige iltsvind på 3 ud af 4 stationer.

Ringkøbing og
Nissum fjorde

Limfjorden

I 1999 blev ca. 500 km² svarende til 1/3 af Limfjordens areal ramt af kraftigt iltsvind. Det er den største iltsvindsudbredelse i undersøgelsesperioden 1988-99. Iltsvindet forekom primært i to perioder med svag vind og lagdeling i juli og august afbrudt af få dage med kraftig blæst i slutningen af juli. I Skive Fjord og Lovns Bredning blev i perioden juni-august i gennemsnit forbrugt ca. 9% af bundvandets iltindhold pr. dag. Ved lagdeling blev alt ilt således opbrugt på 11 dage. I 1999 forekom to perioder med ca. 3 ugers stabil lagdeling, og i august var bundvandet helt iltfrit og svovlbrinteholdt i næsten 14 dage.



Figur 3.18 Stationer i danske farvande, hvor der i 1999 blev målt ilt, og hvor der blev observeret iltvind (< 4 mg/l) eller kraftigt iltvind (< 2 mg/l) mindst én gang i løbet af månederne august-oktober.

Østjyske kystvande

Iltvind i de åbne østjyske fjorde har ofte forbindelse til og styres delvist af iltvind i de tilstødende åbne farvande. Således forværres iltforholdene i Vejle Fjord og den ydre del af Horsens Fjord undertiden ved indstrømning af iltfattigt bundvand fra det nordlige Lillebælt og Farvandet nord for Fyn. Det stagnerende bundvand i det sydlige Lillebælt strækker sig ind i den dybe Åbenrå Fjord og undertiden også Als Sund og ydre Flensborg Fjord.

Mariager Fjord

I Mariager Fjord var der i 1999 ingen indstrømninger af salt og iltrigt bundvand fra Kattegat, og på dybder over ca. 16 meter var der derfor iltfrit hele året. I foråret lå grænsen mellem den øvre iltede vandmasse og den nedre iltfattige i omkring 10 meters dybde. I stille perioder i juli og august bredte den iltfrie zone sig opad, og midt i august observeredes iltvind på 2 meters dybde. Blæsevejr i slutningen af august medførte atter veliltede forhold ned til omkring 10 meters dybde.

Randers Fjord

Iltforholdene i Randers Fjord i 1999 var de dårligste, der hidtil er registreret. Den 3. august observeredes for første gang kraftigt iltvind med 1,7 mg/l ved Uggelhuse, og sidst i august var der igen iltvind med 2,6 mg/l. De forringede iltforhold skal ses i lyset af en usædvanlig stærk lagdeling i fjorden i store dele af 1999.

Århus Bugt – Kalø Vig

Iltvindet i Århus Bugt og Kalø Vig i 1999 blev karakteriseret som det kraftigste siden 1981 pga. dets varighed, lave koncentrationer og store

udbredelse. Allerede i midten af juli registreredes iltsvind i området. Iltsvindet fortsatte til midten af oktober, kun afbrudt af enkelte dage i juli og august med iltkoncentrationer lidt over iltsvindsgrænsen, og med kraftigt iltsvind det meste af september.

Horsens Fjord

Horsens yderfjord fik gentagne iltsvind i midten af august, første halvdel af september ($< 1 \text{ mg/l}$) og i begyndelsen af oktober, oftest pga. indstrømning af iltfattigt vand. Også i inderfjorden målt iltsvind den 10. september.

Vejle Fjord

Iltindholdet var i en længere periode tæt ved nul, undertiden med svovlbrinte i vandet. I midten af september blev det iltfattige vand fortrængt fra inderfjorden, men vendte tilbage med en indstrømning i slutningen af september, så der forekom kraftigt iltsvind i hele vandsøjlen, og den 4. oktober var der stadig iltsvind i hele Vejle Fjord og kraftigt iltsvind i inderfjorden.

Kolding Fjord

I Kolding Fjord er der normalt gode iltf forhold pga. ringe lagdeling og stor vandudveksling med Lillebælt. I 1999 observeredes imidlertid iltsvind sidst i august, og sidst i september var iltindholdet igen tæt på iltsvindsgrænsen.

Åbenrå Fjord

I Åbenrå Fjord startede iltsvindet allerede i slutningen af juni. Fra midten af juli var der kraftigt iltsvind og undertiden iltfrit ved bunden frem til begyndelsen af oktober.

Flensborg Fjord

I den indre Flensborg Fjord startede iltsvindet i juni. I starten af juli blev der ved en enkelt måling observeret kraftigt iltsvind. Fra slutningen af august optrådte der kraftigt iltsvind, som varede til udgangen af oktober, og først i sidste halvdel af november fik kraftige vinde bugt med iltsvindet. Iltsvindsgrænsen lå relativt højt, og en vandsøjle på 7-10 meter var berørt af iltsvind i ca. 4 måneder. I yderfjorden startede iltsvindet i midten af juli, og der var kraftigt iltsvind fra slutningen af august til begyndelsen af oktober.

Fynske kystvande

Farvandet nord for Fyn

Iltsvindet i farvandet nord for Fyn i 1999 blev det værste, der er observeret i dette område. Iltsvindet udviklede sig fra midten af august til kraftigt iltsvind fra midten af september og måneden ud og strakte sig ned forbi Middelfart og helt usædvanligt ned i Snævringen. Sidst i september bevirkede et skift til vestenvind en indstrømning til farvandet nord for Fyn, og de iltfattige vandmasser blev presset mod syd i Lillebælt og ind i Vejle Fjord. I begyndelsen af oktober bevirkede kraftig vestenvind indstrømning og blanding af vandmasserne, og iltf forholdene blev efterhånden forbedret.

Odense Fjord

Der observeredes som sædvanligt ikke iltsvind i Seden Strand. I yderfjorden var iltf forholdene i 1999 dårligere end normalt, og der optrådte iltsvind i begyndelsen af september og kraftigt iltsvind i begyndelsen af oktober. Iltsvindet var sammenfaldende med en højere frekvens af springlagsdannelse, indstrømning af iltfattigt bundvand og en højere fytoplanktonbiomasse end normalt. Udenfor fjorden var der iltsvind i august og september til begyndelsen af oktober, og undertiden kraftigt iltsvind.

Sydlige Lillebælt

I januar registreredes usædvanligt lave iltværdier ($< 5 \text{ mg/l}$) i de dybe dele af det sydlige Lillebælt. Iltforholdene forbedredes i februar og var bedre end normalt forårsperioden. I løbet af juli opstod der igen iltsvind, der hurtigt udviklede sig til kraftigt iltsvind med svovlbrinte-frigivelse i de dybe dele. I midten af september var der kraftigt iltsvind fra syd for Langeland til det midterste Lillebælt og i tilstødende fjorde og bugter. Store områder op til Årø var generelt uden ilt og med stedvis sulfidudslip. I begyndelsen af oktober bevirkede den første efterårsstorm en stor indstrømning, og iltsvindet blev væsentligt indskrænket.

Det Sydfynske Øhav

Allerede i januar observeredes kraftigt iltsvind i det dybe bassin mellem Ærø og Avernakø. Blanding og vandudskiftning i februar afbrød iltsvindet, og i forsommeren 1999 var iltforholdene gode. I løbet af juli opstod der igen iltsvind, der hurtigt udviklede sig til kraftigt iltsvind med svovlbrinte-frigivelse. I Ringsgaardsbassinet opstod iltsvind i begyndelsen af juli, og efter kortvarigt bedre forhold udvikledes kraftigt iltsvind i midten af august. Sidst i august optrådte iltsvind i hele farvandsområdet på dybder større end 15-20 m og med kraftigt iltsvind i størstedelen af området. I september var der næsten iltfrit ved bunden i Ringsgaardsbassinet. Iltsvindet ophørte ved vandudskiftningen i begyndelsen af oktober. Også i lavvandede dele af Det Sydfynske Øhav optrådte et usædvanligt iltsvind i slutningen af september.

Langelandssund

I Langelandssund faldt iltindholdet hurtigt fra midten af juli, og i august udvikledes iltsvind, der i den lavvandede sydlige del hurtigt blev til kraftigt iltsvind. I september var der næsten iltfrit ved bunden i store dele af sundet. Iltsvindet ophørte i begyndelsen af oktober ved indstrømning og blanding af vandmasserne.

Øvrige fynske fjorde og nor

I august ramtes Kertinge Nor af iltsvind og der forekom bundvending i den inderste del af noret. I Helnæs Bugt var der flere gange iltsvind i perioden juli-oktober, og i september iltfrit ved bunden.

Sjællandske kystvande

Sejerø Bugt og Kalundborg Fjord

Der blev observeret iltsvind i Sejerø Bugt i 1999 fra starten af august til slutningen af oktober, og i begyndelsen af september kraftigt iltsvind i et område sydøst for Sejerø. I Kalundborg Fjord observeredes iltsvind i den ydre del fra starten af september til midten af oktober.

Isefjord og Roskilde Fjord

I den lavvandede Isefjord optræder perioder med iltsvind oftest i forbindelse med lagdeling pga. indstrømning af salt vand fra Kattegat eller stille og varme perioder. I 1999 observeredes i begyndelsen af september iltsvind i Yderbredningen og kraftigt iltsvind i Inderbredningen, og i begyndelsen af oktober kraftigt iltsvind i Lammefjorden. I Roskilde Fjord optrådte der ikke iltsvind i 1999, undtagen i de dybe huller i den inderste del af fjorden med naturligt iltsvind; dvs. iltsvind, der ikke er betinget af belastning fra menneskelige aktiviteter.

Storstrøms Amts kystvande

I Karrebæksminde Bugt, Dybsø Fjord og Præstø Fjord optrådte ikke iltsvind i 1999. I Karrebæk Fjord optrådte et usædvanligt og kraftigt iltsvind i februar og april i den nederste meter af vandsøjlen. Iltsvindet ophørte medio maj.

<i>Køge Bugt</i>	Der er ikke siden 1996 observeret iltsvind i Køge Bugt.
<i>Både hvide og purpur svovlbakterier</i>	Effekter af iltsvind i 1999 I forbindelse med iltsvindene blev der i mange områder observeret liglagen (belægnings af hvide svovlbakterier). I Nakkebølle Fjord udvikledes svovlbakteriebelægnings allerede i juni, mens det var purpur svovlbakterier der blev udviklet i Kertinge Nor.
<i>Døde bunddyr</i>	I Limfjorden døde næsten alle bunddyr på dybder over ca. 3,5 meter i Skive Fjord, Lovns Bredning, Bjørnsholm Bugt, den østlige del af Løgstør Bredning og i området fra Thisted Bredning gennem Vilsund til Visby Bredning. Også i Århus Bugt og Kalø Vig medførte iltsvindet omfattende skader på bundfaunaen, specielt i Kalø Vig, Knebel Vig og den vestlige Århus Bugt. I Kertinge Nor blev der observeret døde børsteorme, og i Nakkebølle Fjord blev der fundet døde muslinger på vanddybder større end 9 meter.
<i>Døde fisk</i>	Ved forsøgsfiskeri i Vejle inderfjord var en stor del af fangsten døde skrubber trods hyppig røgtning af garnene. Også erhvervsfiskeriet i Vejle yderfjord fangede hovedsageligt døde fisk. I det sydlige Lillebælt søgte fiskene op i 12-14 meters dybde.
<i>Frigivelse af næringsstoffer</i>	Iltsvindet medførte en stor frigivelse af næringsstoffer til bundvandet, og ved efterfølgende opblanding gav dette anledning til usædvanligt kraftige opblomstringer af fytoplankton i oktober og november. Først med orkanen 3.-4. december udskiftedes og blandedes vandmasserne grundigt, og hele vandsøjlen blev iltet.
	Udvikling i iltforhold Kun få stationer i fjorde og kystfarvande viser en signifikant ændring i iltforholdene siden starten af Vandmiljøplanens marine overvågning (Tabel 3.8). I Det Sydfynske Øhav ses en stigning i minimum iltkoncentrationen om 'foråret' (april-juni), mens der i 4 fjorde og bugter ses et fald i minimum iltkoncentrationen om 'efteråret' (juli-oktober) i perioden 1989-99. I Køge Bugt ses en signifikant stigning om efteråret på en enkelt station i perioden 1993-99. Inddrages målinger tilbage til slutningen af 1970'erne ses et signifikant fald i Odense Fjord, Det Sydfynske Øhav, Langelandsund og Lillebælt om efteråret, og i Odense Fjord også om foråret (Tabel 3.9). Den hyppigere prøvetagning i de senere år kan have påvirket signifikansen, da sandsynligheden for at registrere lave iltindhold er større ved høj målefrekvens. Årsager til iltforhold i 1999 Der er få direkte korrelationer, som slår igennem mellem iltforhold i sensommeren-efteråret og de enkelte parametre: næringsstofftilførsel fra land, fytoplanktonets forårsopblomstring, den pelagiske produktion og omsætning i sommerperioden, stoftransporter, iltforbrug, meteorologiske og hydrografiske forhold. For at beskrive sammenhængen mellem iltkoncentration og ovennævnte parametre er det nødvendigt at anvende mere komplicerede dynamiske modeltilgange (Ærtebjerg et al. 1998). Sådanne modelberegninger har vist, at iltindholdet i bundvandet i de indre danske farvande er koblet til kvælstoftilførslen, og at en vedvarende reduktion i tilførslen vil forbedre iltforholdene signifikant (Hansen et al. 1995, Ærtebjerg et al. 1998).
<i>Vandets iltindhold er bestemt af mange forskellige forhold</i>	

For Limfjorden er det påvist, at iltforbruget i det enkelte år korrelerer med de foregående 10 måneders kvælstoftilførsel. Reduceres kvælstoftilførslen med 25%, vil antallet af dage med lave iltkoncentrationer (< 15% mætning) i gennemsnit over 10 år blive mere end halveret.

Tabel 3.8 Stationer i kystfarvande, hvor der ved Kendall- τ test er fundet en signifikant (< 5%) udvikling i 'forårets' (april-juni) eller 'efterårets' (juli-oktober) minimale iltkoncentration i perioden 1989-99.

Område	Station	Sæson	Periode	Udvikling
Sydfynske Øhav	6500033	Forår	1989-99	↑
Sydfynske Øhav	6500051	Forår	1989-99	↑
Helnæs Bugt	0018232	Efterår	1989-99	↓
Randers Fjord	230902	Efterår	1989-99	↓
Kalundborg Yderfjord	41007	Efterår	1989-99	↓
Isefjord Yderbredning	8000	Efterår	1989-99	↓
Køge Bugt	8010	Efterår	1993-99	↑

Tabel 3.9 Stationer i kystfarvande, hvor der ved Kendall- τ test er fundet en signifikant (< 5%) udvikling i 'forårets' (april-juni) eller 'efterårets' (juli-oktober) minimale iltkoncentration fra slutningen af 1970'erne til 1999.

Område	Station	Sæson	Periode	Udvikling
Odense Fjord	6900017	Forår	1978-99	↓
Odense Fjord	6900017	Efterår	1978-99	↓
Sydfynske Øhav	6500051	Efterår	1977-99	↓
Langelandssund	6500032	Efterår	1979-99	↓
Langelandssund	6500053	Efterår	1979-99	↓
Nordlige Lillebælt	6870	Efterår	1976-99	↓
Sydlig Lillebælt	6300027	Efterår	1976-99	↓
Sydlig Lillebælt	6300029	Efterår	1976-99	↓
Sydlig Lillebælt	6300043	Efterår	1976-99	↓
Sydlig Lillebælt	6300044	Efterår	1976-99	↓

3.2.6 Plankton

Primærproduktion

*Primærproduktionen
afhænger af næringssalte*

Fytoplanktonets produktion af organisk stof, primærproduktionen, er beskrevet med data for arealproduktionen, dvs. den beregnede produktion pr. kvadratmeter havoverflade pr. år. Fytoplanktonets produktion er begrænset af tilførslen af næringssalte og af lyset. En øget tilførsel af næringssalte vil således øge primærproduktion i det pelagiske system. Denne stimulering af fytoplanktonets produktion er den initiale proces i den biologiske systems respons på tilførsel af næringssalte.

Målinger i 1999

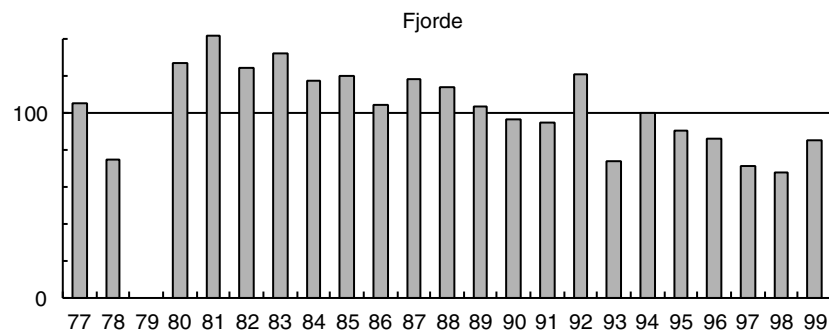
I 1999 er der målt primærproduktion på 11 stationer, hvilket er betydelig mindre end før NOVA-programmets start i 1998, hvor der blev målt på 58 stationer. Alle tidligere målinger er anvendt i tidsserierne. Værdierne for arealproduktionen er behandlet på samme måde som værdier for sigtdybden (*Afsnit 3.2.1 Lysforhold*), således at man får et nationalt billede, hvor hver station indgår med samme vægt. Årsproduktion varierede i 1999 mellem 134 og 2.826 mg C m⁻² år⁻¹ på de 11 stationer. Middelværdien var 760 mg C m⁻¹ år⁻¹.

*Indeks for
primærproduktion*

Indekset for primærproduktionen i 1999 var 85, hvilket er noget højere end de fire foregående år men dog stadig markant under niveauet i 80'erne (*Figur 3.19*). Samlet er der en signifikant negativ tendens for udviklingen siden 1977, $p = 0,3\%$. Denne tendens forstærkes, hvis man udelader værdierne fra 1977 til 1980, hvor der kun var ganske få målinger, og værdierne derfor er usikre. Samlet er der en nedgang på omkring 30% fra et niveau med et indeks omkring 110 i begyndelsen af 80'erne til en indekssværdi omkring 80 de sidste år.

*Sammenhængen mellem
primærproduktion og
stoftilførsler*

Sammenhængen mellem afstrømning, tilførsler af næringssalte og primærproduktionen er analyseret for perioden 1989 til 1999 i *Tabel 3.10*. Resultaterne viser, at der ikke er nogen signifikante sammenhænge, men dog en tendens for fosfor ($p = 5,4\%$). En multipel lineær regression med tid og afstrømning viser en signifikant negativ udvikling over tid, dvs. at den samme afstrømning nu giver en mindre produktion end tidligere. Dette passer med indtrykket af situationen i 1999, hvor produktionen var under middel på trods af, at nedbøren var over middel i den første del af året og der var varme perioder i sensommeren.



Figur 3.19 Indeks for primærproduktion i fjorde.

Tabel 3.10 Statistik for sammenhængen mellem indekset for areal primærproduktion og tilførslen af henholdsvis kvælstof og fosfor og afstrømning, beregnet med henholdsvis lineær regression¹⁾ og med multipel lineær regression med år og afstrømning som forklaringsvariable²⁾.

	Intercept (% af mid- delværdi)	Hældning (% pr. 1.000 tons for kvælstof og fosfor, % pr. km ³ for af- strømning og % pr. år for tid)	±95% konfidens- grænser på hældning	r ² -værdi	p-værdi
¹ Kvælstof	74	0,174	0,45	0,08	40,0%
¹ Fosfor	68	5,5	5,7	0,35	5,4%
¹ Afstrømning	87	0,24	3,3	0,00	87,0%
² Tid	6481	-3,21	2,9	0,44	3,6%
² Afstrømning	6481	0,85	2,7	0,44	49,0%

Klorofyl

Klorofyl er det pigment, som gør planter i stand til at absorbere lys og anvende energien til produktion af organisk stof (fotosyntese). Alle grupper af fytoplankton indeholder en lille mængde klorofyl, typisk svarende til 1-5% af cellernes kulstofindhold. Da klorofyl nemt og relativt præcist kan kvantificeres, har mængden af dette pigment i mange år været den mest anvendte indikator for mængden af fytoplankton i både ferske og marine områder.

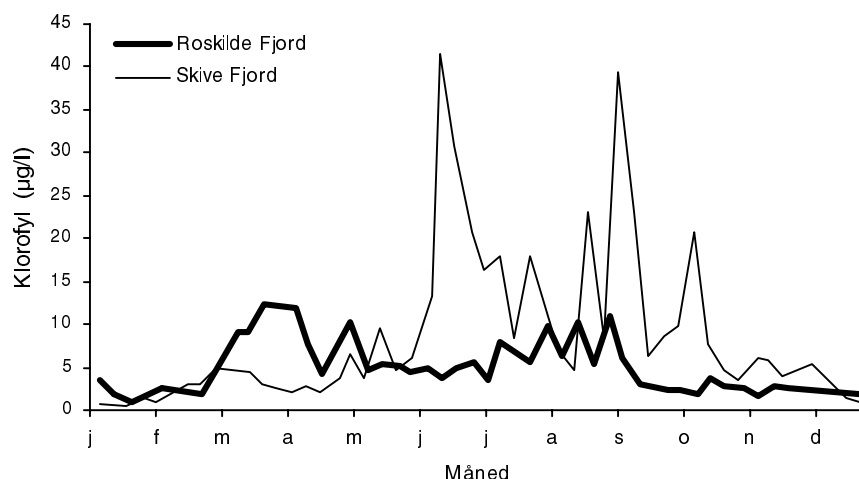
Datamaterialet

I analyserne er anvendt data fra typefjorde og repræsentative områder. Koncentrationerne er gennemsnit af målinger fra overfladevand (0-10 meter, hvoraf de fleste er taget i 1 meter). Prøver er siden 1998 taget med en årlig frekvens på 12 - 47. I analyserne af tidsmæssig udvikling på NOVA 2003 stationerne er inddraget data fra før 1998, når disse har foreligget. Det er variabelt, om der ved målingerne er foretaget en korrektion af klorofylværdierne for interfererende pigmenter. Det er valgt at anvende såvel korrigerede som ukorrigerede klorofylldata, idet forskelle opnået ved korrektion er ubetydelige i forhold til den rumlige og tidsmæssige variation i data. Ved analyse af udviklingen på enkeltstationer er der anvendt tidsvægtede sommer- og årsmidler, dog er tidsvægtningen kun foretaget i tilfælde, hvor tidsintervallet mellem prøvetagninger er under 30 dage. Ved samlet analyse af grupper af stationer er anvendt tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariationen, og på den baggrund er der beregnet prædiktionsværdier for både måneds- og årsmidler (*Bilag 2*).

Året der gik

Som eksempler på udviklingen over året i 1999 er på *Figur 3.20* vist koncentrationerne i henholdsvis Roskilde og Skive Fjord, som begge er fulgt med hyppige prøvetagninger. Eksemplerne viser, at der kunne være store forskelle i årsmønstre mellem stationerne. I Roskilde Fjord blev de højeste koncentrationer målt i marts under forårsopblomstringen, mens der i Skive Fjord ikke registreredes nogen egentlig forårsopblomstring, men til gengæld var der flere betydelige opblomstringer i sommer- og efterårsmånederne. Det generelle billede

på baggrund af samtlige stationer er, at der i 1999 var store forskelle i klorofylniveauer fra station til station og en stor variation i den tidsmæssige udvikling over året. Eksemplet med Roskilde og Skive Fjord (Figur 3.20) viser, at koncentrationerne kunne variere med en faktor 50 over året på den enkelte station og med en faktor 10 fra uge til uge. På en del stationer med mindre hyppig prøvetagning er det således muligt, at kortvarige opblomstringer ikke er blevet registreret.

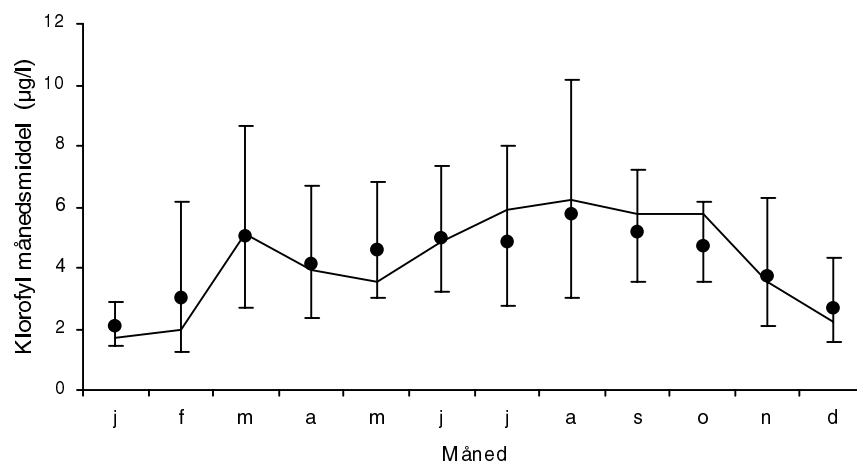


Figur 3.20 Klorofylkoncentrationer i Roskilde Fjord (station 60) og Skive Fjord (station 3727-1) i 1999.

De beregnede prædiktionsværdier for måneds- og årsmidler betragtes som de bedste estimater af middelværdierne for gruppen af stationer, idet der ved metoden kompenseres for en uensartet fordeling i prøvetagningen, og der tages højde for variationsmønstret såvel tidsmæssigt som geografisk. Månedsmidlerne for fjorde og kystnære stationer i 1999 samt i perioden 1989-98 er vist i Figur 3.21. Det fremgår, at middelsoncentrationerne i specielt februar og maj lå noget under gennemsnittet for de foregående år, mens perioden juli-oktober havde højere niveauer end tidligere. Værdierne for 1999 lå i alle måneder inden for den variation, der blev registreret i perioden 1989-98. Det generelle billede af forårsopblomstringen i 1999 er, at den som normalt toppede i marts måned, og at den koncentrationsmæssigt blev overgået af niveauet i hele sensommer- og efterårsperioden. Klorofylkoncentrationerne er beregnet som middel for vandsøjlen fra 0-10 meter, hvilket er en dybde, som i mange områder periodisk vil være opblandet af vinden, og i de fleste fjorde og kystnære stationer vil det svare til hele vandsøjlen. I disse områder er de fleste dybe klorofylmaksima således inkluderet i middelsoncentrationerne under forudsætning af, at der er taget prøver i de aktuelle dybder.

Tidsmæssig udvikling i års- og sommermiddel

Opgørelsen over udviklingen på enkeltstationerne (Tabel 3.11) viser, at der for både års- og sommermiddelværdier er en lille overvægt af stationer med faldende tendens i perioden 1989-99. Det er imidlertid meget få stationer, hvor udviklingen var signifikant stigende eller faldende. Overvægten af stationer med faldende tendens er ikke signifikant forskellig fra en tilfældig fordeling af udfaldet.

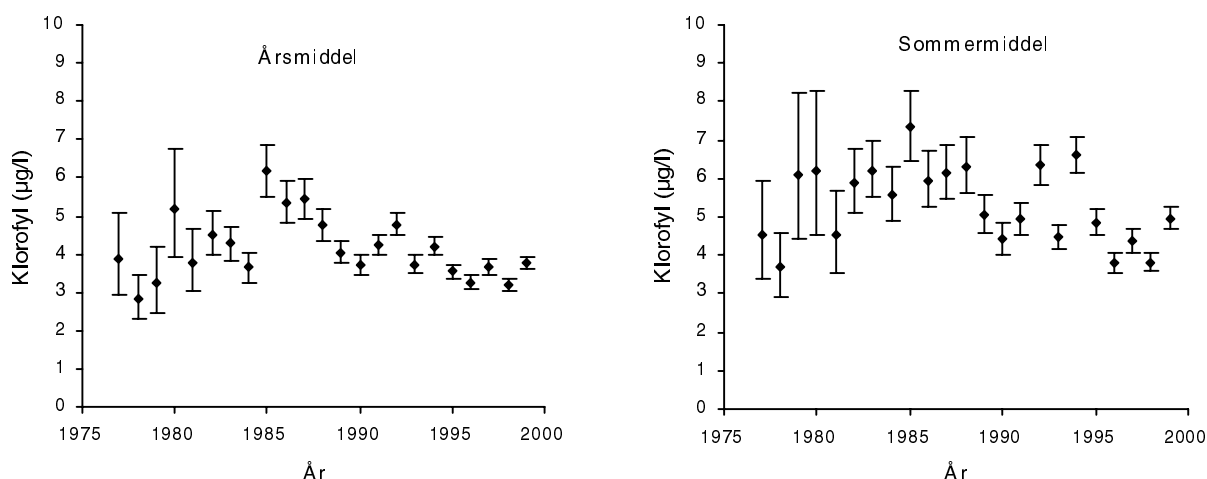


Figur 3.21 Månedsmidler for klorofyl i henholdsvis 1999 (linie) og perioden 1989-98 (punkter), hvor 95%-konfidensintervaller angiver år til år variation i månedsmiddelkoncentrationer (baseret på tresidet variansanalyse).

Tabel 3.11 Fortegnsanalyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidlige udvikling i henholdsvis årsmiddel og sommermiddel (1. maj til 30. september) for klorofyl på stationer i fjorde og kystnære områder. Midlingen er tidsvægtet i tilfælde, hvor intervallet mellem prøvetagninger er under 30 dage. Der er kun medtaget stationer, hvor data fra 1999 foreligger, og hvor der har kunnet beregnes minimum 7 årsmidler for perioden 1989 til 1999. Signifikans angiver, om der samlet for de analyserede stationer er en signifikant positiv (stigende) eller negativ (faldende) udvikling ved en tosidig fortegnstest, dvs. om der er flere stationer med stigende eller faldende tendens end forventet udfra en tilfældig fordeling (5% signifikansniveau).

	Årsmiddel 1989-1999	Sommermiddel 1989-1999
Antal stationer med stigende/faldende tendens	21 / 25	22 / 24
Antal stationer med signifikant stigende/faldende udvikling ($p < 5\%$)	0 / 3	1 / 2
Signifikans ved fortegnstest	nej	nej

Årsmiddel for klorofyl var i 1999 18% højere end i 1998 (hvor årsmiddel var den laveste i de seneste 20 år) og var omtrent på niveau med gennemsnittet for perioden 1989-99 (Figur 3.22). Den tidlige udvikling i klorofylniveauet er undersøgt med Kendall- τ korrelationsanalyse. Der har ikke været nogen signifikant udvikling i årsmiddel for klorofyl i perioden 1977-99; ej heller siden Vandmiljøplanens ikrafttrædelse i 1989, men tendensen har været faldende. Middelkoncentrationerne toppede i 1985, og siden det år har faldet været signifikant (Tabel 3.12). I lighed med årsmidlen steg sommermidlen (31%) fra 1998 til 1999 og blev placeret 2% over gennemsnittet for perioden 1989-99. Set over længere perioder har sommermidlerne vist samme udvikling som årsmidlerne (Tabel 3.12).



Figur 3.22 Års- og sommermidler af klorofylkoncentrationer med angivelse af 95%-konfidensinterval for middelværdierne (baseret på tresidet variansanalyse).

Tabel 3.12 Kendall- τ korrelationsanalyse af den tidlige udvikling i modelberegnete års- og sommermidler (1. maj til 30. september) for klorofyl på stationer i fjorde og kystnære områder.

Periode	Udvikling i årsmiddel	Udvikling i sommermiddel
1989 til 1999	faldende, ej signifikant	faldende, ej signifikant
1985 til 1999	faldende, signifikant	faldende, signifikant
1977 til 1999	faldende, ej signifikant	faldende, ej signifikant

Sammenhæng med N og P udledning samt lys

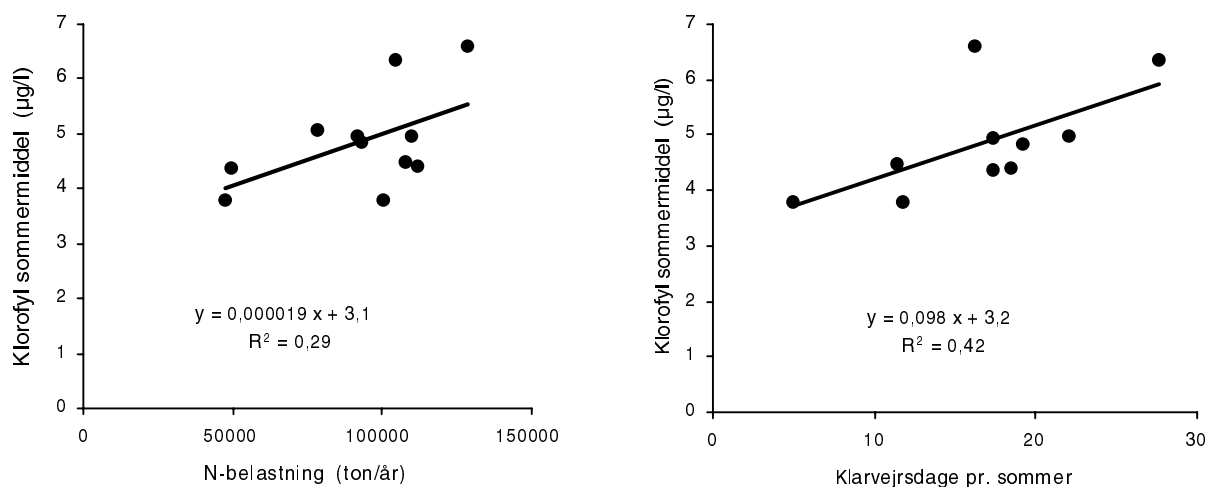
Stigningen i klorofyl fra 1998 til 1999 kan være forårsaget af stigningen i afstrømning. En af de vigtige faktorer for klorofylniveauerne i kystnære områder er udledningerne fra land. De årlige udledninger af kvælstof hænger tæt sammen med afstrømningen (forklaringskoefficient = 77% for årene 1989-99), mens fosforudledningen er meget dårligere korreleret med afstrømningen (forklaringskoefficient = 2%). Års- og sommermiddel for klorofyl er positivt korreleret med de årlige fosfor- og kvælstofudledninger (forklaringskoefficienter på 11-30%), hvor den højeste forklaringskoefficient gælder korrelationen med kvælstof i sommerperioden (Tabel 3.13). Netop i den periode er der størst sandsynlighed for næringsstoffebegrænsning, og resultaterne antyder, at kvælstof er det begrænsende næringsstof i flest tilfælde.

Tabel 3.13 Korrelationskoefficienter (r) mellem klorofyl middelværdier og hhv. næringsstoffbelastning og lysforholdene (produkt moment korrelationsanalyse). Forklaringskoefficienter (r^2) i % er angivet i parentes. Tidsserien er årene 1989-1999 for belastning og 1990-1999 for lys. Signifikans ved 5%-niveauet er anført med *. Lysdata er fra Cappelen (2000).

	Klorofyl årsmiddel	Klorofyl sommermiddel
Årlig kvælstofbelastning	0,37 (14%)	0,54 (30%)
Årlig fosforbelastning	0,44 (19%)	0,33 (11%)
Lys, antal klarvejrsgage år	0,61 (37%)	
sommer		0,65 (42%) *

Lyset er også en potentielt regulerende faktor for fytoplanktonvæksten og dermed indirekte for klorofylniveauerne. Klorofylkoncentrationerne korrelerer bedre med lyset (forklæringskoefficienter på 37-42%) end med næringsstofbelastningen. Denne forskel er mere udpræget for årsmidlerne end for sommermidlerne, hvilket indikerer, at både lys og næring påvirker klorofylniveauerne om sommeren, mens det om vinteren kun er lys som har betydning.

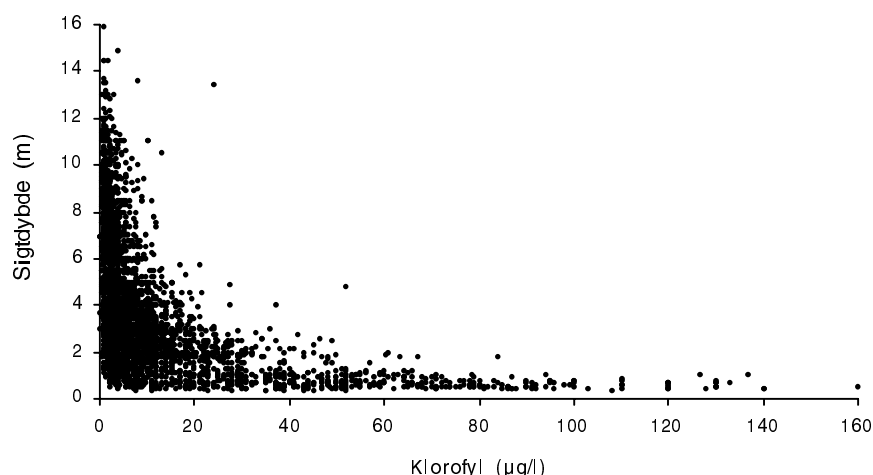
Sammenhængen mellem sommerkoncentrationerne af klorofyl og de bedst korrelerede faktorer (kvælstofbelastning og lys) er vist på Figur 3.23. Regressionslinien mellem kvælstofbelastning og klorofyl har en hældning, hvor en belastningsændring på 10.000 t N/år svarer til en ændring i klorofylniveauet på 0,2 µg/l (≈ 4% af det aktuelle klorofylniveau). Med hensyn til lys kan man sige, at klorofyl stiger med 0,1 µg/l for hver ekstra klarvejrsgang i sommerperioden.



Figur 3.23 Sammenhængen mellem sommermiddel af klorofylkoncentrationer og hhv. den årlige danske kvælstofbelastning og antallet af klarvejrsgange i sommerperioden. Regressionsdata er anført. Tidsserien er 1989-1999 for klorofyl/belastning og 1990-1999 for klorofyl/lys.

Klorofyls betydning for sigtddybden

Klorofylkoncentrationen har betydning for sigtddybden i vandet. Teoretisk vil lysnedtrængningen være omvendt proportional med koncentrationen af lysabsorberende stof og koncentrationen af partikler, som spreder lyset. Figur 3.24 viser forholdet mellem klorofylkoncentrationen og sigtddybden i fjorde og kystnære områder. Det fremgår, at det er meget variabelt, hvor stor sigtddybde der måles ved en given klorofylkoncentration. Betragter man maksimalværdierne for sigtddybden ved givne klorofylkoncentrationer, finder man, at sigten er ca. 15 meter, når klorofylkoncentrationen er minimal. Det indikerer, at baggrundsforekomsten af opløst absorberende materiale ikke tillader større sigt end 15 meter i danske fjorde. Man kan også se, at klorofylkoncentrationen skal være mellem 4 og 8 µg/l, for at maksimumsigten er halveret. Ved klorofylkoncentrationer derover vil det i stigende grad være klorofyl, som absorberer, og sigten er da omvendt proportional med klorofylmængden.

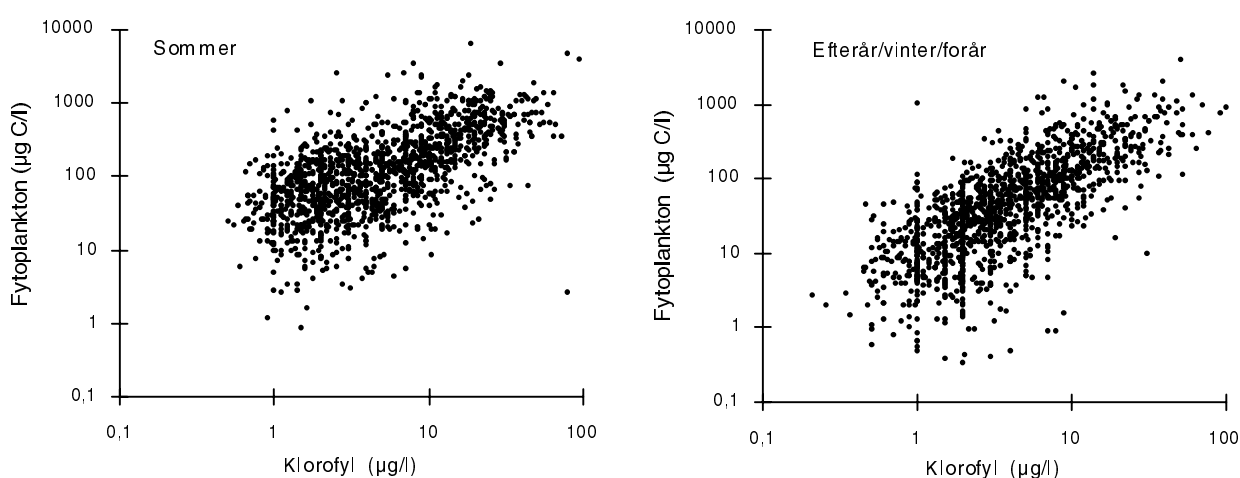


Figur 3.24 Sammenhørende målinger af sigtdybde og klorofylkoncentrationer i fjorde og kystnære områder i perioden 1989-99.

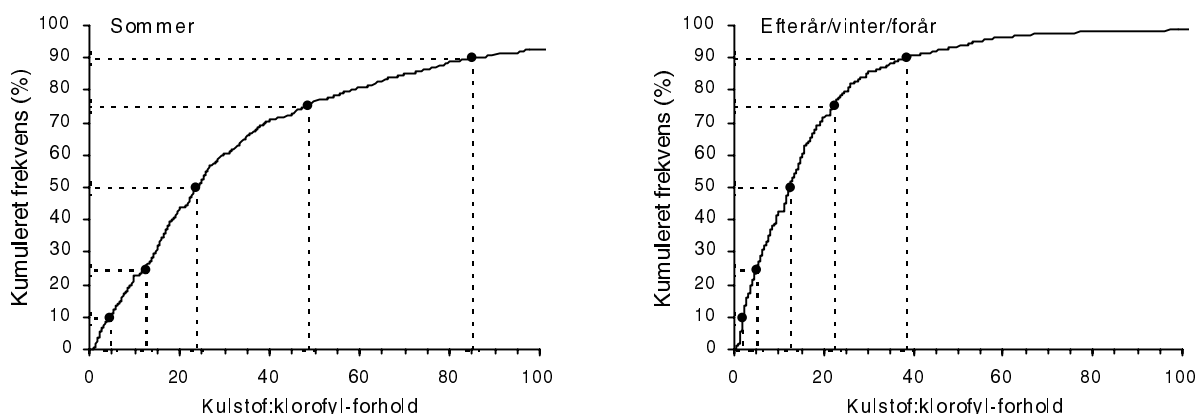
Klorofyl og fytoplankton-biomasse

Overvågningsprogrammet omfatter to parametre der indikerer mængden af fytoplankton i vandmiljøet: fytoplanktonkulstof (opgjort ved mikroskopering) og klorofyl. Den tidsmæssige udvikling i års- eller sommermidler for disse parametre er imidlertid ikke stærkt korrelerede. Afvigelser kan skyldes, at såvel antallet af stationer, indsamlingsfrekvensen og dybderepræsentationen er forskellig for de to parametre, samt at biologisk og analyseteknisk variation har indflydelse. Der er målt klorofyl på ca. 5 gange flere stationer end for fytoplanktonkulstof, og i en nærmere analyse af overensstemmelsen mellem disse parametre er kun anvendt stations- og tidsmæssigt sammenhørende data fra NOVA-stationer i perioden 1989-99 (2768 datapar). Der er ikke skelnet mellem fjord- og havstationer, men data for hhv. sommerperioden (maj-september) og efterår/vinter/forår (oktober-april) er behandlet separat. Der konstateres en betydelig variation i forholdet mellem de to parametre i de stations- og tidsmæssigt sammenhørende datasæt (Figur 3.25). Klorofyl måles normalt på diskrete vandprøver og koncentrationerne målt indenfor for de øverste 10 m er i denne rapportssammenhæng midlet. Fytoplanktonkulstof måles derimod på integrerede vandprøver fra den fotiske zone. For omtrent halvdelen af fytoplanktontællingerne findes parallelle klorofylmålinger fra de integrerede vandprøver, og for en fjerdedel findes parallelle klorofylmålinger fra såvel diskrete som integrerede vandprøver. Blandt den sidste gruppe data er det undersøgt, i hvor høj grad dybderepræsentationen er en kilde til variation i forholdet mellem klorofyl og fytoplanktondata, men såvel variationsbredden som det gennemsnitlige kulstof:klorofyl-forhold viste sig kun ubetydeligt påvirket deraf (ca. 5% forskel i gennemsnitlige kulstof:klorofyl forhold baseret på klorofyldata fra hhv. integrerede og diskrete vandprøver). Derimod har en del af variationen i det samlede datasæt baggrund i forskelle mellem stationerne både med hensyn til variationsbredde og kulstof:klorofyl-niveau. For parallelle fytoplankton- og klorofyldata fra integrerede prøver er fordelingen af kulstof:klorofyl-forhold vist på Figur 3.26. For både sommer- og vinterdata er der en overvægt af observationer med lave værdier i forhold til en normalfordeling; således er medianerne 12,5 (vinter) og 23,7

(sommer), mens middelværdierne ligger på hhv. 17,9 og 41,4. Forskellene mellem sommer og vinter har sandsynligvis baggrund i sammensætningen af fytoplankton, idet sommerperioden delvist er domineret af klorofyl-fattige algegrupper som thecate dinoflagellater og nanoflagellater, mens den øvrige sæson i højere grad domineres af de klorofyl-rige kiselalger. Yderligere finder en fysiologisk regulering sted, således at organismernes i perioder med næringsstofbegrænsning og rigeligt lys (- mest udpræget om sommeren) nedsætter klorofylindholdet. Hovedparten af kulstof:klorofyl-observationerne ligger i den absolut lave ende af, hvad der typisk måles under laboratorieforhold og i feltundersøgelser. Om vinteren har 60% af observationerne kulstof:klorofyl-forhold under 15, mens 30% er derunder om sommeren, hvilket tyder på, at fytoplanktonkulstof i mange tilfælde er underestimeret, eller at klorofyl er overestimeret. Dette behandles yderligere i afsnit 3.3.



Figur 3.25 Stations- og tidsmæssigt sammenhørende målinger af fytoplanktonbiomasse og klorofyl fra danske fjord- og havområder i perioden 1989-99. Den ene graf er baseret på 1395 sommermålinger (maj-september) og den anden graf omfatter 1373 målinger fra de øvrige måneder.



Figur 3.26 Kumuleret frekvensfordeling af kulstof:klorofyl-forhold beregnet på baggrund af parallelle målinger af fytoplanktonkulstof (mikroskopi) og klorofyl fra integrerede vandprøver i perioden 1989-99. I den ene graf indgår 695 observationer fra sommerperioden (maj-september) mens den anden omfatter 650 observationer fra de øvrige måneder. Der er anført 10%, 25%, 50% (median), 75% og 90% fraktiler.

Fytoplankton og toksiske alger

Under NOVA-programmet blev fytoplanktons artssammensætning og biomasse undersøgt 26 gange om året i seks typeområder og med forskellig frekvens i syv repræsentative områder.

Artssammensætning og biomasse i året der gik

Biomassen af fytoplankton blev på årsbasis i de fleste områder domineret af en kombination af fure- og kiselalger. Nogle områder afveg dog fra dette generelle mønster. I Nissum og Løgstør Bredninger, Skive samt Mariager Fjorde og ved Hjerting var kiselalger den helt dominerende gruppe, mens nanoflagellater efterfulgt af kiselalger var grupperne med de på årsbasis højeste biomasser i Ringkøbing og Roskilde Fjorde. I Nissum Fjord og Felsted Kog var grønalger den gruppe, der på årsbasis bidrog næstmest til fytoplanktonbiomassen efter hhv. fure- og kiselalger.

Forårsmaksima

Forårsmaksima registreredes i de fleste områder i marts-april, i Roskilde Fjord og Løgstør Bredning dog allerede i februar-marts. I Felsted Kog steg biomassen fra januar til august uden noget markant forårsmaksimum.

Forår

Forårsfytoplanktonet var generelt præget af kiselalger med *Skeletonema costatum* blandt de dominerende arter i mange områder. Re-kylalger dominerede forårsp planktonet i Nissum og Roskilde Fjorde, grønalger og nanoflagellater i hhv. Felsted Kog og Ringkøbing Fjord, og i Kolding Fjord var der i foråret en usædvanlig masseopblomstring af gulalgen *Apedinella spinifera*.

Sommer

I sommermånederne juni-august bidrog kiselalgen *Rhizosolenia fragilissima*, der ofte danner store opblomstringer på denne årstid, samt dinoflagellaterne *Prorocentrum minimum*, *Heterocapsa triquetra* og *Ceratium tripos* væsentligt til biomassen på en række stationer. Specielt i de østjyske fjorde dannede *Prorocentrum minimum* massive opblomstringer, der varede ved ind i efterårsmånederne.

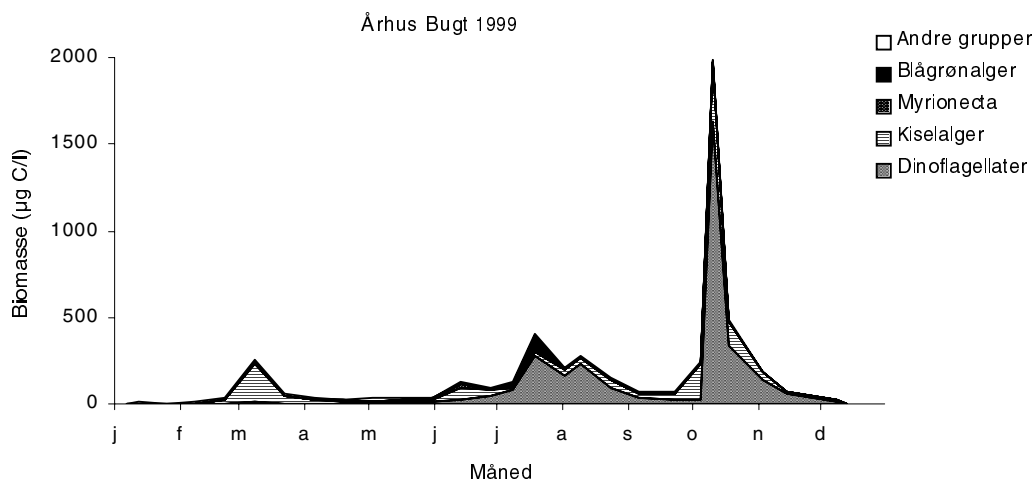
Efterår

Efterårsfytoplanktonet domineredes på næsten alle stationer i tilknytning til det østlige og sydlige Kattegat af kiselalger fra *Pseudonitzschia delicatissima*-gruppen (i Hevring Bugt desuden *P. seriata*-gruppen) samt af den grønne dinoflagellat *Gymnodinium chlorophorum*, der ikke tidligere er registreret i indre danske farvande. *G. chlorophorum* dannede i Århus Bugt en meget langvarig opblomstring, hvor biomasser på over 100 og op til 1619 µg C/l af denne art blev registreret i oktober-november (Figur 3.27). *Prorocentrum minimum* var stadig dominerende i efterårplanktonet i Felsted Kog, Løgstør Bredning og Nissum Fjord, mens de væsentligste arter var *Skeletonema costatum* i Mariager Fjord, *Odontella sinensis* i Nissum Bredning, nanoflagellater i Ringkøbing og Roskilde Fjorde og *Cerataulina pelagica* samt *Coscinodiscus* spp. i Skive Fjord.

Ændrede artssammensætninger

Artssammensætning af fytoplankton adskilte sig i 1999 i flere områder fra tidligere forhold. I Mariager Fjord ændredes fytoplankton sammensætningen efter muslingedøden og iltsvindet i 1997 fra høje biomasser af ganske få arter til endnu højere biomasser, men med masseforekomster af hele syv arter/artskomplekser i 1998 (Nordjyllands Amt & Århus Amt 2000). I 1999 vendte artssammensætningen tilbage til mønstret fra før muslingedøden med gentagne opblomstringer af

kiselalgen *Skeletonema costatum* og høje sommerbiomasser af dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* (Nordjyllands Amt & Århus Amt 2000). I 1998 domineredes Nissum Fjord af blågrøn- og grønalger, mens dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* var den dominerende art i 1999, og for første gang domineredes forårsfytoplanktonet i Horsens og Kolding Fjorde af hhv. kiselalgen *Thalassiosira levanderi* og gulalgen *Apedinella spinifera* (Vejle Amt 2000).



Figur 3.27 Sammensætningen af fytoplanktonbiomassen i Århus Bugt 1999.

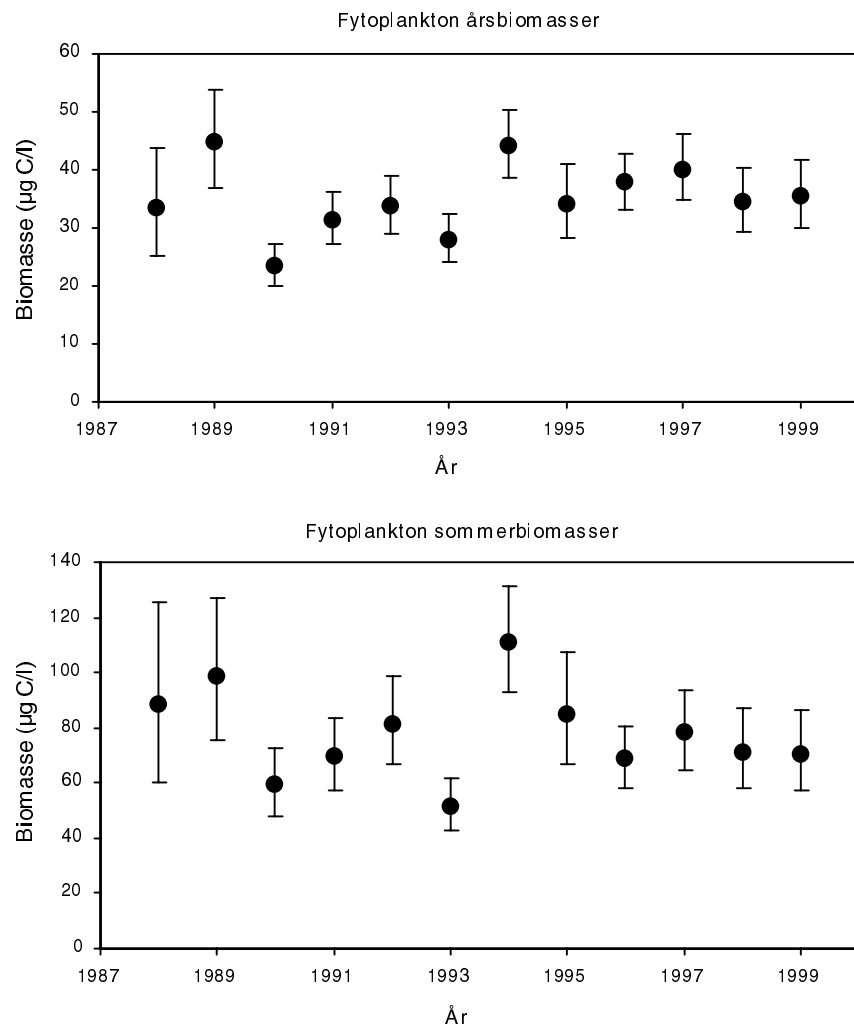
Tidsmæssig udvikling

Til beskrivelse af den generelle tidsmæssige udvikling i fytoplanktonbiomassen i fjorde og kystnære områder er der beregnet års- og sommermiddelbiomasser fra samtlige nationale og regionale data lagret i DMU's database MADS (Figur 3.28). Beregningerne er beskrevet i Bilag 2.

Ingen systematisk udvikling i fytoplanktonbiomassen

Fytoplanktonbiomassen viste år til år variationer, men ingen systematisk udvikling i perioden fra 1988. De højeste værdier for sommermidlerne fandtes for årene 1989 og 1994. Den høje værdi i 1994 faldt sammen med den største målte afstrømning i perioden 1989-99. Den stigende afstrømning fra de to meget tørre år 1996 og 1997 til 1998 og 1999 med væsentligt højere nedbør blev dog ikke afspejlet i fytoplanktonbiomasserne.

Kendall- τ korrelationskoefficienter for udviklingen i de tidsvægtede sommer- og årsbiomasser viste et overtal af stationer med positive koefficienter, men kun signifikante ændringer for Ringkøbing Fjord. Her er fytoplankton biomassen blevet reduceret markant siden den ændrede slusepraksis i 1995 med følgende øget salinitet og kolonisering af fjorden med sandmuslingen *Mya arenaria* (Ringkøbing Amt 2000).



Figur 3.28 Fytoplanktonbiomassen i fjorde og kystnære områder. Beregningen af biomasserne er beskrevet i Bilag 2.

Tidsmæssig udvikling i fytoplanktonets sammensætning

Ved at sammenholde alle fjorde og kystnære stationer, viste det sig, at kiselalger på årsbasis har været den dominerende algegruppe siden 1985 (Figur 3.29). Kiselalgernes bidrag til biomassen har varieret fra 31 til 85%. Kun i 1985 og 1990 bidrog andre grupper (hhv. overvejende nanoflagellater og dinoflagellater) på årsbasis lige så meget til biomassen som kiselalgerne. De største bidrag fra kiselalger fandtes i perioden 1986-1988, hvor de udgjorde 63-85%. Dinoflagellaternes bidrag til den gennemsnitlige årsbiomasse varierede i perioden 1985-1999 fra 4% (1986) til 35% (1990). Efter 1989 har dinoflagellaternes bidrag varieret omkring et niveau på ca. 20%. Den mest markante ændring i bidrag til de gennemsnitlige årsbiomasser skete for gruppen af andre organismer, der overvejende omfattede nanoflagellater. Denne gruppe bidrog i 1985 36%, hvorefter disse organismer i 1986-87 kun udgjorde 5% af den gennemsnitlige årsbiomasse. Herefter steg bidraget fra disse andre grupper gradvist op til 32% i 1998, men faldt så til 16% i 1999.

Masseforekomster

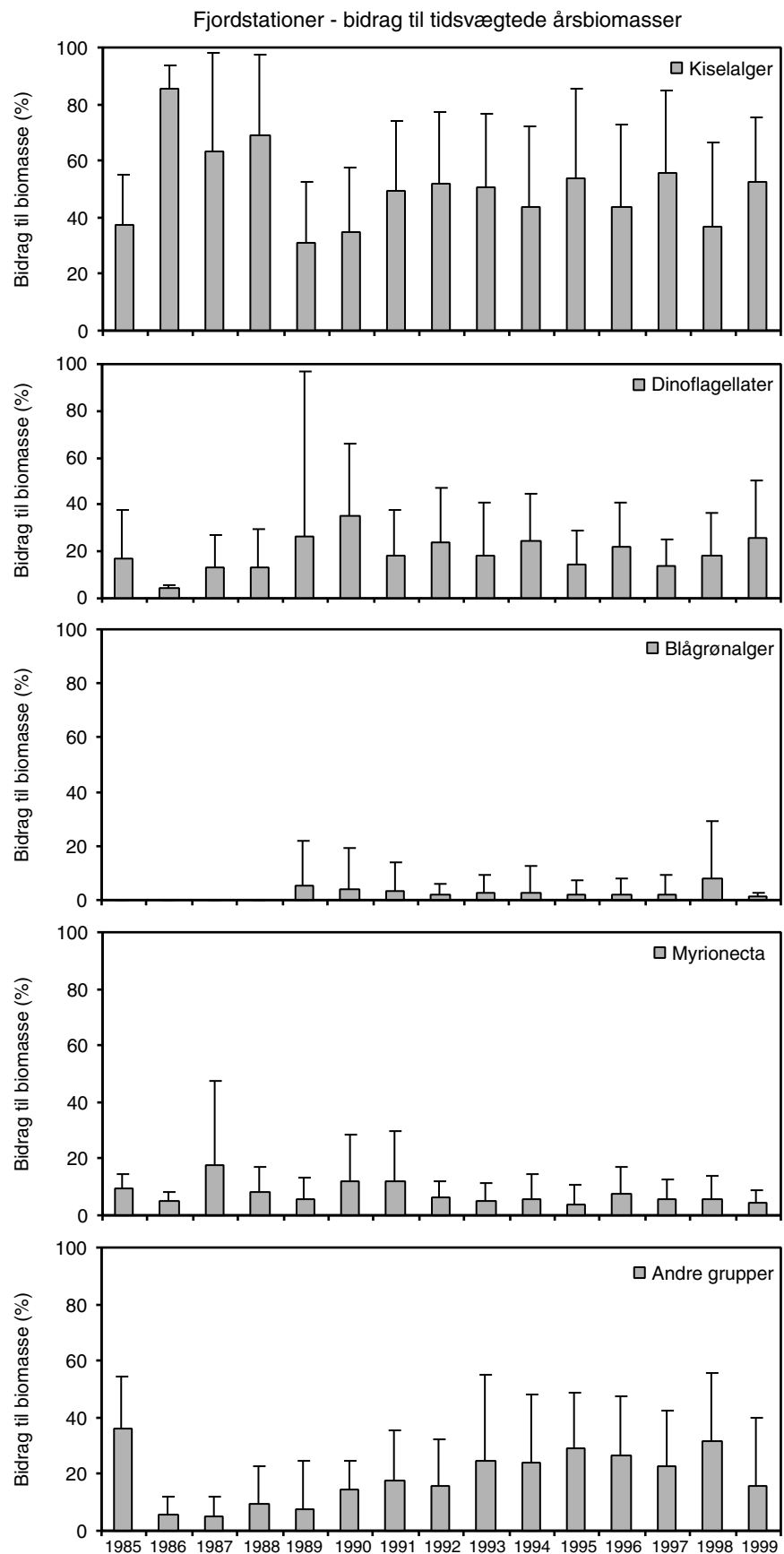
Masseforekomster ($> 200 \mu\text{g C pr. liter}$) af enkelte arter eller artskomplekser fremgår af Tabel 3.14. I Nissum Fjord og Felsted Kog var der i modsætning til 1998 ikke masseforekomster af blågrønalger, men

derimod af grønalger, der også dannede masseforekomster i disse områder i 1998. Desuden var der i Nissum Fjord masseforekomster af cryptophyceer og specielt *Prorocentrum minimum*, der totalt dominerede fytoplankton fra august til oktober.

De mest karakteristiske masseforekomster i 1999 var kiselalgerne *Skeletonema costatum* og arter af *Pseudo-nitzschia* samt dinoflagellaterne *Prorocentrum minimum* og *Gymnodinium chlorophorum*. *Skeletonema costatum* danner ofte masseopblomstringer og blev i 1998 og 1999 registreret i masseforekomst i hhv. fem og seks områder. Derimod dannede *Prorocentrum minimum*, der i 1999 fandtes i masseforekomst i seks områder, kun i egentlig masseforekomst i Mariager Fjord i 1998 (Markager et al. 1999). Masseforekomster af *Pseudo-nitzschia delicatissima*-gruppen blev fundet i oktober i Horsens og Odense Fjorde samt Århus Bugt. Denne gruppe fandtes kun i lave koncentrationer de foregående år.

Opblomstringen af den grønne dinoflagellat *Gymnodinium chlorophorum* i efterårsmånederne var den mest usædvanlige masseforekomst i 1999. Denne art har tidligere dannet massive opblomstringer med grønfarvning af vandet langs den franske Atlanterhavskyst og den franske kyst i den Engelske Kanal. I disse områder blev der fundet op til 290, 130 og 500 mio. celler pr. liter i hhv. 1988, 1989 og 1990. I 1999 blev den igen fundet langs Atlanterhavskysten i det sydlige Bretagne i koncentrationer på over 1 mio. celler pr. liter (4 mio. i juni, 8 mio. i juli og 5 mio. i september). Arten blev for første gang registreret i Nordsøen i 1990, hvor den i en koncentration på 78 mio. celler pr. liter farvede vandet grønt ved Helgoland. Den er ikke tidligere fundet i de indre danske farvande.

Tabel 3.15 viser koncentrationen af *G. chlorophorum* på de nationale og regionale stationer, hvor den blev registreret. Opblomstringen var usædvanlig langvarig og dækkede et stort geografisk område. Den første registrering var en meget lav koncentration (800 celler pr. liter) ved Ven i Øresund i juli. Herefter fandtes den stadig i lave koncentrationer (640-214.000 celler pr. liter) i august på en række stationer fra Vesterhavet til Øresund. Generelt steg koncentrationerne derefter indtil oktober/november. De højeste koncentrationer (op til 14,6 mio. celler pr. liter) blev fundet i Århus Bugt og Kalø Vig i oktober-november. I oktober blev der ved den norske Skagerrakskyst (Flødevigen) fundet 4,7 mio. celler pr. liter, hvilket illustrerede den store udbredelse af den kraftige opblomstring. Varigheden af opblomstringen kunne ses af registreringen af 3,5 mio. celler pr. liter i fluorescensmaksimum i Kalø Vig helt hen i januar måned 2000.



Figur 3.29 Tidsmæssig udvikling i bidrag til fytoplanktons tidsvægtede årsgennemsnitsbiomasser i fjorde og kystnære områder. Søjlerne viser det gennemsnitlige bidrag til den totale fytoplanktonbiomasse for fem grupper af organismer med angivelse af standardafvigelsen. Data repræsenterer 19 stationer, hvorfra der forelå mere end 5 års data.

Toksiske alger

Nogle fytoplanktonarter danner toksiner, der kan være skadelige for mennesker via akkumulering i skaldyr. Eksempler på organismer af denne type er dinoflagellatslægten *Dinophysis* samt kiselalger af slægten *Pseudo-nitzschia*. Begge slægter er almindelige i danske farvande, og der foretages speciel overvågning af forekomsten i de områder, hvor der fiskes muslinger til konsum. En anden gruppe af fytoplanktonarter har en direkte toksisk effekt på andre organismer i havmiljøet. Et af de seneste eksempler på store forekomster af denne type organismer i danske farvande var den kraftige opblomstring af *Chattonella*, der i maj 1998 forårsagede massedød af bl.a. hornfisk langs den jyske vestkyst og havørred i dambrug ved sydkysten af Norge. Tidligere har store forekomster af dinoflagellaten *Gymnodinium mikimotoi* og haptophyceen *Chrysochromulina polylepis* i Kattegatområdet haft effekter på bl.a. bunddyr og zooplankton.

DSP-toksiner i muslinger

Mange fangstområder for muslinger i Limfjorden, Vadehavet og langs den jyske østkyst var i perioder i 1999 lukket for fiskeri af muslinger pga. forekomst af for høje koncentrationer af potentielt toksiske fytoplanktonarter. Det var specielt arter af *Dinophysis* (overvejende *D. acuminata*) og *Pseudo-nitzschia* (*P. seriata*-gruppen), der forårsagede lukning af fiskeriet. Der blev i 1999 kun påvist algetoksiner i muslinger, der var fisket i Ho Bugt i starten af august. Det drejede sig om diarré-fremkaldende skaldyrstoksin (DSP), der først blev fundet i et parti muslinger sendt til Tyskland. Muslingerne indeholdt 0,6 µg DSP/g hepatopaneas, hvor grænseværdien er sat til 0,4 µg DSP/g hepatopaneas (Andersen & Thorbjørnsen 2000). Efterfølgende blev flere partier muslinger fisket i perioden i samme område og forarbejdet i Danmark undersøgt af Fødevaredirektoratet. Her fandt man 0,15-0,27 µg DSP/g hele muslinger, hvor de ikke bør indeholde mere end 0,08-0,16 µg/g, hvis de skal bruges til human konsum (Andersen & Thorbjørnsen 2000).

Registreringer af potentielt toksiske fytoplanktonarter er vist i Tabel 3.16. De registrerede arter indgår som en naturlig del af fytoplanktonsamfundene, hvor områdernes fysiske egenskaber (fx salinitet og temperatur) vil være afgørende for, hvilke algegrupper, der vil have optimale forhold. Således vil en stor del af blågrønalgerne overvejende findes i de lavsaline områder, mens fx dinoflagellaten *Noctiluca scintillans* generelt findes i områder med højere salinitet.

Der blev i det sydlige Lillebælt set reduceret appetit hos fisk i havbrug under opblomstringen af den grønne dinoflagellat *Gymnodinium chlorophorum*, men der blev i 1999 ikke registreret toksiske effekter i forbindelse med forekomsterne af de potentielt toksiske arter.

Chattonella, der i maj 1998 slog store mængder af specielt hornfisk ihjel langs den jyske vestkyst, blev i 1999 fundet i lavt antal i Hevring og Århus Bugter uden effekter på andre organismer.

Tabel 3.14 Masseforekomster (> 200 µg C pr. liter) af fytoplankton i type- og repræsentative områder 1999.

Masseforekomster 1999	Område	Årstid	Biomasse (µg C pr. liter)
Cryptophyceae – rekylalger			
Cryptophyceae spp. 15-20 µm	Nissum Fjord	marts	260
Cryptophyceae spp. 10-15 µm	Nissum Fjord	juni	307
Chrysophyceae – gulalger			
Apedinella spinifera	Kolding Fjord	maj	410
Dictyochophyceae - silicoflagellater			
Dictyocha speculum	Nissum Bredning	juni	296
Prymnesiophyceae - stilkalger			
Phaeocystis pouchetii	Hjerting	juli	459
Dinophyceae – dinoflagellater			
Ceratium tripos	Hevring Bugt, Vejle Fjord, Århus Bugt	juli-september	206-1013
Gymnodinium chlorophorum	Århus Bugt	oktober	320-1619
Heterocapsa triquetra	Horsens Fjord, Kolding Fjord, Mariager Fjord,	maj-juli	265-1185
Prorocentrum minimum	Horsens Fjord, Kolding Fjord, Mariager Fjord, Nissum Fjord, Odense Fjord, Vejle Fjord	juli-oktober	252-3900
Prorocentrum cf. triestinum	Løgstør Bredning	juli	205
Diatomophyceae – kiselalger			
Centriske kiselalger 10-15 µm	Hjerting	juli	573
Cerataulina pelagica	Skive Fjord	oktober	318
Chaetoceros radians/socialis	Løgstør Bredning, Skive Fjord	juni	224-261
Chaetoceros spp.	Kolding Fjord, Ringkøbing Fjord, Skive Fjord	juli	250-316
Coscinodiscus spp.	Løgstør Bredning	oktober	369
Fragilaria spp.	Felsted Kog	juli-august	op til 1440
Leptocylindrus danicus	Nissum Bredning	juli	1001
Pseudo-nitzschia delicatissima-gruppen	Horsens Fjord, Odense Fjord, Århus Bugt	oktober	251-346
Rhizosolenia fragilissima	Løgstør Bredning, Skive Fjord	august	362-1392
Skeletonema costatum	Kolding Fjord, Løgstør Bredning, Mariager Fjord, Nissum Bredning, Skive Fjord, Vejle Fjord	marts-juli, september	277-1753
Thalassiosira nordenskiöldii	Nissum Bredning	april	332
Chlorophyceae – grønalger			
Coccoide grønalger spp.	Felsted Kog, Nissum Fjord	maj-juli	200-770
Autotrofe ciliater			
Mesodinium rubrum	Skive Fjord	juni	233

Tabel 3.15 Registrerede koncentrationer af *Gymnodinium chlorophorum* fra det nationale samt regionale overvågningsprogrammer angivet som intervaller repræsenterende minimums- og maksimumskoncentrationer fundet den pågældende måned. På nogle stationer blev der foruden registreringer fra integrerede vandprøver optalt celleantal i prøver taget i fluorescensmaksimum.

Område	Måned	Koncentration i prøver fra fluorescensmaksimum (mio. celler/l)	Koncentration i integrerede prøver (mio. celler/l)
Århus Bugt	August	0,1	0,2
	September	3,1	0,3
	Oktober	0,3-5,6	0,5-7,8
	November	0,2-1,7	0,4-0,7
	December		0,1-0,2
	Januar 2000	0,2-4,5	
Kalø Vig, St. 170002	September	0,5-0,8	
	Oktober	0,6-1,9	
	November	1,5-14,6	
	December	0,9	
	Januar 2000	3,5	
Århus Bugt, St. 170084	September	1,4	
	Oktober	0,2-0,5	
	November	4,8	
Hjelm Dyb, St. 210132	September	0,6	
Hevring Bugt	August	0,2	0,1-0,2
	September	0,5	0,4-1,0
	Oktober	0,4	0,05-0,6
	November		0,1-0,2
	December		0,04-0,2
Ålborg Bugt	August		0,02-0,03
	September		0,004-0,9
	Oktober		0,1
	November		0,2-1,0
	December		0,03
Horsens Fjord	Oktober		0,5
	November		0,01-0,06
Mariager Fjord	September		0,0002
Kolding Fjord	September		0,2
	November		0,0005
Odense Fjord	Oktober		0,0001
	November		0,05
Nordlige Lillebælt	August		0,02
	September		0,07-0,1
	Oktober		0,1-0,6
	November		0,3
	December		0,03
Gniben	September		0,01
	Oktober		0,01-0,4
	November		0,1-0,5
	December		0,2
Ven	Juli		0,001
	August		0,001
	Oktober		0,05
	November		0,007-0,2
	December		0,002
Vesterhavet, Årgab st. 43	August		0,004
	September		0,1-1,4
Skælderviken St.S5	November		0,1
Skagerrak, St. Å17	Oktober		0,2
Kattegat, St. Anholt E	Oktober		0,1
	December		0,2

Tabel 3.16 Potentielt toksiske fytoplanktonarter i type- og repræsentative områder 1999. Tal i parentes angiver månedsnumre for registreringerne.

Potentielt toksiske arter	Område
Cyanophyceae - blågrønalger	
Anabaena sp.	Hevring Bugt (7); Horsens Fjord (6-7); Nissum Fjord (3, 8); Odense Fjord (7-8); Århus Bugt (6-8)
Aphanizomenon sp.	Køge Bugt (5-8, 10); Nissum Fjord (3, 10); Odense Fjord (3)
Aphanocapsa sp.	Nissum Fjord (3)
Aphanothece sp.	Mariager Fjord (6-8)
Nodularia spumigena	Horsens Fjord (7-8); Køge Bugt (7-8, 10); Nissum Fjord (9-10); Odense Fjord (7); Århus Bugt (7-9)
Prymnesiophyceae - prymnesiophyceer	
Chrysochromulina sp.	Hevring Bugt (1-8); Mariager Fjord (1, 4-6, 8-11); Nissum Fjord (9-11); Ringkøbing Fjord (2, 5, 7, 9-11); Århus Bugt (1, 3-12)
Phaeocystis sp.	Hevring Bugt (2-4); Roskilde Fjord (6, 8); Århus Bugt (3-4)
Raphidophyceae - raphidophyceer	
Chatonella sp.	Hevring Bugt (2); Århus Bugt (7-8)
Dictyochophyceae - silicoflagellater	
Dictyocha speculum	Hevring Bugt (1, 3-4, 6-12); Horsens Fjord (1, 4, 8-9, 11); Kolding Fjord (11); Køge Bugt (10); Løgstør Bredning (1, 3-4, 7, 12); Nissum Bredning (4, 6, 8, 10-12); Odense Fjord (1-2, 4, 6, 8-12); Vejle Fjord (8-9, 11); Århus Bugt (1-2, 45, 7-12)
Dinophyceae - dinoflagellater	
Alexandrium ostenfeldii	Mariager Fjord (4, 7)
Alexandrium pseudogonyaulax	Horsens Fjord (8); Århus Bugt (8)
Dinophysis acuminata	Hevring Bugt (1, 3-9, 11); Horsens Fjord (3, 5-11); Kolding Fjord (5-9, 11); Køge Bugt (4-5, 7-8, 10); Løgstør Bredning (6-9); Nissum Bredning (5-9); Odense Fjord (5-9); Roskilde Fjord (9); Skive Fjord (7-8); Vejle Fjord (5-9); Århus Bugt (4-11)
Dinophysis acuta	Hevring Bugt (4, 11-12); Horsens Fjord (10); Køge Bugt (8); Nissum Bredning (7); Odense Fjord (11); Vejle Fjord (11); Århus Bugt (10-12)
Dinophysis dens	Hevring Bugt (9); Århus Bugt (8-11)
Dinophysis norvegica	Hevring Bugt (2-12); Horsens Fjord (4-11); Kolding Fjord (7-9, 11); Køge Bugt (4-5); Nissum Bredning (7); Odense Fjord (3, 3-9, 11); Roskilde Fjord (6); Vejle Fjord (5-9, 11); Århus Bugt (1-12)
Dinophysis rotundata	Hevring Bugt (10); Vejle Fjord (11); Århus Bugt (9, 11)
Gymnodinium mikimotoi (= Gyrodinium aureolum)	Hevring Bugt (11)
Noctiluca scintillans	Hevring Bugt (7-8); Horsens Fjord (9); Kolding Fjord (8); Løgstør Bredning (7-8); Nissum Bredning (6-7); Vejle Fjord (9); Århus Bugt (8, 10)
Prorocentrum minimum	Hevring Bugt (7-8); Horsens Fjord (6-11); Kolding Fjord (6-9, 11); Køge Bugt (7-8, 10); Løgstør Bredning (5-9); Mariager Fjord (7-10); Nissum Bredning (5, 7-8); Nissum Fjord (6-12); Odense Fjord (7-12); Ringkøbing Fjord (8-9, 11); Roskilde Fjord (8-10); Skive Fjord (6, 8-9); Vejle Fjord (7-9, 11); Århus Bugt (6-8, 11)
Prorocentrum micans	Hevring Bugt (7-12); Horsens Fjord (5-11); Kolding Fjord (4, 7-9, 11); Køge Bugt (8, 10); Løgstør Bredning (7-9); Nissum Bredning (6-9); Nissum Fjord (9); Odense Fjord (7-12); Skive Fjord (7-10); Vejle Fjord (5-9, 11); Århus Bugt (6-12)
Diatomophyceae - kiselalger	
Pseudonitzschia delicatissima gruppen	Hevring Bugt (1-3, 6, 9-12); Horsens Fjord (5, 8-11); Kolding Fjord (5-6, 9-11); Løgstør Bredning (6-7); Nissum Bredning (5-6, 10-11); Odense Fjord (9-12); Skive Fjord (7); Vejle Fjord (9, 11); Århus Bugt (1-4, 9-12)
Pseudonitzschia seriata gruppen	Hevring Bugt (2-6, 8-12); Horsens Fjord (3-11); Kolding Fjord (4-5, 7-9, 11); Løgstør Bredning (7-10, 12); Nissum Bredning (5-11); Nissum Fjord (6); Odense Fjord (6, 9-10); Roskilde Fjord (9-10); Skive Fjord (7-9); Vejle Fjord (5-9, 11); Århus Bugt (1-12)

Den skeletløse form af silicoflagellaten *Dictyocha speculum* blev i Nisum Bredning i april og juni fundet i koncentrationer på op til hhv. 0,46 og 1,5 mio. celler pr. liter. Denne art regnes som potentiel toksisk efter der under en masseopblomstring af *D. speculum* i Lillebæltsområdet i 1983 døde store mængder af fisk i havbrug. Toksiciteten er dog ikke blevet bekræftet (Henriksen et al. 1993), og der blev ikke registreret skader i forbindelse med opblomstringen i Nisum Bredning (Limfjordsovervågningen 2000a).

Arter af *Dinophysis*, hvoraf flere vides at kunne producere DSP, blev fundet i de fleste områder, hvilket er almindeligt. Tilsvarende forekommer kiselalger af slægten *Pseudo-nitzschia* almindeligt i vore farvande, men koncentrationerne registreret i 1999 var usædvanligt høje og i mange tilfælde oversteg biomassen 200 µg C pr. liter, der er sat som grænsen for egentlig masseforekomst. Meget store forekomster af *Pseudo-nitzschia* blev fundet i Kattegat-området i 1992. Selvom der er påvist ASP (toksin, der forårsager hukommelsestab) produktion hos *Pseudo-nitzschia* kulturer isoleret fra opblomstringer i danske farvande (Lundholm et al. 1997), blev der ikke registreret effekter i forbindelse med opblomstringerne i 1992 og 1999.

3.2.7 Bundvegetation

Tilførslen af næringssalte er en nøgelfaktor for vegetationens sammensætning og udbredelse

Bundvegetationen indgår som en parameter i overvågningen af miljøtilstanden i fjorde og kystnære områder. Sammensætningen og udbredelsen af bundvegetation er bestemt af en lang række fysiske og kemiske faktorer som lys, næringssalte, eksponeringsgrad, temperatur og saltholdighed. Blandt næringssaltene har især kvælstof vist sig at være en nøgelfaktor for vegetationens sammensætning og udbredelse (Pedersen 1993, Sand-Jensen et al. 1994, Duarte 1995).

I områder med lave koncentrationer af næringssalte dominerer ålegræs og flerårige, relativt tykt-løvede makroalger, og vegetationen har stor dybdeudbredelse. Når belastningen med næringssalte stiger, ændres vegetationens sammensætning mod dominans af tyndt-løvede, hurtigt voksende og kortlivede arter, og vegetationens dybdeudbredelse bliver mindre (Pedersen 1993; Duarte 1995; Borum & Sand-Jensen 1996; Middelboe 2000). Hvis eutrofieringsgraden ændres som følge af Vandmiljøplanen, forventer vi at kunne spore effekten gennem ændringer i vegetationens sammensætning og udbredelse.

Planterne har forskellige vækststrategier

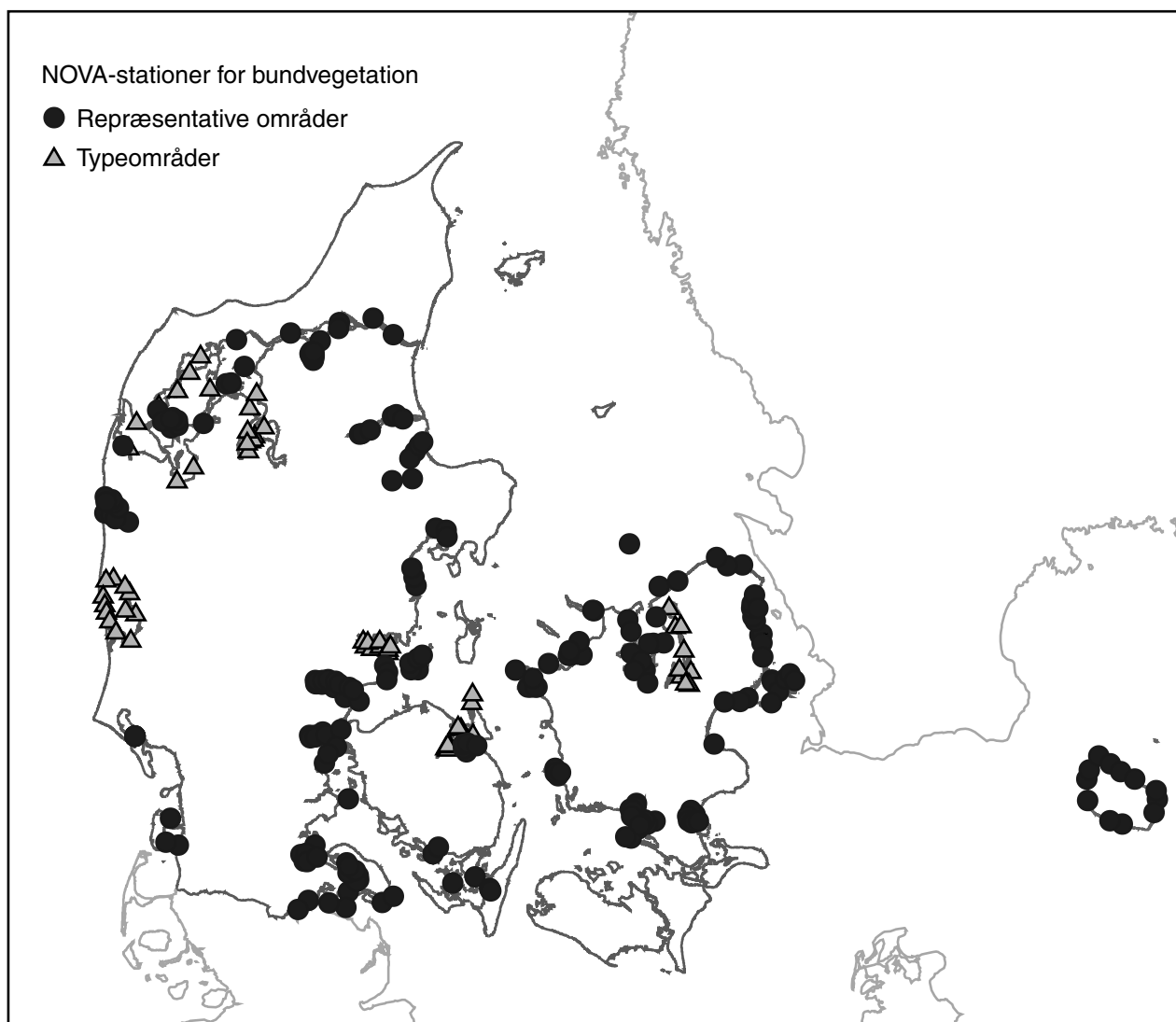
Baggrunden for forskydningen i plantesamfundene ved øget eutrofiering er planternes forskellige vækststrategier. De tyndt-løvede makroalger består næsten udelukkende af fotosyntesevæv, og i næringsrige områder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter. I næringsfattige områder kan de tyndt-løvede arter ikke realisere de høje vækstrater, og bunddyrenes græsning kan kontrollere algerne biomasse. De tykt-løvede arter har derimod en konkurrencemæssig fordel, når næringssalttilførslen er lav. Disse arter indeholder mere strukturelt væv og kan derfor ikke opnå så høje vækstrater, men de er til gengæld bedre beskyttede mod græsning, og har stor kapacitet til at oplagre og genbruge næringssalte (fx Pedersen 1993).

Intensive vegetationsundersøgelser i 1999

I 1999 blev vegetationsundersøgelserne gennemført som intensive undersøgelser. Det vil sige, at undersøgelserne omfattede identifikation af arter af blomsterplanter og makroalger samt vurdering af arternes dækningsgrad og udbredelse, herunder ålegræssets maksimale dybdegrænse samt dækningsgraden af eutrofieringsbetingede løstliggende makroalger.

Ålegræssets arealudbredelse

Ålegræssets arealudbredelse er desuden blevet kortlagt i en lang række NOVA-områder i 1998 og 1999. Kortlægningerne er foretaget på baggrund af en digital billedbehandling af flyfotos understøttet af dykkerobservationer i felten.



Figur 3.30 Placeringen af vegetationsstationerne i det nationale overvågningsprogram (NOVA 2003).

Vegetationsparametre

I dette kapitel analyserer vi den tidlige udvikling i ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad, makroalgerne artsantal og dominansforhold, dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger samt fordelingen mellem én- og flerårige makroalgearter gennem perioden 1989-1999.

Ny statistisk behandling af data

Den statistiske behandling af datamaterialet er foretaget efter et andet princip end tidligere. Tidligere beregnede vi landsgennemsnittet af den enkelte vegetationsparameter for hvert år og analyserede den

tidsmæssige udvikling på baggrund heraf. Eksempelvis beregnede vi for hvert år gennemsnittet af samtlige opgørelser i databasen over ålegræssets dybdegrænse. Ved denne fremgangsmåde vægtede områder med store dybdegrænser langt mere end områder med små dybdegrænser, ligesom store absolutte ændringer i ålegræssets dybdegrænse (fx fra 6-8 m) vægtede langt mere end små (fx fra 0,75-1 m), selvom de relative ændringer var lige store. Samtidig var resultaterne meget følsomme overfor, om de enkelte områder var undersøgt med ensartet frekvens gennem hele overvågningsperioden.

Vegetationsindeks

For at komme ud over denne type problemer har vi nu valgt en ny fremgangsmåde for den statistiske bearbejdning af tidsrækkerne. Vi har analyseret den tidlige udvikling i vegetationsparametrene på baggrund af indekserede værdier fremfor absolutte værdier. Hver vegetationsparameter er indekseret for hvert fjordafsnit ved at sætte værdien i 1999 til 100% og derefter beregne indeksværdierne for de øvrige år som procent af værdien i 1999. For ålegræsparemetrene var der mangler i datasættet for 1999, og her er værdierne i stedet indekseret i forhold til periodens gennemsnit. Indekseringen betyder, at hvert område vægter lige meget i analysen. Analysen bliver derved uafhængig af regionale/rukelige forskelle i fx ålegræssets dybdegrænse, og i stedet koncentreret om tidlige ændringer, idet hvert enkelt område udgør sin egen reference. Analysen er samtidig mindre følsom overfor fx uensartede undersøgelsesfrekvenser i de enkelte områder.

Kendall tau

For hvert område er tidsrækkerne af de indekserede værdier analyseret for statistiske udviklingstendenser ved hjælp af Kendall-tau. Analysen er kun foretaget for fjord- og kystafsnit, hvor der er data for mindst 5 år. Fordelingen mellem positive og negative Kendall-tau værdier er efterfølgende analyseret ved en fortegnstest for at teste, om der på landsplan er en positiv eller negativ udviklingstendens.

Transformation af data

En række vegetationsparametre er baseret på observationer af dækningsgrader fra 0-100%. Disse data er binomial-fordelte og er derfor arcsin-transformeret for at tilnærme dem en normalfordeling (Snedecov & Cochran 1989). Arcsin-transformationen er foretaget på følgende måde: $p' = \arcsin(\sqrt{p/100})$; p = dækningsgrad i procent.

Analyser på område-niveau

Samtlige analyser er foretaget på områdeniveau. Dvs. årsgennemsnittene af hver vegetationsparameter er beregnet for hvert område (fx indre del af Vejle Fjord), således at samtlige transekter, der blev undersøgt i det pågældende område i det pågældende år, er inkluderet. Selvom antallet af stationer inden for de enkelte fjordområder kan variere gennem overvågningsperioden, har vi alligevel skønnet, at "fjordområdet" er den bedste undersøgelsesenhed at benytte i de landsdækkende analyser.

De nye analysemetoder kan betyde, at resultaterne af dataanalyserne afviger fra tidligere rapporterede udviklingstendenser.

Ålegræs

Ålegræs er en nøglekomponent

Ålegræs er den mest dominerende blomsterplante i danske farvande. Ålegræs spiller en vigtig rolle i kystområderne, idet bevoksningerne ofte har stor biomasse og produktion og medvirker til at regulere transporten af næringssalte fra land til åbent hav. Ålegræsengene

danner samtidig rammen om et samfund af bunddyr, der er langt mere artsrigt og produktivt end bunddyrssamfundene i ikke-bevoksede områder (Orth et al. 1984).

Lyset regulerer dybdegrænsen

Lyset spiller en afgørende rolle for bundplanternes dybdeudbredelse. Ved ålegræssets dybdegrænse er lysmængden netop tilstrækkelig til, at ålegræsset kan opretholde en nettotilvækst. Analyser har vist, at der er en nøje sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdegrænse (Sand-Jensen et al. 1994). Reduktioner i lysmængden, fx på grund af opblomstringer af plankton eller løstliggende makroalger gennem sommeren, vil derfor begrænse ålegræssets dybdeudbredelse.

I det følgende analyserer vi udviklingen i ålegræssets maksimale dybdegrænse. Vi analyserer derimod ikke ålegræssets hovedudbredelsesdybde, fordi databasen mangler mange oplysninger om denne parameter.

Dybdegrænser mellem 0,7 og 9 m

Ålegræssets gennemsnitlige dybdegrænse varierede mellem 0,7 m og 9 m i de enkelte fjordområder gennem overvågningsperioden. Dybdegrænsen var generelt større i de ydre, mere åbne områder sammenlignet med de indre, mere beskyttede områder (se *Bilag 5.1.1*).

Indeks for dybdegrænsen

Ålegræssets dybdegrænse er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dybdegrænse for perioden 1989-99 i de enkelte fjordområder (*Bilag 5.1.2*), og landsgennemsnittet af disse indeks er afbildet for hele overvågningsperioden (*Figur 3.31*).

Ingen signifikant udvikling i dybdegrænsen på landsplan

I begyndelsen af overvågningsperioden var dybdeudbredelsen relativt stor, men faldt så fra 1992 frem til 1994. Herefter steg dybdegrænsen igen, kulminerede i 1998 og var igen lavere i 1999 (*Figur 3.31*). En fortegnanalyse af Kendall korrelationskoefficienterne for de enkelte fjord- og kystområder viste ingen signifikant positiv eller negativ udvikling gennem overvågningsperioden som helhed (*Tabel 3.17*). I den indre del af Kolding Fjord er ålegræssets dybdegrænse blevet signifikant større, hvorimod dybdeudbredelsen i Limfjorden er faldet signifikant gennem overvågningsperioden (se *Bilag 5.1.3*).

Udviklingen i ålegræssets dybdeudbredelse adskiller sig fra resultaterne i sidste års NOVA-rapportering. Forskellene skyldes den nye statistiske behandling af data, som beskrevet ovenfor.

Tabel 3.17 Fortegnstest for Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidlige udvikling af ålegræssets dybdegrænse (indeksværdier) gennem perioden 1989-99. Resultaterne er analyseret for det samlede datasæt samt separat for indre og ydre fjordafsnit. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

	Alle områder	Indre fjorde	Ydre fjorde
Negative	19	9	8
Positive	13	9	4
95 % konfidensinterval	10-22	5-13	3-9
Signifikans	-	-	-

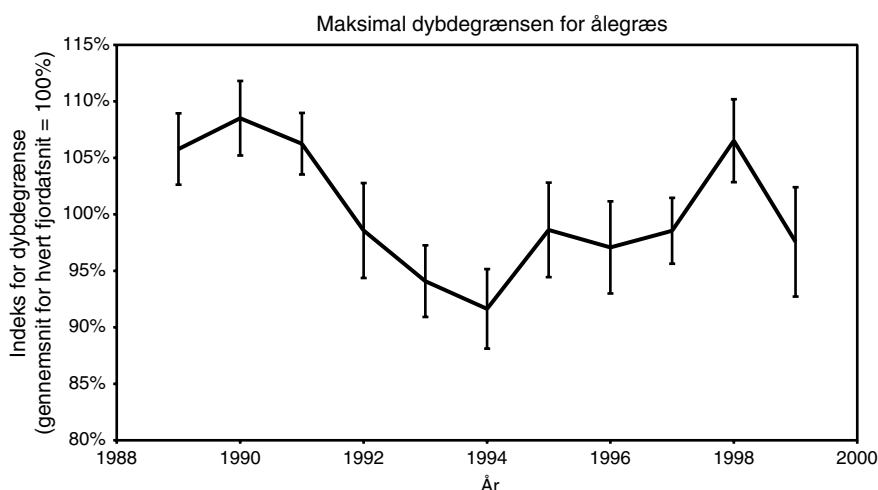
Ålegræssets dækningsgrad styres bl.a. af lys og eksponering

Ålegræsbevoksninger forekommer som mere eller mindre sammenhængende bæltet langs vores kyster. Bevoksningernes tæthed kan beskrives ved deres dækningsgrad, som udtrykker, hvor stor en andel af bunden, bevoksningerne dækker. Ålegræssets dækningsgrad følger generelt et klokkeformet forløb som funktion af vanddybden (Figur 3.32). Lys og eksponering er de faktorer, der bedst forklarer variationen i ålegræssets dækningsgrad på forskellige vanddybder. Lysets regulerende effekt er marginal på lavt vand, men tiltager med dybden, mens effekten af eksponering er størst på lavt vand og aftager med dybden. Ålegræsset opnår derfor maksimal dækning på mellem-dybder med intermediære lys- og eksponeringsforhold (Sand-Jensen et al. 1997).

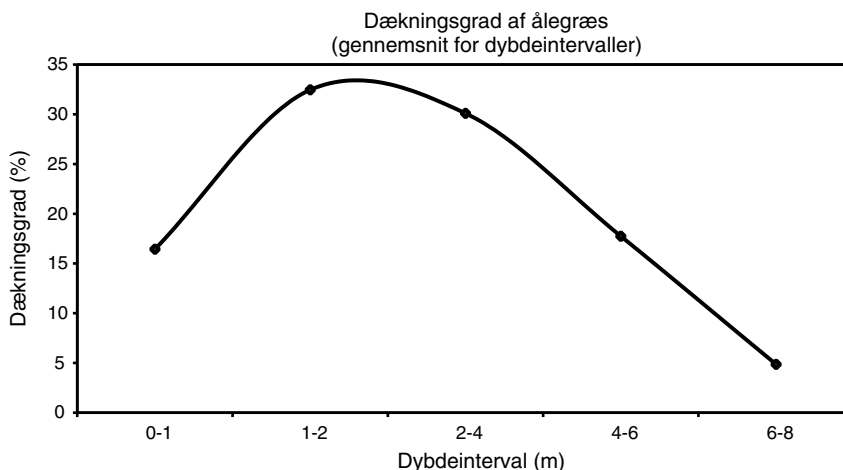
Ålegræssets dækningsgrad på forskellige vanddybder

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for hvert dybdeinterval i hvert enkelt fjordafsnit. Dækningsgraden i hvert dybdeinterval i hvert enkelt år blev indekseret i forhold til den gennemsnitlige dækningsgrad i det pågældende dybdeinterval gennem overvågningsperioden (Bilag 5.2.1 og 5.2.2). Analysen inkluderer samtlige opgørelser af dækningsgrad inden for ålegræsbevoksningerne, mens intervaller uden ålegræs er udeladt.

Figur 3.31 Indeks for ålegræssets maksimale dybdegrænse gennem perioden 1989-1999. Dybdegrænsen i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dybdegrænse for området gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 32 fjordområder. Usikkerhedsangivelser = SE.

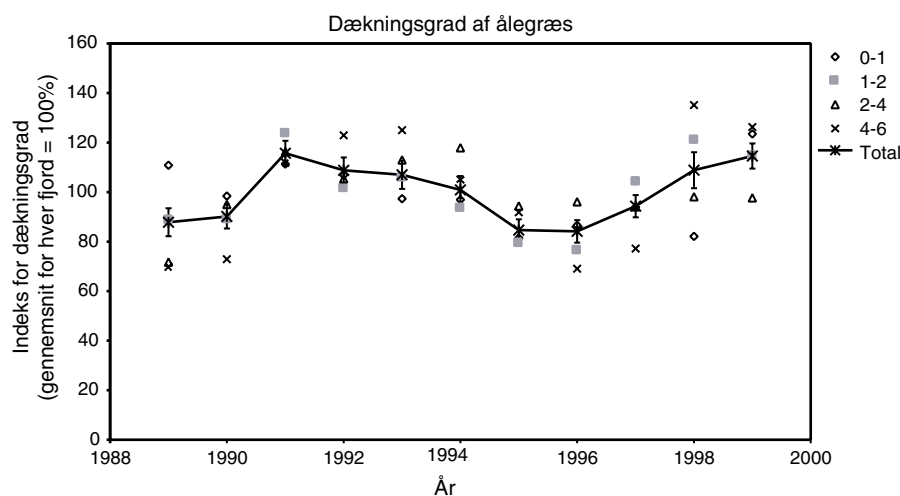


Figur 3.32 Den gennemsnitlige dækningsgrad af ålegræs langs dybdeintervallerne gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer samtlige opgørelser af dækningsgrad inden for ålegræsbevoksningerne, mens intervaller uden ålegræs er udeladt.



Dækningsgraden var generelt høj i årene 1991-1993 og faldt herefter frem til 1995 og 1996. I 1999 var dækningsgraden af ålegræs signifikant højere end i 1995-1998 og på niveau med dækningsgraden i 1991-93 (Figur 3.33). Udviklingen fulgte samme mønster i alle dybdeintervaller.

Fortegnsanalysen af Kendall korrelationskoefficienterne for de enkelte områder viste en signifikant overvægt af positive korrelationskoefficienter i dybdeintervallet 4-6 m (Tabel 3.18). Den samlede fortegnanalyse for alle dybdeintervaller viste dog ingen signifikant, udviklingstendens gennem overvågningsperioden. I enkelte områder som Kolding Fjord, Odense Fjord og Århus Bugt er ålegræssets dækningsgrad i flere dybdeintervaller steget signifikant gennem perioden (se Bilag 5.2.3).



Figur 3.33 Indeks for dækningsgraden af ålegræs i gennem perioden 1989-1999. Dækningsgraden i hvert dybdeinterval i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dækningsgrad i dybdeintervallet gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 32 fjord-/kystområder. Usikkerhedsangivelse = SE.

Tabel 3.18 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidslige udvikling af ålegræssets dækningsgrad (indeksværdier) gennem perioden 1989-99. Analysen er foretaget for hvert enkelt dybdeinterval samt for det samlede datasæt. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

	0-1	1-2	2-4	4-6	6-8	8-10	Samlet
Negative	19	11	9	4	0	0	43
Positive	11	16	18	14	4	1	64
95 % konfidensinterval	9-21	8-19	8-19	5-13	0-4		43-64
Signifikans	-	-	-	+	*		-

Flyfotos giver overblik over vegetationens udbredelsesområder

Mens transektundersøgelserne bidrager med oplysninger om dækningsgraden langs få udvalgte linier i fjorden, viser flyfotografierne, hvordan ålegræsbevoksningerne varierer gennem fjorden, giver over-

blik over, hvor de vigtigste bevoksninger findes og giver et estimat over deres arealudbredelse. Sikkerheden på bestemmelsen af arealudbredelsen er størst på lavt vand og på mellemdybder, eftersom det er her, man bedst kan erkende ålegræsset på flybillederne. Ved hjælp af gode dybdemodeller og en række feltobservationer af ålegræssets dybdegrænse er det dog også muligt at estimere arealudbredelsen på dybt vand.

Ålegræssets arealudbredelse fluktuerer

Selvom ålegræsset betragtes som en af de mere stabile vegetationstyper, fordi den er flerårig og den kan regenerere med nye rodskud, foregår der alligevel en del fluktuationer i bestandene. Ålegræssets arealudbredelse ændres naturligvis som følge af ændringer i dybdegrænsen, men også som følge af ændringer i bestandene på lavt vand og på mellemdybder, som vi eksempelvis har oplevet i forbindelse med iltsvind (Rask et al. 2000).

Usikkerhed i billedanalysen

Flyfotografering giver et godt overblik over de vigtigste ålegræsområder i fjordene, men ofte har det ikke været muligt at opnå så stor sikkerhed (75%) på bestemmelsen af ålegræsarealerne, som NOVA-programmet kræver. Problemerne har været størst i områder med blandet vegetation og variable bundforhold, idet det her har været vanskeligt at skelne ålegræs fra de øvrige vegetations- og bundtyper. I de sydlige fjorde som fx Aabenraa og Flensborg Fjord, hvor der er store forekomster af sten, har det eksempelvis ikke været muligt at adskille klassen "ålegræs+brunalger". Arealmæssigt udgør denne klasse en andel, der svarer til den øvrige ålegræsbevoksning, og analysen af ålegræssets arealudbredelse indeholder derfor en betydelig usikkerhed. I andre områder, bl.a. Det Sydfynske Øhav, har der været tilsvarende problemer med at adskille ålegræs fra forekomster af trådalger. Metoden fungerer imidlertid fint i områder med ren ålegræsvegetation på sandbund.

På grund af problemerne omkring analyserne af ålegræssets arealudbredelse foretager vi ikke en samlet vurdering af arealudbredelsen i denne rapport. Problemerne har også resulteret i, at der i øjeblikket foregår en revurdering af metoderne til flyfotokortlægning af ålegræsset.

Makroalger

Mange faktorer styrer makroalgernes artsantal

Artsantallet af makroalger er især relateret til fjordens saltholdighed, lys- og dybdeforhold, næringssaltkoncentration og bundforhold. Generelt finder vi flere arter, jo større og dybere fjordene er, jo mindre næringssaltbelastningen er, jo bedre lysforholdene er, jo højere saltholdigheden er og jo mere hård bund, transekterne består af (Middelboe et al. 1998). Vi har her analyseret tidlige ændringer i artsantallet i hvert fjordafsnit, hvor fjordafsnittet udgør sin egen reference gennem overvågningsperioden. Ændringerne i artsantal gennem perioden vil derfor primært afhænge af parametre såsom lys- og næringssaltforhold, som varierer fra år til år, mens de mere stabile parametre som fjordenes størrelse, bundforhold og saltholdighed spiller en mindre rolle.

Tabel 3.19 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidslige udvikling i artsantallet (indekssværdier) i hvert dybdeinterval i hvert fjordafsnit gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

Dybdeinterval	0-1	1-2	2-4	4-6	6-8	8-10	10-12	Total
Negative	18	11	11	9	4	4	1	58
Positive	12	13	11	7	3	2	0	48
95 % konfidensinterval	9-21	7-18	6-16	4-12	1-6	1-5		42-63
Signifikans	-	-	-	-	-	-	-	-

Artsantal på forskellige vanddybder

Antallet af arter i hvert dybdeinterval i hvert enkelt fjordafsnit er indekseret i forhold til antallet i det pågældende dybdeinterval i 1999 ("antal i interval y i år x"/"antal i interval y i 1999"*100). Herefter er den tidslige udvikling i artsantallet i hvert dybdeinterval analyseret vha. Kendall-tau (*Bilag 5.3*).

Fortegnsanalysen af Kendall-korrelationskoefficienterne for de enkelte områder viser ingen signifikant udvikling i artsantallet i de enkelte dybdeintervaller på landsplan (*Tabel 3.19*).

Artsantal i fjord- og kystområder

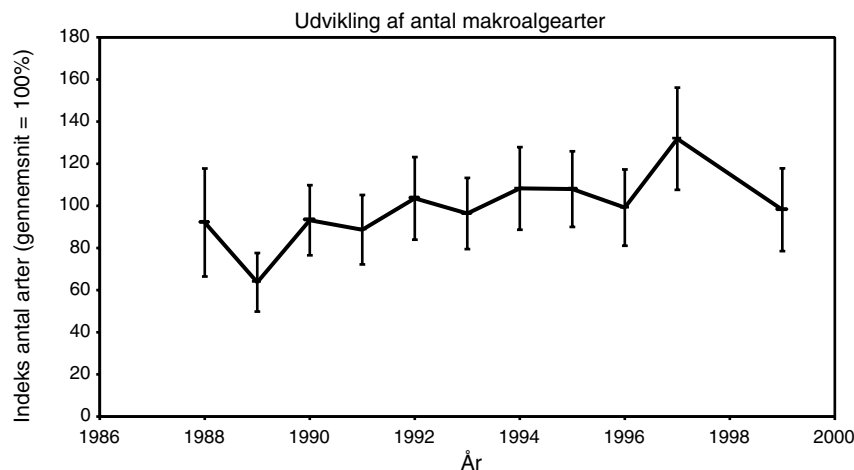
Vi har ligeledes beregnet et indeks for det samlede artsantal i hvert fjord-/kystafsnit, hvor værdierne for de enkelte år er indekseret i forhold til det gennemsnitlige artsantal i hvert område gennem perioden 1989-1999. Det gennemsnitlige artsantal for fjordene steg fra 1989 frem til en kulmination i 1997, hvorefter artsantallet faldt igen i 1999 (*Figur 3.34*).

Antallet af makroalger i fjordene er steget gennem overvågningsperioden

Fortegnsanalysen viste en signifikant overvægt af positive korrelationskoefficienter. Det vil sige, at antallet af makroalgearter i fjordene er steget på landsplan gennem overvågningsperioden, hvilket er en positiv udviklingstendens (*Tabel 3.20*).

Tabel 3.20 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidslige udvikling i artsantallet af makroalger (indekssværdi) i hvert fjordafsnit gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år. Et enkelt fjordafsnit havde en Kendall Tau korrelationskoefficient på 0.

	Antal
Positive	22
Negative	5
95% konfidensinterval	8-18
Signifikans	*+



Figur 3.34 Indeks for artsantallet af makroalger gennem perioden 1989-1999. Artsantallet i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til artsantallet i området i 1999. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 28 fjord-/kystområder. Usikkerhedsangivelse = SE.

Makroalgernes dominansforhold

Makroalgernes indbyrdes dominansforhold i fjordområderne kan illustreres vha. dominanskurver (rank-abundans-kurver; jf. Middelboe & Sand-Jensen, submitted). Kurverne viser den relative hyppighed af hver enkelt art afbildet som funktion af arternes dominansrækkefølge, dvs. den hyppigste art står først, den næst-hyppigste art følger efter osv. (jf. paradigma 2000-2004 for bundvegetation). Hvis dominanskurven har en stejl hældning, er algesamfundet præget af få dominerende arter, mens en mindre stejl hældning kendetegner algesamfund, hvor mange arter har en ensartet udbredelse. Analyser af makroalgernes dominanskurver i forskellige fjordområder viser stejlere hældning i indre, mere belastede fjordområder end i mere åbne områder, og analyserne viser en korrelation mellem kurveforløbene og vandets indhold af næringssalte (Middelboe & Sand-Jensen, 2000).

Når man skal sammenligne områder eller år, er det en fordel at benytte hældningen af den omvendte dominanskurve for de hyppigste 40% af arterne. Denne parameter betegnes E_Q - indeks for ensartethed (Middelboe & Sand-Jensen 2000).

I det følgende har vi analyseret udviklingen i makroalgernes dominansforhold i NOVA-områderne på baggrund af en Kendall-analyse af områdernes E_Q - indeks. E_Q - indekset er beregnet som:

$$E_Q = -2/\pi \arctan(b')$$

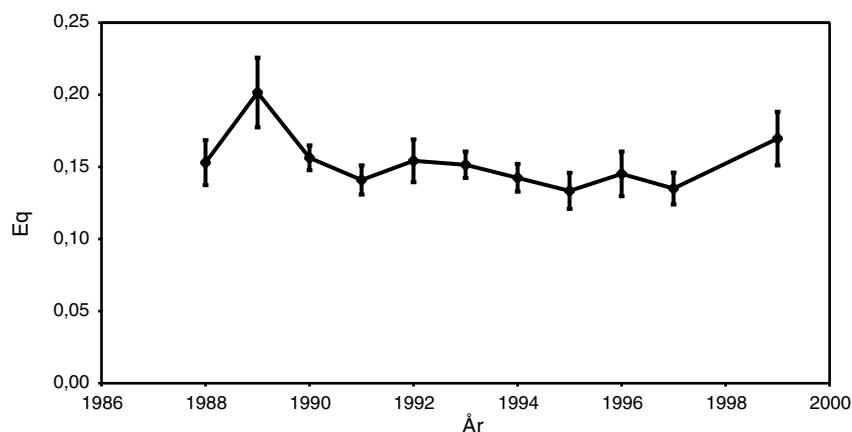
hvor b' er hældningskoefficienten i abundans-rangkurven (Paradigma 2000-2004 for bundvegetation, 2000). Beregningen er gennemført for samtlige rød-, brun- og grønalger, der er rapporteret fra hvert fjordafsnit i hvert enkelt år gennem overvågningsperioden (Bilag 5.4.1). Transformationen af hældningskoefficienten ($-2/\pi \arctan$) betyder, at E_Q værdierne kommer til at ligge mellem 0 og 1. E_Q -indekset nærmer sig 1, når arterne i samfundet har mest ensartede relative hyppigheder; det vil sige et højt E_Q -indeks indikerer en god miljøtilstand.

Næringssaltbelastningen
påvirker makroalgernes
dominansforhold

E_Q - indeks for ensartethed

Ingen signifikant udvikling
i E_Q -indekset på landsplan

E_0 -indekset var højest i 1989 og havde et relativt ensartet niveau i perioden 1990-1997 (Figur 3.35). E_0 -indekset steg igen i 1999, hvilket er en positiv tendens mod mindre dominansprægede makroalgesamfund. Det kan dog ikke udelukkes, at ændringen i stationsnettet ved overgangen til NOVA-programmet kan have påvirket resultaterne. En fortegnanalyse af korrelationskoefficienter for udviklingen i de enkelte områders E_0 -indeks viser ingen signifikant udvikling på landsplan (Tabel 3.21). I Vejle yderfjord, Horsens inderfjord og Løgstør Bredning er E_Q -indekset faldet signifikant gennem overvågningsperioden, hvorimod indekset er steget signifikant i det nordlige Lillebælt samt i Århus Bugt (Bilag 5.4).



Figur 3.35 Udviklingen i dominansforholdet mellem makroalger gennem perioden 1989-1999 udtrykt ved E_Q – indeks for ensartethed. Lav E_Q –værdi = dominans af få arter $\pm$ SE. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

Tabel 3.21 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidlige udvikling af E_Q -værdierne for hvert fjordafsnit gennem perioden 1989-99.

	Antal
Negative	13
Positive	7
95 % konfidensinterval	5-14
Signifikans	-

Eutrofieringsbetingede
makroalger som nærings-
saltindikatorer

Dækningsgraden af løstliggende eutrofieringsbetingede makroalger

Eutrofieringsbetingede makroalger er en fællesbetegnelse for hurtigtvoksende, tyndt-løvede (tråd- eller bladformede) makroalger, der har et højt næringsbehov og til stadighed kræver en høj tilførsel af næringssalte for at kunne opretholde en høj biomasse (Pedersen, 1993; Borum et al., 1994). Selvom arterne favoriseres i næringsrige områder, bestemmes deres fordeling imidlertid også af vindforhold, og en storm kan ændre algerne fordeling betragteligt. Løstliggende alger har flere negative konsekvenser for den øvrige flora og fauna i fjordene; fx kan algerne skygge for den fasthæftede vegetation, og større forekomster af løstliggende alger kan skabe iltfrie forhold ved

bunden, når de nedbrydes (Krause-Jensen & Christensen 1997) og dermed forringe levevilkårene for bunddyr. Mens masseforekomster af hurtigtvoksende makroalger er et sikkert tegn på stor næringssaltbelastning, er algernes fravær ikke et sikkert tegn på det modsatte. I eutrofierede områder kan der forekomme strukturskift, så det nogle år er fytoplankton og andre år er eutrofieringsbetingede makroalger, der er den dominerende primærproducent.

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger er registreret fra og med 1993

Registrering af dækningsgraden af løstliggende eutrofieringsbetingede makroalger blev først indført ved revisionen af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1993, og analysen af den tidlige udvikling er derfor først foretaget fra og med 1993.

Ingen signifikant udvikling i dækningsgraden på de enkelte vanddybder

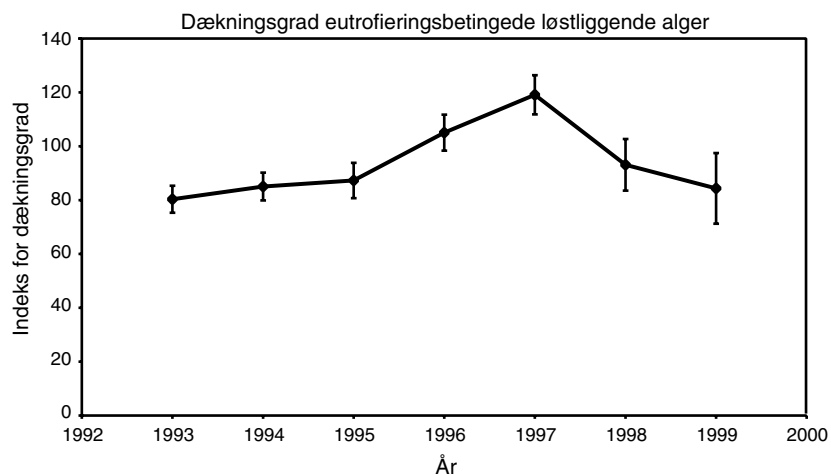
Udviklingen af dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger er analyseret for hvert dybdeinterval i hvert fjordafsnit på baggrund af indekserede værdier, hvor dækningsgraden i hvert enkelt fjordafsnit i 1999 er sat til 100% (Bilag 5.5.1 og 5.5.2). Fortegnstesten for Kendall-tau korrelationskoefficienterne viste en signifikant overvægt af positive værdier for dybdeintervallet 0-1 m, men ikke nogen signifikant fordeling for de øvrige dybdeintervaller (Tabel 3.22, Bilag 5.5.3).

Ingen signifikant udvikling i dækningsgraden i fjord-/kystområderne

Vi har tilsvarende beregnet et indeks for den gennemsnitlige dækningsgrad af eutrofieringsbetingede makroalger i hvert fjord-/kystafsnit (Bilag 5.5.4 og 5.5.5). Dækningsgraden var lav i begyndelsen af overvågningsperioden, steg frem til 1997, og faldt igen fra 1997 til 1999 (Figur 3.36). Fortegnsanalysen af Kendall korrelationskoefficienterne viste ingen signifikant udviklingstendens på landsplan (Tabel 3.23, Bilag 5.5.6).

Tabel 3.22 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidlige udvikling i dækningsgraden af løstliggende eutrofieringsbetingede makroalger i hvert dybdeinterval for hvert fjordafsnit gennem perioden 1993-99 (indekxsværdier). Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

Dybdeinterval (m)	0-1	1-2	2-4	4-6	6-8	8-10	Total
Negative	2	7	5	5	3	1	27
Positive	10	7	4	3	2	4	31
95% konfidens	2,5-9,5	3-11	2-7	1-7	0,5-4,5	0,5-4,5	21-37
Signifikans	+	-	-	-	-	-	-



Figur 3.36 Indeks for dækningsgraden af eutrofieringsbetingede løstliggende makroalger gennem perioden 1993-1999. Dækningsgraden i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dækningsgrad i området gennem perioden 1993-1999. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 17 fjord-/kystområder. Usikkerhedsangivelse = $\pm$ SE.

Tabel 3.23 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter, der beskriver den tidslige udvikling i dækningsgraden af løstliggende eutrofieringsbetingede makroalger i fjord-/kystområder gennem perioden 1993-99 (indeksværdier).

	Antal
Negative	14
Positive	20
95% konfidensinterval	11-23
Signifikans	-

Dækningsgraden af én- og flerårige makroalger

I næringsfattige, kystnære områder findes ofte en stabil bundvegetation med flerårige arter såsom ålegræs og tykt-løvede brunalger, mens næringsrige områder ofte er præget af en mere ustabil og kortlivet vegetation.

I hvert fjordafsnit er den gennemsnitlige dækningsgrad af henholdsvis én- og flerårige arter beregnet på baggrund af arcsin-transformerede dækningsgrader (Bilag 5.6.1 og 5.6.2). Værdierne for hvert fjordafsnit er herefter indekseret i forhold til værdierne i 1999 (Bilag 5.6.3 og 5.6.4). Vi har derefter gennemført en Kendall-korrelationsanalyse på de indekserede værdier (Bilag 5.6.5).

Dækningsgraden af enårige makroalger er faldet gennem overvågningsperioden (Figur 3.37). Kendall-analyserne viste signifikante fald i dækningsgraden af én-årige makroalger i mange områder og i den samlede analyse (Bilag 5.6.5). På landsplan viste fortegnssanalysen af Kendall-tau korrelationskoefficienterne en signifikant overvægt af

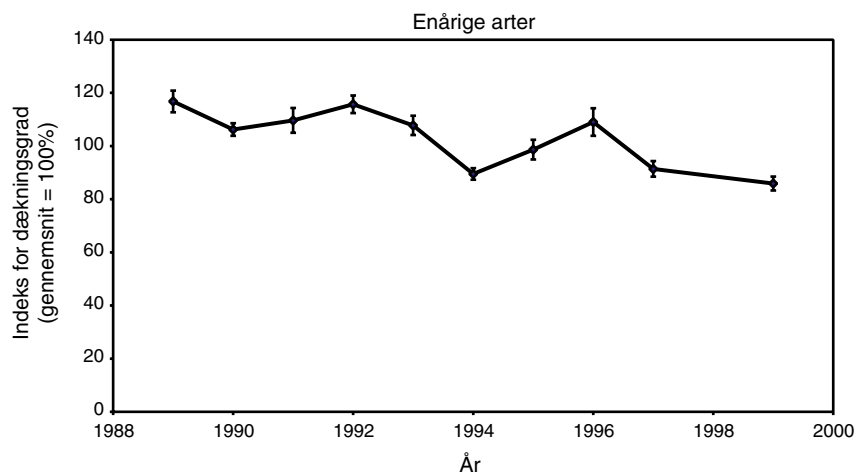
Enårige og flerårige makroalger

På landsplan er dækningsgraden af enårige makroalger faldet gennem overvågningsperioden

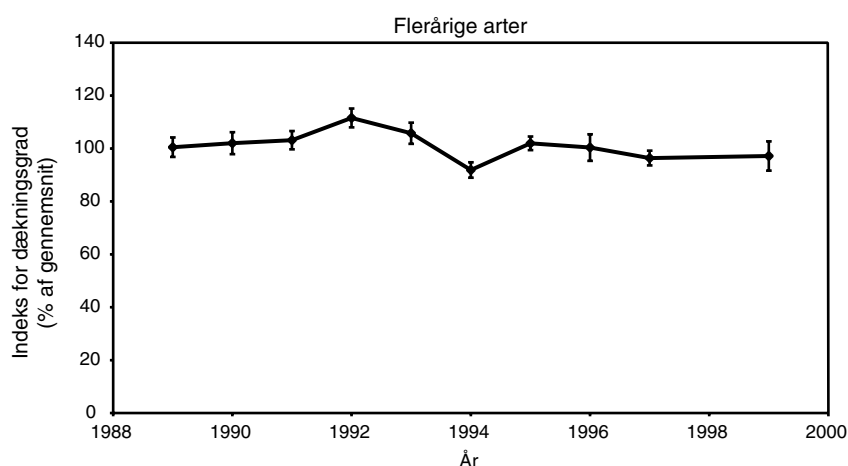
lokaliteter, hvor dækningsgraden af enårige makroalger faldt (Tabel 3.24).

På landsplan er dækningsgraden af flerårige makroalger ikke ændret signifikant gennem overvågningsperioden

Den gennemsnitlige dækningsgrad af de flerårige makroalger har været forholdsvis stabil på landsplan (Figur 3.38). Fortegnsanalysen af Kendall korrelationskoefficienterne viste da heller ingen signifikant udvikling på landsplan (Tabel 3.24), selvom der var sket signifikante fald i dækningsgraden af de flerårige arter i Det Sydfynske Øhav, den østlige og vestlige Limfjord og i dele af Århus Bugt (Bilag 5.6.5).



Figur 3.37 Indeks for dækningsgraden af enårige makroalger gennem perioden 1989-1999. Dækningsgraden i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dækningsgrad i området gennem perioden 1989-1999. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 29 fjord-/kystområder. Usikkerhedsangivelse = SE.



Figur 3.38 Indeks for dækningsgraden af flerårige makroalger gennem perioden 1989-1999. Dækningsgraden i hvert fjord-/kystområde er indekseret i forhold til den gennemsnitlige dækningsgrad i området gennem perioden 1989-1999. Analysen inkluderer kun områder, hvor der er data fra mindst 5 år. Figuren viser det gennemsnitlige indeks for 24 fjord-/kystområder. Usikkerhedsangivelse = $\pm$ SE.

Tabel 3.24 Fortegnstest af Kendall-tau korrelationskoefficienter for den tidslige udvikling af dækningsgraden af én og flerårige makroalger i de enkelte fjordafsnit gennem perioden 1989-99. Analysen inkluderer kun fjord-/kystafsnit med data fra mindst 5 år.

	En-årige	Fler-årige
Negative	6	10
Positive	23	14
95% konfidens	8-19	7-18
Signifikans	-	-

Relationer mellem vegetationsparametre og afstrømning/belastning

Vi har relateret de indekserede vegetationsparametre til indekserede parametre for belastning og afstrømning til farvandene. Desværre var det ikke muligt at foretage parvise sammenligninger af vegetationsparametre og afstrømning for de enkelte fjorde, da datasættet for afstrømning ikke forelå i denne opløsning. Vi har derfor gennemført grove analyser på landsniveau, hvor de samlede årsgennemsnit af hver vegetationsparameter og hver belastnings-/afstrømningsparameter er relateret til hinanden.

Vi har foretaget 3 sæt analyser: Første sæt analyser relaterer vegetationsparametrene til belastningen/afstrømningen i samme år, som vegetationen er undersøgt. Imidlertid er vegetationsundersøgelserne foretaget midt på sommeren, mens belastningsdata dækker hele året, så datasættene matcher ikke helt hinanden. Vi har derfor suppleret med et sæt analyser, der relaterer vegetationsparametrene til belastningen/afstrømningen året før og ét sæt analyser, der relaterer vegetationsparametrene til belastningen/afstrømningen 2 år før (*Bilag 5.7*).

Der var enkelte signifikante sammenhænge mellem vegetationsparametrene og samme års belastning: dækningsgraden af ålegræs i enkelte dybdeintervaller var signifikant positivt relateret til P-belastningen/afstrømningen, mens dybdegrænsen var negativt (dog ikke signifikant) relateret til afstrømningen og N-belastningen. Antallet af makroalgearter var signifikant negativt relateret til P-belastningen, mens dækningsgraden af enårige makroalger mod forventning var signifikant negativt relateret til afstrømningen (*Bilag 5.7*).

Der var flere signifikante sammenhænge mellem vegetationsparametrene og belastningen fra 2 år før. Ålegræssets dækningsgrad i flere dybdeintervaller var signifikant negativt relateret til afstrømning og N-belastning. Ålegræssets dybdegrænse var ligeledes negativt (men ikke signifikant) relateret til afstrømning og belastning. Dækningsgraden af både enårige - og flerårige makroalger var signifikant positivt relateret til P-belastningen (*Bilag 5.7*).

3.2.8 Bundfauna

Faunaen på sedimentbund

*Hvorfor måle
blødbundsfauna?*

Langt det største areal af havbunden inden for det danske territorium er beboet af blødbundsfauna. Fødegrundlaget for denne fauna, der består af invertebrater, der lever på og i sedimentet, er hovedsagelig primærproduktionen i de frie vandmasser, der i en eller anden form drysser ned til bunden. Bundfaunaen udgør fødegrundlaget for bundlevende fiskearter og spiller en vigtig rolle for nedbrydningen af organisk materiale i og ved havbunden. Dens betydning som fiskeføde har bevirket, at der foreligger kvantitative data om forekomster så langt tilbage som i de første årtier af 1900-tallet, hvor C.G.J. Petersen kortlagde faunaens udbredelse i store dele af de skandinaviske farvande. Petersen inddelte faunaen i samfund kendetegnet af karakteristiske arter, et koncept der stadig bliver brugt.

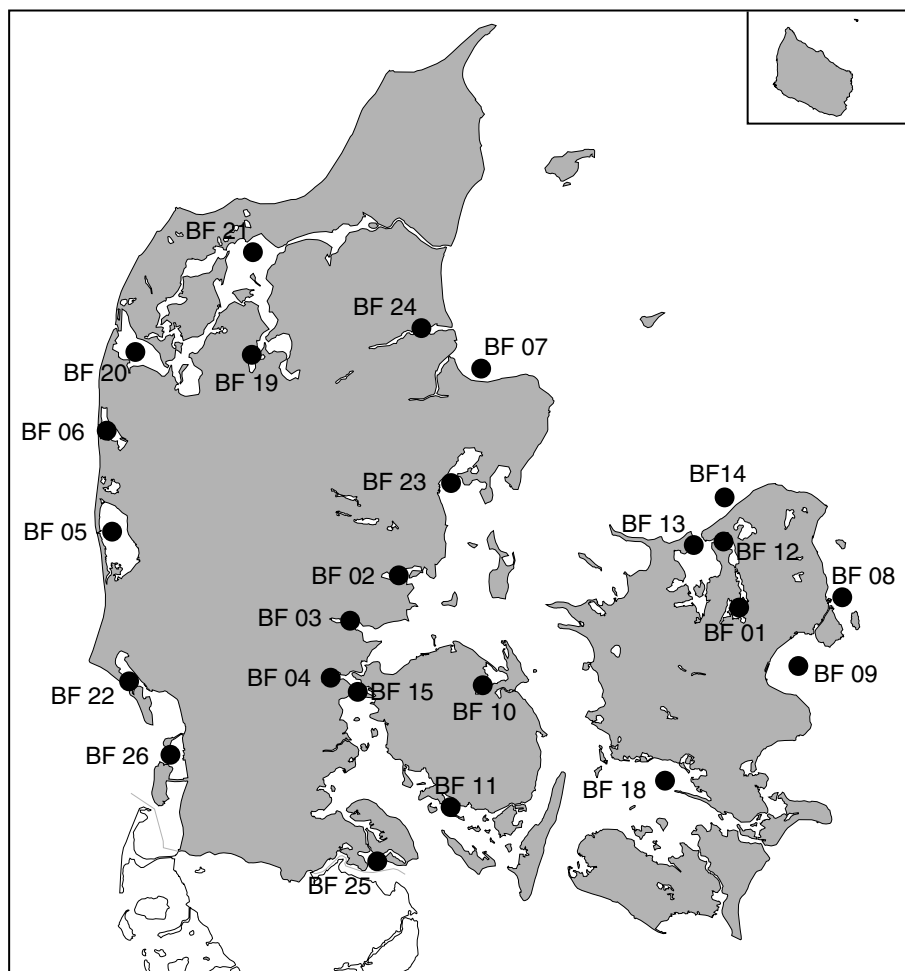
Flere forskellige forhold bevirker, at bundfaunaen er specielt egnet til overvågning af miljøforandringer, enten de er naturlige eller menneskeskabte. Den er relativt stationær, og mange af arterne er flerårige, hvilket bevirker, at miljøforhold bliver integreret over en længere tid. Dette bevirker, at cost-benefit-forholdet er relativt lavt for at måle ændringer både rumligt og tidsligt. Derudover findes således også referencedata lang bagud i tiden. Der foreligger nu en relativt stor viden om, hvordan bundfauna reagerer på ændringer i tilførslen af organisk stof (Pearson & Rosenberg 1978, Gray 1992, Diaz & Rosenberg 1995, Hagerman et al. 1996 for at nævne nogle værker). Kort fortalt, hvis tilførslen ikke bliver så stor, at der opstår iltmangel i bundvandet, har en øgning af tilførslen en overvejende positiv effekt på faunaen med øgede bestande som resultat; men hvis iltkoncentrationerne bliver for lave, er effekten negativ med dødelighed som resultat, hvor nogle arter er mere følsomme end andre. I danske farvande med de meget lave vanddybder er bundfaunaen specielt vigtig som græsser af fytoplanktonproduktionen. Det er fx gjort sandsynligt, at i flere danske fjorde vil en stor del af de årligt tilførte næringssalte fra tilstødende landområder passere gennem bundfaunaen og temporært oplagres i bundfaunabiomassen (Josefson & Rasmussen 2000).

Materialet, som er anvendt i denne rapport (i dette afsnit og afsnit 4.2.8) kommer fra alle Petersens samfund, undtaget det dybe *Amphilepis-Pecten* samfund i Skagerrak. På dybder større end haloklindybden (ca. 15 meter) dominerer slangestjernen *Amphiura filiformis*, der har vist en markant fremgang i de senere årtier. På dybder lavere end haloklindybden er bløddyr, navnlig muslinger, ofte den dominerende gruppe. De fleste arter i disse samfund tilhører en af de 4 såkaldte store dyregrupper: bløddyr (*Mollusca*), pighude (*Echinodermata*), børsteorme (*Polychaeta*) og krebsdyr (*Crustacea*), og indbefatter arter med vidt forskellig ernæringsbiologi: suspensionsædere, depositionsædere og rovdyr.

*Andet år med den nye
prøvetagningsstrategi*

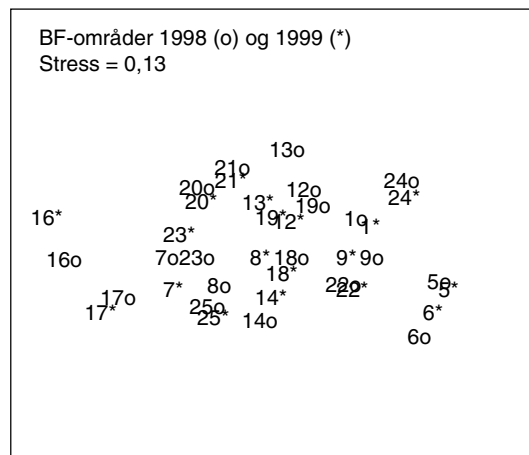
Alle de data for bundfaunaen, som behandles i dette afsnit, er taget efter de nye NOVA-retningslinier, hvor et stort antal hapsprøver (typisk 50) bliver fordelt indenfor et afgrænset område. Da 1998 var år nul i programmet, handlede foregående års rapport hovedsageligt om erfaringerne med prøvetagningsændringerne i det nye program NOVA 2003. Der foreligger nu data fra 17 sådanne områder fra to år

og dette afsnit fokuserer på, hvorvidt prøver i 1999 var forskellige fra prøver i 1998, og hvorvidt der var sket generelle forandringer mellem de forskellige fjordområder. Placeringen af NOVA-prøvetagningsområderne fremgår af *Figur 3.39*. Områderne dækker et areal fra få kvadratkilometer og op til at omfatte en hel fjord, og hvert område består af 25-90 individuelle stationer. Fra BF 16 og BF 17 i det åbne Kattegat behandles i denne rapport kun henholdsvis 7 og 6 stationer.



Figur 3.39 Placering af amternes og DMU's NOVA-prøvetagningsområder BF 01- BF 26 for bundfauna. Placering af BF 16 og BF 17 er vist på *Figur 4.35*.

Forskelle i faunaens sammensætning mellem områder og mellem 1998 og 1999 kan illustreres med MDS-plot, hvor de enkelte områder og år er plottet i et 2D-plan, hvor afstanden mellem punkterne svarer til faunaens ensartethed udtrykt som Bray-Curtis similaritet. Similariteten er beregnet på rod-rod-transformerede tætheder af de forekommende arter, hvilket giver mindre vægtning af de dominerende arter, end hvis der bruges utransformerede værdier.

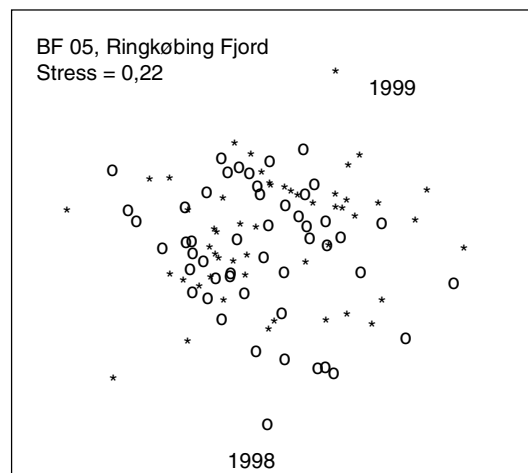


Figur 3.40 MDS-plot af faunalighed mellem årene 1998 og 1999 i de forskellige BF-områder.

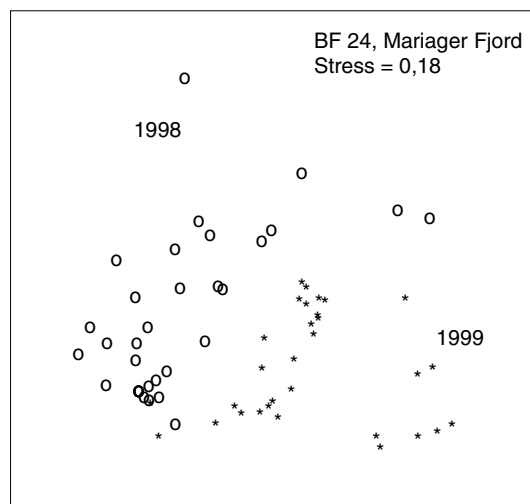
Større geografisk variation end tidlig variation

De to år, 1998 og 1999, grupperer sig stort set sammen område for område, hvilket viser, at faunaens sammensætning generelt er mere forskelligartet mellem områder end mellem prøvetagningstidspunkterne. Områderne grupperer sig fra venstre til højre fra åbent hav over naturlige fjorde til slusefjorde og meget lukkede fjorde som Mariager Fjord. ANOSIM-test viser, at med undtagelse af 2 områder (BF 17, BF 22) så er de 2 år signifikant forskellige i sammensætning ($P < 0,05$) i alle områder. Der var dog store gradsforskelle i forandringen fra 1998 til 1999 i de enkelte områder. Et eksempel på en lille forandring er Ringkøbing Fjord (Figur 3.41) og et eksempel på en stor forandring er Mariager Fjord (Figur 3.42). Dette viser, at artssammensætningen i Mariager Fjord også i perioden 1998-1999 er markant forandret. Faunaen i denne fjord har været under store forandringer siden 1997, hvor faunaen forsvandt efter et kraftigt iltsvind. Forandringerne skyldes formentlig fortsat genindvandring (Nordjyllands Amt & Århus Amt 2000).

Signifikante forskelle mellem 1998 og 1999



Figur 3.41 MDS-plot der viser faunalighed baseret på tætheder i 1998 og 1999 i Ringkøbing Fjord.



Figur 3.42 MDS-plot der viser faunalighed baseret på tætheder i 1998 og 1999 i Mariager Fjord.

For at vurdere om der er sket generelle forandringer af den univariate variable individtæthed og biomasse mellem 1998 og 1999 beregnet over alle typeområder, blev der foretaget en Wilcoxon Signed Ranks test. Resultatet viste ingen signifikant forskel på 5%-niveauet mellem de to år (Tabel 3.25), hvad enten der var tale om totaler for de 4 dyregrupper bløddyr, krebsdyr, børsteorme og pighude eller om grupperne undersøges hver for sig. Dog viste den totale biomasse (tørvægt eller vådvægt) fremgang i 12 områder og tilbagegang i 7 områder, hvilket var signifikant på 10%-niveauet. Sammenligning af årene indenfor hvert område viste signifikant forskel på 10%-niveauet i 10 af områderne, hvoraf 2 var nedgange og 8 stigninger, og på 5%-niveauet var der forskel i 7 af områderne, hvoraf 1 var en nedgang og resten stigninger. Dette ville være et meget usandsynligt resultat, hvis der ingen generel forandring var sket, og der syntes at være sket en generel stigning af biomasse i alle områder set over et. Dog skal der tages forbehold for udsagnet, da 6 områder fra Fyn og østjyske fjorde ikke er medtaget i analysen. Data fra Fyns Amt (2000) antyder en nedgang af biomassen i Odense Fjord og i Det Sydfynske Øhav, hvilket i givet fald gør, at stigningen af biomasse ikke kan betragtes som generel.

Tendens til stigende biomasse på landsplan

Specielt stor fremgang af biomassen var sket i Mariager Fjord og Skive Fjord, hvor der også var sket store ændringer i artssammensætningen. I Mariager Fjord skyldes fremgangen fortrinsvis bløddyr og børsteorme. En stor nedgang blev observeret i Nissum Fjord, hvor specielt bløddyrene forsvandt i perioden (Ringkjøbing Amt 2000). Flere af de signifikante ændringer i biomassen er, på nær et område (Isefjord), sket i fjordområder med begrænset eller reguleret vandgennemstrømning, og hvor belastningen af næringssalte er høj.

Det skal endvidere bemærkes, at alle 4 BF-områder i Kattegat (BF 07, BF 14, BF 16, BF 17) havde en højere værdi for middelbiomassen i 1999 end i 1998, hvoraf en station var signifikant på 5%, en station på 10% og en på 20% niveauet. Som det også er beskrevet i afsnit 4.2.8, så falder biomasseændringen i disse BF-områder godt ind i den generelle tendens i det åbne hav.

Sammenligner man fjorde og kystnære områder under et med de åbne farvande, viser det sig, at de tidslige variationer i Kattegatområdet er større end de rumlige variationer, hvilket står i modsætning

til billedet fra til de kystnære områder, hvor de rumlige variationer var de største.

Tabel 3.25 Resultat af test for forskelle i total biomasse (tørvægt eller vådvægt, hvis tørvægt ikke var målt) mellem 1999 og 1998 fra 19 typeområder (Wilcoxon Signed Ranks test). n = antal af parrede observationer (stationer), 1999-1998 = retning af forandring, Z = testparameter, P = sandsynlighed for ingen forskel, (*) = $P < 0,10$, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Område	n	1999 - 1998	Z	P
BF 01 Roskilde Fjord S	25	+	0,632	0,527
BF 05 Ringkøbing Fjord	50	+	2,399	0,016 *
BF 06 Nisum Fjord	45	-	3,764	0,000 ***
BF 07 Hevring Bugt	44	+	1,821	0,069 (*)
BF 08 Øresund	45	-	1,383	0,167
BF 09 Køge Bugt	45	+	1,744	0,081 (*)
BF 12 Roskilde Fjord N	23	-	0,335	0,738
BF 13 Isefjord	22	+	2,516	0,012 *
BF 14 Hundested	45	+	0,141	0,888
BF 16 N Kattegat	7	+	1,352	0,176
BF 17 S Kattegat	6	+	1,992	0,046 *
BF 18 Smålandsfarvandet	45	-	1,879	0,060 (*)
BF 19 Skive Fjord	44	+	5,648	0,000 ***
BF 20 Nisum Bredning	42	-	0,106	0,915
BF 21 Løgstør Bredning	39	+	2,149	0,032 *
BF 22 Grådybs tidevandsområde	17	+	0,544	0,586
BF 23 Århus Bugt	49	+	0,661	0,508
BF 24 Mariager Fjord	26	+	2,908	0,004 **
BF 25 Flensborg Fjord	25	-	0,444	0,657
Alle områder (biomasse)	19	+	1,650	0,099 (*)
Alle områder (individtæthed)	19	-	1,489	0,136

Bundlevende filtratorer

Baggrund

Bundlevende filtratorer ernærer sig ved at pumpe vand gennem en filtermekanisme og frafiltrere plankton og andre partikler fra vandet. Under normale forhold pumper filtratorerne kontinuert vand gennem filteret. En 3 cm lang blåmusling kan således i løbet af et døgn filtrere 40 liter vand. Filtratorer som blåmuslinger, sandmuslinger og søpunge er kendte for at kunne optræde i store mængder i danske fjorde. Kombinationen af høje biomasseforekomster og stor potentiel filtrationsrate medfører, at filtratorerne kan filtrere anelige vandmængder, der overstiger hele den overliggende vandsøjle pr. døgn. Det er imidlertid sjældent, at filtratorerne kan realisere deres filtrationskapacitet, da de i praksis filtrerer den samme vandmasse igen og igen, medmindre der er meget god omrøring i vandmasserne. Ved at opgøre filtratorernes udbredelse, biomasse, sammensætning og størrelsesfordeling er det muligt at beregne, hvor stort deres filtrationspotentiale er, og dermed anslå i hvor høj grad de er i stand til at påvirke planktonets dynamik.

*Individstørrelse, temperatur
og filtration*

Filtrationspotentialiet afhænger især af to faktorer: Dyrenes størrelse og vandtemperaturen. Jo mindre organismene er, jo større er deres individuelle filtrationsrate pr. vægtenhed. En biomasse bestående af mange små individer vil derfor have større filtrationspotentiale end samme biomasse udgjort af få store individer. Derudover er dyrenes aktivitet nøje korreleret til vandtemperaturen; jo højere temperatur desto højere pumpehastighed. Som med andre fysiologiske processer fordobles pumpehastigheden, når vandtemperaturen stiger 10 grader. For filtratorer i danske fjorde vil det betyde, at filtrationspotentialiet kan være fire gange højere om sommeren i forhold til om vinteren.

Målinger i 1999 og 1998

I 5 af de 6 fjorde, der indgår i NOVA-programmet som typeområder, bliver der taget særskilte prøver af bundlevende filtratorer. Der foretages én årlig indsamling, hvor biomassen opgøres af den primære filtrator for området. Den altdominerende filtrator i Roskilde Fjord og Skive Fjord er blåmuslinger, mens det er sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, begge de to muslingearter i Horsens Fjord og især børsteormen *Nereis diversicolor* i Odense Fjord. På grund af muslingefiskeri på prøvetagningsstationen foreligger der ingen data for Horsens Fjord i 1998 og 1999.

*Filtratorenes sammen-
sætning og filtrations-
potentiale i 1998 og 1999*

For filtratorerne vil denne gennemgang hovedsageligt koncentrere sig om de 3 fjorde, hvor muslinger er de dominerende filtratorer, og hvor der er indsamlet data i både 1998 og 1999. Det drejer sig om sandmuslinger i Ringkøbing Fjord og om blåmuslinger i Roskilde Fjord og Skive Fjord.

I Ringkøbing Fjord optrådte ingen nykolonisering af sandmuslinge-larver i 1998, og dermed var der ingen muslinger i de mindste størrelsesgrupper i 1999. Det betød, at den samlede biomasse faldt og middellængden steg (*Tabel 3.26*). Idet muslingers vægtspecifikke filtrationsrate er størst for små muslinger, betød faldet i biomasse på ca. 40%, at filtrationspotentialiet faldt med 65%.

I Roskilde Fjord havde blåmuslingerne en større biomasse i 1999, som resultat af gennemsnitlige større muslinger og en lidt højere abundans. Dette betød tillige, at filtrationspotentialiet steg betydeligt.

I Skive Fjord optrådte et langvarigt iltsvind i løbet af sommeren 1999, og dermed forsvandt hovedparten af blåmuslingerne på dybder større end 4 meter. På lavere dybder overlevede muslingerne det kortvarige iltsvind i 1998 og havde derfor gode muligheder for at vokse i løbet af 1999. Biomassen og længden af den gennemsnitlige musling var derfor større i 1999. Muslingernes filtrationspotentiale for Skive Fjord var således næsten dobbelt så stort i 1999 i forhold til 1998.

Filtrationspotentialiet kan sammenholdes med fjordens vandvolumen og dermed angive, hvor mange gange i døgnet, at hele vandmassen i fjorden teoretisk bliver filtreret, Q (se *Tabel 3.26*). Q er beregnet ud fra filtratorenes filtrationspotentiale ved 15°C og ud fra et varierende filtrationspotentiale afhængig af temperaturen i bundvandet (*Figur 3.43*).

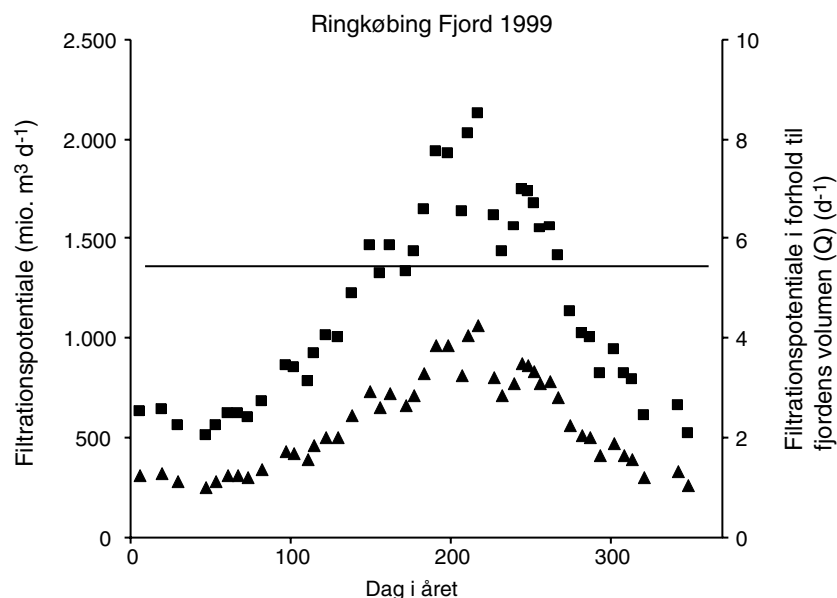
For Odense Fjord har Fyns Amt ligeledes beregnet Q for børsteormene *Nereis diversicolor* og fundet en Q på 20 i den indre fjord og 1,5 i den ydre fjord i 1999 mod 14 og 0,3 i 1998. Da der ligger forskellige beregningsforudsætninger i de to år, er tallene dog ikke umiddelbart sammenlignelige (Fyns Amt 2000).

Sammenligning mellem
graden af opblanding i 1998
og 1999

Som det fremgår af Tabel 3.27, har det mere blæsende sommerhalvår i 1998 gjort, at muslingerne ned til 4 meter har haft langt større mulighed for at filtrere den overliggende vandsøjle i 1998 end i 1999.

Tabel 3.26 Beregning af filtrationskapacitet og allometrisk relation for muslinger i 3 fjorde for 1998 og 1999. F_{pot} angiver den potentielle filtrationskapacitet beregnet ud fra størrelsesfordelingen af muslingerne ved 15°C. Q angiver, hvor mange gange i døgnet, at hele vandmassen i fjorden teoretisk bliver filtreret. Q (korrigeret for temperatur) er samme beregning, men hvor F_{pot} er korrigeret for bundtemperaturen i fjorden i løbet af året. I den allometriske relation er y = tørvægt i mg, x = skallængde i mm.

Dominerende filtrator	Ringkøbing Fjord		Roskilde Fjord		Skive Fjord	
	Sandmusling (<i>Mya arenaria</i>)		Blåmusling (<i>Mytilus edulis</i>)		Blåmusling (<i>Mytilus edulis</i>)	
Årstal	1998	1999	1998	1999	1998	1999
Abundans, antal m ⁻²	1695	329	2070	2170	411	645
Biomasse, g m ⁻²	27,2	16,98	17,4	27,2	866	2001
Middellængde, mm	15,5	19	19,9	21,4	25,2	34,5
F_{pot} , m ³ d ⁻¹ m ⁻²						
0 - 2 m	7,88	1,12			73,54	166,08
2 - 4 m	21,97	9,24			23,36	65,97
4 - 6 m	6,83	4,79	40,51	32,25	23,60	2,82
6 - 7 m					7,35	0,00
Q, d ⁻¹	7,9	2,7	3,3	2,6	4,2	7,3
Q (korrigeret for temperatur), d ⁻¹	5,7	2,1	2,4	2,1	n.d.	n.d.
Allometrisk relation, $y = aX^b$	6,51E-07 $X^{3,52}$	1,94E-06 $X^{3,27}$	0,0857 $X^{1,709}$	0,0361 $X^{2,068}$	n.d.	n.d.



Figur 3.43 Filtrationspotentialet for sandmuslinger i Ringkøbing Fjord i 1999. Filtrationspotentialet er beregnet ud fra størrelsesfordelingen af muslingerne og litteraturværdier for filtration ved en temperatur på 15°C. Derefter er filtrationspotentialet korrigeret for temperaturen i bundvandet (■). Q angiver, hvor mange gange fjordens totale vandvolumen potentielt kan filtreres pr. døgn (▲).

Tabel 3.27 Beregnet ud fra data for danske fjorde. Opblanding er defineret som forskel i densitet på mindre end 1 kg m⁻³. For hver dybdeinterval angives, hvor stor en procentdel af tiden fra 1. maj til 1. oktober vandsøjlen på den pågældende dybde har været mikset fra top til bund.

Dybde	1998	1999
0 – 2 m	94%	93%
2 – 4 m	83%	78%
4 – 6 m	72%	64%
6 – 7 m	63%	54%

Konditionen af muslingerne i 1999

Den allometriske relation angiver forholdet mellem skallængde og den skalfrie tørvægt. Dette forhold er et udtryk for, hvor godt muslinger har kunnet vokse, deres kondition, idet sultede dyr vil have relativt større skal i forhold til bløddele. For sandmuslingerne i Ringkøbing Fjord angav den allometriske relation, at muslingerne havde lidt dårligere vækstbetingelser i 1999 end i 1998, mens det modsatte gør sig gældende for blåmuslingerne i Roskilde Fjord.

I Roskilde Fjord steg hældningen i den allometriske relation for blåmuslingerne fra 1,709 i 1998 til 2,068 i 1999, hvilket tyder på, at muslingerne havde bedre fødebetingelser i 1999. Hældningen er dog væsentlig mindre end fundet for blåmuslinger i Øresund i 1998 (hældningen mellem 2,520 og 3,290), og i Mariager Fjord i 1999 (hældningen mellem 2,716 og 4,382) (Petersen et al. 1998; Petersen et

al. 2000). Dette kunne antyde, at muslingerne generelt har ringere fødebetingelser i Roskilde Fjord.

I Odense Fjord er fundet meget høje filtrationspotentialer for *N. diversicolor* i 1998 og 1999. Disse kan ikke umiddelbart sammenlignes med filtrationspotentialer for andre filtratorer, da børsteormene ikke er obligate filtratorer. Børsteormene har flere fourageringsformer, og en vurdering af deres indflydelse på den overliggende vandsøjle kræver detaljerede undersøgelser for at klarlægge under hvilke forhold, de benytter filtration (Fyns Amt 2000).

Det er andet år, at filtratorerne er med i overvågningsprogrammet, og det kan være svært at se nogle klare tendenser i data. Med flere års monitorering af filtratorer og data for zooplankton vil det senere være muligt at udføre mere detaljerede analyser af typefjordenes dynamik.

3.3 Diskussion

Det varme og stille vejr i 1999 styrkede lagdelingen

Efter to meget nedbørsfattige år i 1996 og 1997, steg nedbøren atter i 1998, og 1999 blev det vådeste år siden 1874 med hele 193 mm nedbør mere end normalt. Bortset fra, at 98 og 99 begge havde store nedbørsmængder, var disse år meget forskellige. Hvor 1998 var et blæsende koldt og overskyet år, var 1999 varmere, havde flere solskinstimer og var mindre blæsende end normalt.

På grund af det stille vejr i 1999 var vindblandingen reduceret i længere perioder og medvirkede til, at lagdelingen af de kystnære farvande i sensommeren 1999 var forstærket i forhold til normalåret samt 1998. Herudover var lagdelingen i de kystnære farvande til en vis grad også et resultat af forholdene i de åbne farvande, og her var lagdelingen også stærkere end normalt. Der var dog store forskelle i graden af lagdeling i de kystnære farvande, hvilket er en naturlig følge af den store mangfoldighed af dybder og farvandstyper i datamaterialet. Den store varmeindstråling i 1999 medførte høje temperaturer i overfladevandet. I de lavvandede områder var bundvandet også varmere end normalt, mens bundvandet på større dybder var koldere end normalt. I de dybere kystnære farvande og tærskelfjorde fastlægges bundvandets temperatur overvejende af temperaturforholdene i vandmasserne udenfor farvandet, og her var bundvandet koldere end normalt.

Upwelling langs den jyske østkyst i 1999

I de åbne farvande skete der en markant hydrografisk hændelse i september måned i 1999, som fik stor betydning for vandkemien i en række østjyske fjorde, idet næringsrigt og iltfattigt bundvand fra Bælthavet nåede så langt ind i nogle af de østjyske fjorde, at det her udgjorde overfladevandet. Dette medførte markante iltsvind og algeopblomstringer senere på året, end det normalt observeres, som det fx var tilfældet i Horsens Fjord.

Nedbør og kvælstof

Den megen nedbør i 1999 medførte, at der blev tilført flere næringsalte til de kystnære farvande i 1999 end normalt, både med afstrømningen fra land og som atmosfærisk deposition. Specielt er mængden af uorganisk opløst kvælstof tæt korreleret med afstrømningen, mens fosfat i ringere grad følger mønstret i afstrømning. Den samlede tilførsel var dog lidt mindre end forventet på baggrund af afstrømningen

alene. På grund af den store afstrømning var den diffuse tilførsel af P ligeledes høj i 1999.

Næringsstofkoncentrationen i kystnære farvande afspejler tilførslen fra land

Koncentrationen af uorganisk fosfor i fjorde og kystnære farvande er tæt koblet til den mængde, der tilføres fra land. Tilsvarende er uorganisk opløst kvælstof (DIN) kraftigt korreleret til både afstrømning og kvælstofbelastning. I 1999 nåede koncentrationen af næringssalte dog ikke helt det niveau, som kunne forventes på baggrund af den meget store ferskvandsafstrømning. Således var middelkoncentrationen af næringssaltene på niveau med 1998. Set over et længere tidsrum, så er de kraftige fald i fosfat (DIP) og total fosfor (TP) koncentrationer, som har været observeret siden starten af Vandmiljøplan I i 1989, nu ved at have stabiliseret sig i fjorde og kystnære områder. For uorganisk opløst kvælstof har koncentrationerne de sidste to år været lidt lavere end forventet på baggrund af afstrømningstallene alene, men det er kun for Limfjorden, hvor der er tale om et signifikant fald. Det forhold, at næringssaltkoncentrationerne er ved at have stabiliseret sig, har bevirket at mønstret i den potentielle næringssaltbegrænsning svarer til de foregående år, hvilket vil sige, at fosfor begrænser fytoplanktonets vækst lidt flere dage i vækstsæsonen end kvælstof, dog med store variationer fra område til område

Transporten af fosfor mellem kystnære og åbne farvande er ændret

De seneste års ændringer i koncentrationsniveauerne for nærings-saltene kommer til udtryk i de overordnede transportmønstre af næringsstoffer mellem kystnære og åbne farvande. Generelt følger eksporten af TN og TP stoftilførslerne fra primært land. Eksporten af TN følger ikke nogen entydig udvikling i perioden, og forholdet mellem eksport og tilført TN er uændret (0,53). For total fosfor var eksporten tidligere større end tilførslen, mens den nu er reduceret til et niveau af samme størrelsesorden som TP-tilførslen. Dette er sandsynligvis betinget af reduktionen i TP-tilførslen fra land. Årsagssammenhængen bag reduktionen i fosfatfrigivelsen er ikke endeligt klarlagt, men en mulig forklaring er, at fjordene er ved at indstille sig på den reducerede TP-tilførsel ved, at bundens labile fosfatpulje er nedbragt tilsvarende. En anden mulighed er, at iltsvindshyppigheden i fjordene er reduceret i løbet af 1990'erne, hvorved sedimentfrigivelsen af fosfat ligeledes reduceres. I år med markante iltsvindshændelser ses netop, at TP-eksporten er stor.

Gode vækstvilkår for fytoplanktonet i 1999

Fytoplanktonets reaktion på ændringer i lys- og næringsstofftilførsel er ikke altid forudsigeligt, idet reaktionen afhænger af, i hvilken grad fytoplanktonet i den aktuelle situation er lys- eller næringsstofbegrænset. De klimatiske forhold i 1999 må dog umiddelbart karakteriseres som gunstige for fytoplanktonet. Den megen nedbør gav et stort tilskud af næringssalte og dermed et potentiale for opbygning af store biomasser, ligesom de mange solskinstimer bidrog med et højt vækstpotentiale. Det stille vejr og stærke lagdeling af vandsøjlen mindsker, alt andet lige, græsningen på fytoplanktonet fra de bundlevende filtratorer.

Klorofyl og fytoplanktonbiomassen viser ikke samme mønster

Der anvendes i NOVA 2003-programmet to forskellige mål for fytoplanktonbiomassen. Dels opgøres fytoplanktonets biomasse ved optælling og opmåling af cellerne og dels måles mængden af klorofyl. Disse to mål viser imidlertid ikke det samme billede. Metodisk er der mere usikkerhed forbundet med den mikroskopiske optælling og

opmåling end med klorofylanalysen, og en systematisk underestimering er sandsynlig, ligesom der kan forekomme systematiske fejl i beregningen af kulstofindholdet. Klorofylindholdet vurderes derfor som den af de to parametre, der giver det mest pålidelige billede af den samlede biomasse af autotrofe alger. Til trods for usikkerheden på biomasseopgørelsen er de direkte tællinger af fytoplankton på arts- og gruppeniveau vigtige parametre for at kunne vurdere miljøtilstanden i planktonet. Fytoplanktonets kvalitative sammensætning er en vigtig brik for at kunne forstå, hvorledes primærproduktionen omsættes i økosystemet, herunder om materialet sedimenterer ned til bunden, eller om det omsættes i de frie vandmasser.

Klorofylniveauet var lidt højere end normalt i 1999

Målt som klorofyl var mængden af fytoplankton i vandet i 1999 tæt på det normale. Udviklingen over året afspejler delvist årets vejrmæssige forhold. Af afgørende betydning for udviklingen i klorofylkoncentrationerne i 1999 har nok været den regnfulde juni måned med stor afstrømning, hvilket har betinget en vigtig tilførsel af nye næringsstoffer efter forårsopblomstringen – altså i en periode hvor disse potentielt var begrænsende. Mængden af fytoplankton steg efter denne nedbørsperiode og gav i visse områder anledning til egentlige opblomstringer. Den store indstråling og lagdeling af vand-søjlen i perioden efter juni måned har sikret, at der har været lys nok til, at fytoplanktonet har kunnet udnytte næringssaltene til deres vækst. De sene efterårsopblomstringer kan ligeledes ses som et respons på periodens relativt store indstråling kombineret med høj temperatur. I visse områder har iltsvind forøget frigivelse af fosfor fra bunden, hvilket har bidraget til, at der har kunnet udvikles opblomstringer i sensommeren og i løbet af efteråret. I perioden fra 1989 til 1999 har der været en generel faldende tendens for klorofyl.

Direkte målinger af fytoplanktonet

I modsætning til klorofylmålingerne så viste de direkte opgørelser af fytoplanktonets biomasse ikke en stigende tendens. Opgjort som fytoplankton-kulstof var biomassen gennemgående lavere i 1999 end i 1998, og der sås dermed ikke noget respons på den øgede afstrømning i 1999. Set over perioden 1984-1999, så har der ikke været nogen tendens i udviklingen af fytoplanktonbiomassen.

Sammensætningen af fytoplanktonet i 1999

Fytoplanktonet var karakteriseret ved store sommer-efterårsopblomstringer af dinoflagellaten *Prorocentrum minimum* i mange fjorde og ved høje biomasser i efterårsmånederne, specielt i det vestlige Kattegat. Her hang de store forekomster af fytoplankton sandsynligvis sammen med frigivelse af store mængder af næringssalte fra bunden i forbindelse med det usædvanligt kraftige iltsvind i Århus Bugt og Kalø Vig (Århus Amt 2000). Masseopblomstringen i Kattegat af den grønne dinoflagellat *Gymnodinium chlorophorum*, der tidligere er kendt for masseforekomster langs den franske Atlanterhavskyst og ved Helgoland, tyder på en introduktion af arten til danske farvande fra disse områder (evt. i forbindelse med den dybe indtrængen af den Jyske Kyststrøm i Kattegat i 1999). Spredningen af denne organisme fra Nordsøområdet til Kattegat minder om, hvad der tidligere er set for den toksiske dinoflagellat *Gymnodinium mikimotoi* (tidligere *Gyrodinium aureolum*). Her fandtes den første opblomstring langs den jyske vestkyst i 1968, hvorefter *G. mikimotoi* er fundet gradvist længere ind i Kattegatområdet, kulminerende med en masseopblomstring i det vestlige Kattegat og Bælthavet i september-oktober 1997 (Ærtebjerg

et al. 1998). I 1999, hvor *G. chlorophorum* dominerede efterårsplanktonet, blev *G. mikimotoi* kun registreret i Hevring Bugt og i lave koncentrationer.

*Ændringer i
sammensætningen af
fytoplankton*

Betydningen af de enkelte algegrupper varierer fra år til år. Den mest markante ændring siden 1985 er, at de mindre flagellater er kommet til at udgøre en større del af den samlede biomasse. Bidraget af kiselalger varierer fra ca. 30% til 85%. Sådanne ændringer i sammensætningen kan have stor betydning for, hvorledes biomassen af fytoplanktonet kanaliseres rundt i økosystemet, herunder hvor stor sedimentationen er.

*Det stille vejr gjorde det
svært for de bundlevende
filtratorer at få fat på
fytoplanktonet*

I de 4 undersøgte fjorde oversteg det beregnede filtrationspotentiale fjordenes vandvolumen gennem hele året, men potentialet var størst om sommeren. Det betyder, at filtratorerne potentielt havde mulighed for at kontrollere planktonet hele året. Men filtratorerne er sjældent i stand til at udnytte deres potentiale 100%. Filtratorerne sidder nogen gange i meget tætte banker, hvor det samme vand filtreres igen og igen. Forudsætningen for at kunne realisere potentialet er, at der er total opblanding af vandsøjlen og vand fra dele af fjorden, hvor der ikke er filtratorer, føres hen over områder med filtratorer. Filtratorernes realiserede filtration nedsættes i høj grad af, hvor stabil vandsøjlen er (lagdeling). Modsat gavner det filtratorernes filtration, når vind er i stand til at bryde de stabiliserende kræfter og opblande vandsøjlen. Filtratorernes potentiale er størst i sommerhalvåret på grund af højere vandtemperatur. Planktonproduktionen er også størst i denne periode, men samtidigt er sommerhalvåret den årstid, hvor der oftest er lagdeling, således at filtratorerne oftest ikke kan få fat i fytoplanktonet. Beregningerne af graden af opblanding i henholdsvis 1998 og 1999 viser, hvor stor forskel der kan være, når det gælder de bundlevende filtrators mulighed for at realisere deres filtrationspotentiale. Den stærkere lagdeling i 1999 sammenlignet med 1998 betød at filtratorerne i sommerperioden har haft en relativ mindre indflydelse på planktonet i 1999.

*Fytoplanktonet nedsatte
sigtheden i vandet i 1999*

Sigtdybden var noget lavere i 1999 end de foregående år, men sigtdybden var dog stadig højere end for årene før 1990. Den bedring, der er sket siden 1985, er i nogen grad brudt i 1999. Denne udvikling var overensstemmende med udviklingen i klorofylindholdet i vandsøjlen. Relationen mellem klorofyl og sigtdybde viste dog, at klorofylet kun kan forklare en del af variationen. I de kystnære områder kan således ikke forventes en sigtdybde større end ca. 15 meter, selvom der ikke er klorofyl i vandet. Det er den samlede mængde af stoffer og partikler, der absorberer og spreder lyset, som bestemmer sigtdybden, og dermed er det mange forskellige komponenter i økosystemerne, der har betydning for sigtdybden. Relationen mellem næringsstofftilførslen og sigtdybden tydede umiddelbart på, at det er koncentrationen af fosfor, der generelt er den vigtigste faktor for at nedsætte sigtheden i vandet.

*Der var mange områder
med iltsvind i 1999*

For iltindholdet betød det stille og varme sensommer vejr og den stærke lagdeling, at ilttransporten til bunden var reduceret i 1999. Der udvikledes således kraftige iltsvind i sensommeren i Limfjorden, østjyske, sønderjyske og fynske farvande. I de østjyske fjorde var iltforholdene tillige påvirket af en indstrømning af iltfattigt vand fra

Storebæltsområdet. De hydrografiske forhold i 1999 betød, at der blev tilført mindre ilt til bundvandet. Den anden styrende faktor bag udviklingen af iltsvind, nemlig størrelsen af bundens iltforbrug, er ikke blevet kvantificeret. Bundens iltforbrug afhænger af tilførslerne af organisk materiale og i nogen udstrækning af bunddyrenes biomasse. Sedimentationen af organisk stof fra planktonet måles ikke i NOVA-programmet. Overordnet er sedimentationen af organisk stof relateret til produktionsforholdene i planktonet (Wassmann 1991), men der er meget stor variation, afhængigt af planktonets sammensætning. Ligeledes er sammensætningen af det stof, der sedimenterer, bestemmende for omsætningshastigheden nede på bunden. Kortvarige ændringer i fytoplanktonets produktion, som fx algeopblomstringer, der forløber over nogle uger, vil derfor ikke nødvendigvis kunne aflæses i bundens iltforbrug - kun i de tilfælde hvor omsætningen sker i selve bundvandet. Formodentligt er det planktonets produktion, set over en tidshorisont på et eller flere år, der bestemmer bundens iltforbrug og dermed et farvands følsomhed for at udvikle iltsvind under ugunstige hydrografiske forhold. På baggrund af de store algeopblomstringer i en række østjyske fjorde i 1999 må det antages, at tilførslen af organisk stof til bundvandet har været stor i disse områder og har medvirket til at forstærke iltsvindene i efterårsmånederne i disse områder. Når zooplanktonets rolle i bliver inddraget i kommende års rapporteringer, vil det være muligt at give et bedre estimat af hvor meget organisk materiale, der eksporteres fra planktonet til bunden

Siden 1989 har der ikke været nogen klar udvikling i kystvandenes iltindhold om efteråret. I nogle områder er der sket signifikante fald i iltindholdet i løbet af perioden. Men den hyppigere prøvetagning i de senere år kan være årsag til, at trendanalyserne af minimumkoncentrationen i nogle tilfælde viser signifikante fald.

*De dybeste
ålegræsbevoksninger
forsvandt - på lavt vand
blev de tættere*

Bundens vegetation af makroalger og ålegræsser har ikke undergået nogen entydig udvikling igennem overvågningsperioden 1989-1999, hverken i indre eller ydre fjordområder eller langs de åbne kyster. Ålegræssets dybdegrænse blev reduceret og antallet af makroalgearter faldt i 1999, hvilket er en negativ udvikling. Til gengæld steg ålegræssets dækningsgrad, og mængden af eutrofieringsbetingede enårige makroalger fortsatte det faldende forløb, der er set siden 1996.

Faldet i ålegræssets dybdegrænse er i overensstemmelse med den større lysudslukning i vandsøjlen i 1999 sammenlignet med de tidligere 3 år. Mens lyset således har været dårligere på dybt vand, vil de mange solskinstimer i 1999 sandsynligvis have givet bedre lysforhold på lavere vand, hvilket måske kan forklare en større tæthed (dækningsgrad) af ålegræs på lavere vand.

Makroalgernes dominansforhold, udtrykt ved E_0 -indekset, viste en positiv udvikling med en svag stigning i 1999 efter en række år med et lavere niveau.

*Bundfaunaen lever af
overskuddet fra planktonet*

Den del af bundfaunaen, som ikke er filtratorer, lever for en stor del af det materiale, der sedimentere ned igennem vandsøjlen. Sidste år blev det forudsagt, at biomassen af bundfaunaen ville stige i 1999 (Markager et al. 1999). Baggrunden var dels det mønstret, som bundfaunaen har udviklet sig efter i den sidste årrække og dels en for-

ventning om, at den øgede afstrømning fra land og dermed stigningen i eutrofieringsgrad ville forplante sig fra det pelagiske økosystem til bunden og resultere i bedre fødetilgang for bundfaunaen. Der har været en tendens til stigning i bundfaunabiomasse, om end resultatet ikke var signifikant. I enkelte tilfælde kan reduktionen i faunaen relateres til iltsvind i 1999, som fx i Vejle yderfjord og Det Sydfynske Øhav. Men de fleste prøvetagninger fandt sted, før der udvikledes iltsvind, og effekterne af iltsvindene på faunaen kunne derfor ikke vurderes. Det skal endvidere bemærkes, at alle 4 BF-områder i Kattegat (BF 07, BF 14, BF 16, BF 17) har en højere værdi på middelbiomassen i 1999 end i 1998, og i 3 af disse er ændringen signifikant ($P < 0,05$) eller tæt på signifikant ($P < 0,20$). Som det fremgår af afsnittet om de åbne farvande, så passer biomasseændringen i disse BF-områder godt ind i den generelle tendens i det åbne hav.

*I Kattegat reagere
bundfaunen ensartet på
miljøændringer - fjordene er
alle forskellige*

Under alle omstændigheder står det klart, at udviklingen mellem 1998 og 1999 er langt mindre entydig i de kystnære områder, end udviklingen i de åbne farvande (sektion 2). På grund af den nye prøvetagningsstrategi under NOVA-programmet blev det for første gang muligt at foretage en generel sammenligning mellem den geografiske variation og den tidslige variation i bunddyrssamfundene. Det viser sig, at der i alle områder sker signifikante ændringer fra det ene år til det andet, men disse ændringer er små i forhold til den variation, der er imellem områder indsamlet på samme tid. I Kattegat forholder det sig omvendt. Dette skyldes sandsynligvis, at de kystnære områder er mere forskellige med hensyn til fysisk-kemisk miljø end stationerne i det åbne hav. De kystnære områder omfatter alt fra åbne eksponerede bugter (fx Hevring bugt) til indelukkede områder med begrænset vandgennemstrømning (fx Mariager Fjord og Skive Fjord). Eksponeringsgrad og lagdelingmønster har afgørende betydning for, om næringssaltbelastningen vil resultere i forekomst af iltsvind (Møhlenberg 1999), der kan reducere faunaen eller øge den bentiske produktion. Selv uden iltsvind kan opholdstiden have indvirkning på effekter af belastning på den bentiske produktion (Josefson & Rasmussen 2000). Derfor forventes ikke en entydig respons mellem områder på fx et generelt øget næringssalttilførsel som følge af øget afstrømning.

4 Åbne farvande

4.1 Området og prøvetagningsprogram

I det følgende beskrives prøvetagningsprogrammet for 1999 under NOVA 2003 for de parametre, der er behandlet i denne rapport og for stationer på dybder over 10 m i de åbne farvande. I resultatafsnittet findes der en uddybende beskrivelse af hvilke data, der danner grundlag for analyserne, og hvilke data, uden for NOVA 2003-programmet, der er inddraget i analyserne.

<i>Fysiske og kemiske målinger</i>	Målingerne omfatter profiler af lys samt målinger af saltholdighed, temperatur, fluorescens, ilt, uorganisk kvælstof (nitrat, nitrit og ammonium), total kvælstof (TN), fosfat, total fosfat (TP) og silikat hver 5 m. Desuden måles sigtdybden. Stationerne er fordelt med 36 i Nordsøen, 14 i Kattegat, 3 i Storebælt, 1 i Øresund, 5 i Femer Bælt og 3 i Østersøen.
<i>Hydrografisk modellering</i>	Der foretages hydrografisk modellering af Bælthavet og Kattegat for transporter af næringsstoffer samt opgørelser af puljestørrelser for kvælstof og fosfor.
<i>Undersøgelser af planktonet - klorofyl, primærproduktion og fytoplankton</i>	Klorofylindholdet måles på samme stationer med samme frekvens og i samme dybder, som for måling af uorganiske næringsstoffer. Dybderne er fastlagt for hver enkelt station, og for både intensive og ekstensive stationer omfatter disse de internationale standarddybder. Endvidere tages prøver i dybe klorofylmaksima, når sådanne forekommer. Frekvensen varierer fra 2 til 47 prøvetagninger årligt. Ifølge NOVA-programmet bliver der målt primærproduktion på 9 stationer med en årlig frekvens på 3-26 gange pr år. Fra 1999 foreligger der data fra 3 stationer. Der foretages målinger af fytoplanktonets artsammensætning, og biomasse undersøges på 7 intensive havstationer. Stationerne besøges med forskellig frekvens i de enkelte områder. For 1999 foreligger fytoplanktondata fra følgende intensive havstationer: Gniben, Hjelm Bugt, Nordlige Lillebælt, Ven, Østersøen og Ålborg Bugt.
<i>Bundvegetation</i>	NOVA-programmet omfatter undersøgelser af makroalgevegetationen på 7 stenrev fordelt i Kattegat og 1 enkelt i det nordlige Bælthavet. På hver lokalitet opgøres dækningsgraden af de enkelte arter for dybdeintervaller på 2 meter langs hele stenrevets dybdespænd.
<i>Bundfauna</i>	Bundfaunaen på sedimentbund undersøges i 2 stationsnet med hver 52 individuelle stationer i henholdsvis det sydlige og nordlige Kattegat. Der tages ifølge NOVA 2003-programmet en delprøve på hver station. Herudover tages der 3-10 delprøver på 24 faste stationer. Tætheden og biomassen af bundfaunaen bestemmes på artsniveau.

4.2 Resultater

4.2.1 Fysiske forhold

Hydrografi

Område og datagrundlag

Temperatur, salinitet og lagdeling i de åbne farvande er beregnet på basis af amternes og DMU's dataindberetning fra de åbne farvande. Disse repræsenterer primært farvandene: Kattegat, Bælthavet og Øresund samt den vestlige Østersø. De kystnære farvande (*Afsnit 3.2.1*) er ikke inkluderet i denne datagennemgang. Specielt indstrømningen af den Jyske Kyststrøm beskrives i *Afsnit 4.2.5*. I dette års rapportering er fokus i beskrivelsen lagt på sensommeren 1999, hvor de meteorologiske forhold afveg fra tidligere år (*Afsnit 2*), og hvor der samtidig blev observeret iltsvind i en række af de åbne og kystnære farvande (*Afsnit 3.2.6* og *4.2.6*). Nedenstående datapræsentation omfatter 1.625 CTD-profileringer over perioden 1970-98, 120 i 1998 og 113 i 1999.

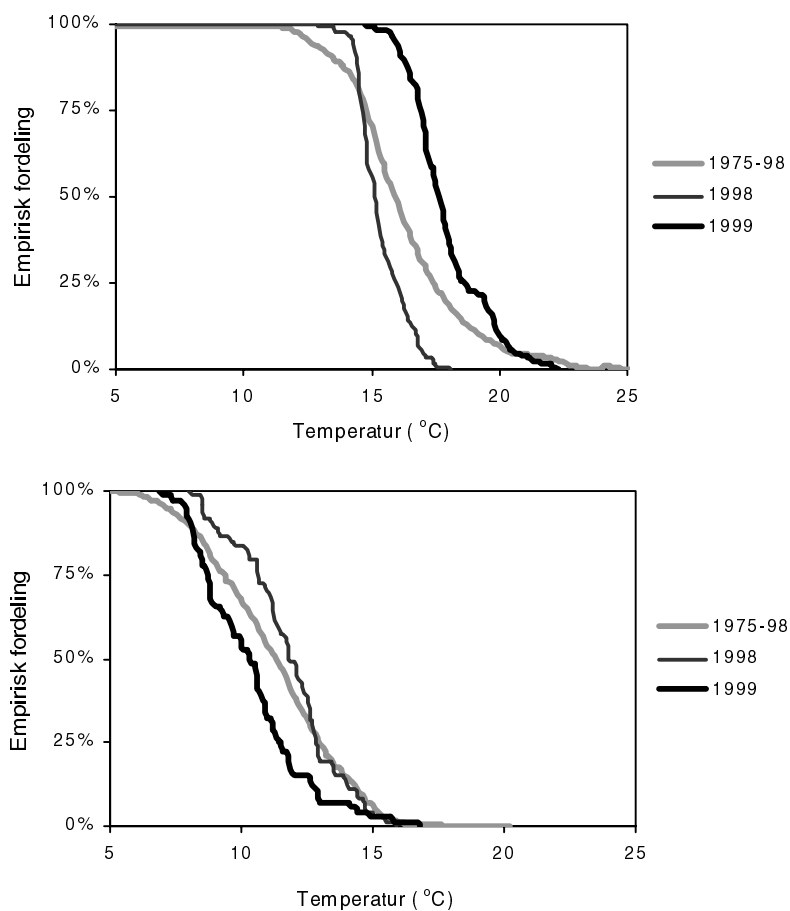
Temperatur

I august og september måned i 1999 var overfladetemperaturen i de åbne farvande gennemgående 2°C højere end gennemsnittet for perioden 1970-98 (*Figur 4.1*, øverst). Årsagen til de høje overfladevandtemperaturer var den varme sensommer. Temperaturen i den bundnære vandmasse var gennemgående 2°C lavere end normalt observeret i de åbne farvande (*Figur 4.1*, nederst). Som illustration af variationen imellem årene er resultaterne fra 1998 vist. Her resulterede den koldere sensommer i, at overfladevandtemperaturen var 3°C lavere end i 1999.

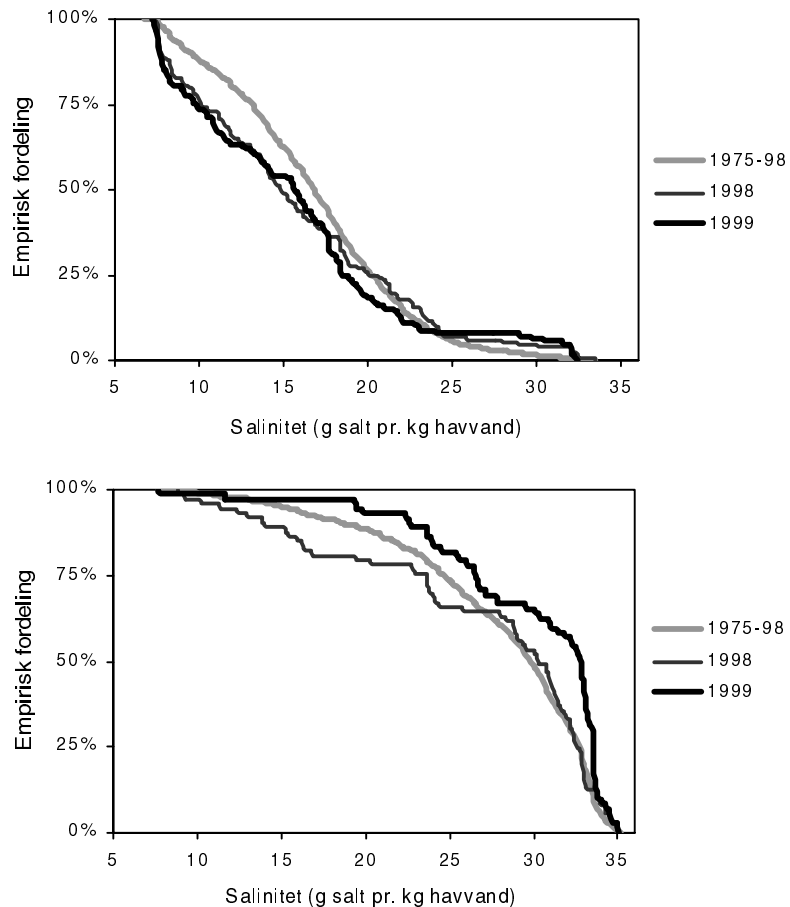
Salinitet og lagdeling

I august og september var overfladevandets salinitet reduceret, mens bundvandssaliniteten var forøget i forhold til perioden 1975-98 (*Figur 4.2*). Dermed blev top-til-bund densitetsforskellen større end normalt observeret i de åbne farvande (*Figur 4.3*). Det er et resultat af, at vindstyrken var reduceret i forhold til normalåret (*Afsnit 2*) og af, at der gennem forårs- og sommermånederne var en jævn udstrømning fra Østersøen til Skagerrak (DHI 2000). Det bevirker dels, at lagdelingen styrkes og dels, at Skagerrak-Kattegatfronten styrkes. Hen over fronten øges saliniteten med 10 PSU (*Ærtebjerg 1999*), hvor saliniteten i det nordlige Kattegat er godt 20 PSU, mens den er godt 30 PSU i overfladevandet i det sydlige Skagerrak. I begyndelsen af oktober blev lagdelingen reduceret under en større indstrømning af saltere vand til Østersøen, samtidig med at vest-sydvestlige vinde var kraftige. En efterfølgende udstrømning genetablerede lagdelingen. I begyndelsen af december nåede vinden orkanstyrke (*Afsnit 2*) og samtidig var der en markant indstrømning af saltere vand til Østersøen. Her var vandmasserne i store dele af de indre danske farvande fuldt opblandede, hvilket er en meget sjælden hændelse (*Rasmussen 1995*).

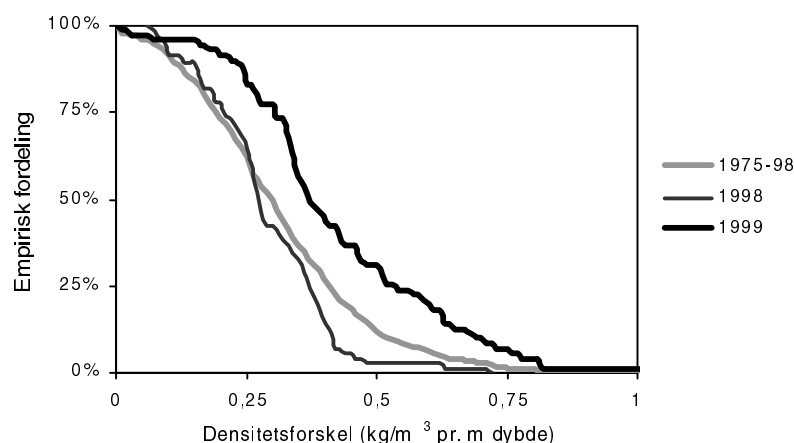
Figur 4.1 Fordelingen af temperaturobservationerne i de åbne indre danske farvande nær overfladen (øverst) og bunden (nederst), august og september 1999. Af figuren fremgår det, at i 14% af observationerne nåede temperaturen over 20°C, mens temperaturer mindre end 16°C kun blev observeret i 7% af observationerne. 16°C er median-temperaturen i kystnære danske farvande i perioden fra 1975 til 1998. Målingerne indtil dybden 5,5 meter er inkluderet i beregningen af fordelingen af overfladevandtemperaturen. Samtlige bundnære observationer på stationer med en dybde større end 20 meter er anvendt til fordelingen af bundvandstemperaturen.



Figur 4.2 Fordelingen af salinitetsobservationerne i de åbne indre danske farvande nær overfladen (øverst) og bunden (nederst), august og september 1999. Overfladesaliniteten er beregnet på basis af samtlige stationer i de åbne farvande. Den bundnære salinitet er beregnet på basis af stationer med en dybde større end 20 meter.

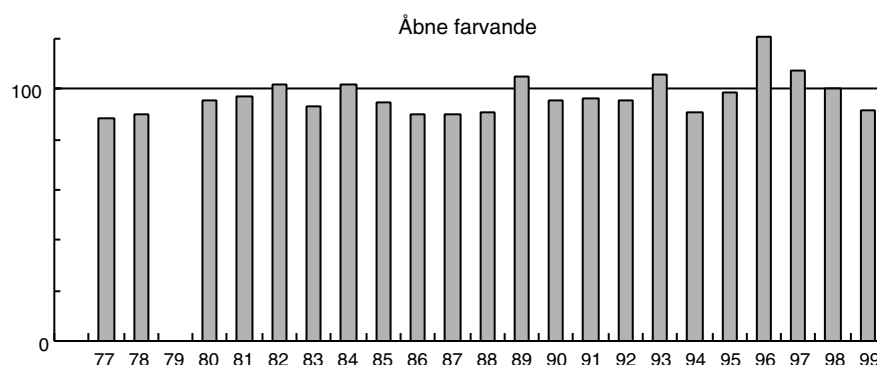


Figur 4.3 Lagdelingen af de åbne indre danske farvande august og september 1999. Lagdelingen er her vist som fordelingen af densitetsforøgelsen pr. meter dybde. Øverste og nederste observation er anvendt til beregningen af densitetsforøgelsen pr. meter dybde. Kun data fra stationer med en dybde større end 20 meter indgår i beregningen.



Lys

Lysforholdene i de åbne havområder er analyseret på samme måde som for fjordene. I 1999 er der indsamlet data på 27 stationer. I alt indgår data fra 114 stationer i analysen.



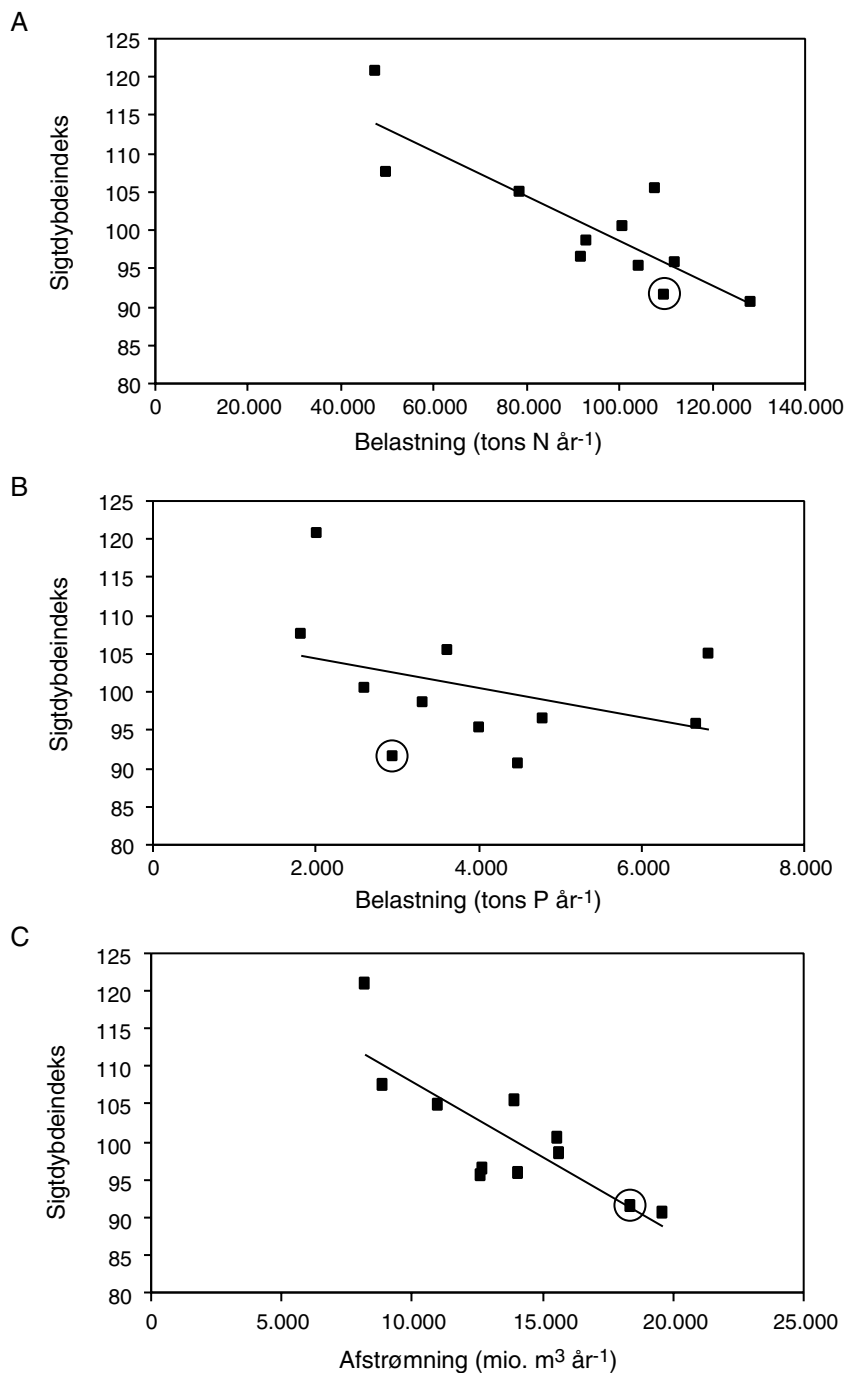
Figur 4.4 Sigtdybdeindeks for åbne havområder beregnet som beskrevet i Afsnit 3.2.1.

Gennemsnitlig var sigtdybden i 1999 noget lavere end de foregående tre år og på samme niveau som i 80'erne (Figur 4.4). Der er således ikke tale om nogen tidslig udvikling i den gennemsnitlige sigtdybde. Dette gælder også, når man analyserer den tidslige udvikling på de enkelte stationer. Her finder man, at 33 stationer har haft en positiv udvikling og 26 stationer en negativ udvikling. Dette gælder både for hele perioden og for perioden siden 1989. Denne forskel er ikke signifikant.

Figur 4.5 viser sammenhængen mellem indekset for sigtdybde og tilførslen af henholdsvis fosfor, kvælstof og afstrømning. For alle tre relationer er der en negativ sammenhæng, lige som vi fandt for fjordene. Sammenhængene for kvælstof og afstrømning er signifikante, p-værdien er henholdsvis 0,11% for kvælstof og 0,21% for afstrømning (Tabel 4.1). Dette hænger sammen med, at der er en tæt positiv sammenhæng mellem afstrømning og tilførslen af kvælstof. Sammenhængen er ikke signifikant for fosfor, hvilket tyder på, at fosfor

ikke har samme effekt på miljøet i de åbne havområder som kvælstof. Det er i overensstemmelse med, at man normalt finder, at fytoplankton er kvælstofbegrænset i åbne havområder. På samme måde som for fjordene kan man omsætte hældningen til en relativ ændring i sigtdybde pr. ændring i næringsstofftilførsel. Således viser *Figur 4.5*, at man kan forvente en forøgelse af sigtdybden på 0,24% pr. 1.000 tons reduktion i tilførslen af kvælstof.

Figur 4.5 Sammenhængen mellem indeks for sigtdybde for åbne havområder og tilførsel af fosfor (A), kvælstof (B) og afstrømning (C). Statistik for regressionslinier er givet i *Tabel 4.1*. Cirkel = 1999.



På samme måde som for fjordene er den kombinerede effekt af tid (år) og afstrømning undersøgt med multipel lineær regression (*Tabel 4.1*). Denne analyse viser en signifikant negativ sammenhæng med afstrømningen og en positiv tendens for udviklingen over tid, som dog ikke er signifikant.

Tabel 4.1 Statistik for sammenhængen mellem indekset for sigtddybde for åbne havområder og tilførslen af henholdsvis kvælstof og fosfor og afstrømning; ¹⁾ baseret på lineær regression. ²⁾ baseret på multipel lineær regression, hvor både år og afstrømning indgår som forklaringsvariable.

	Intercept	Hældning	±95% konfidens- grænser på hældning	r ² -værdi	p-værdi
	(% af middel- værdi)	(% pr. 1.000 tons for kvælstof og fosfor, % pr. km ³ for afstrømning og % pr. år for tid)			
¹ Kvælstof	124	-0,24	0,12	0,71	0,11%
¹ Fosfor	111	-2,50	3,50	0,22	14,00%
¹ Afstrømning	128	-2,00	1,10	0,67	0,21%
² Tid	-1317	0,73	1,10	0,74	17,00%
² Afstrømning	-1317	-2,10	1,00	0,74	0,14%

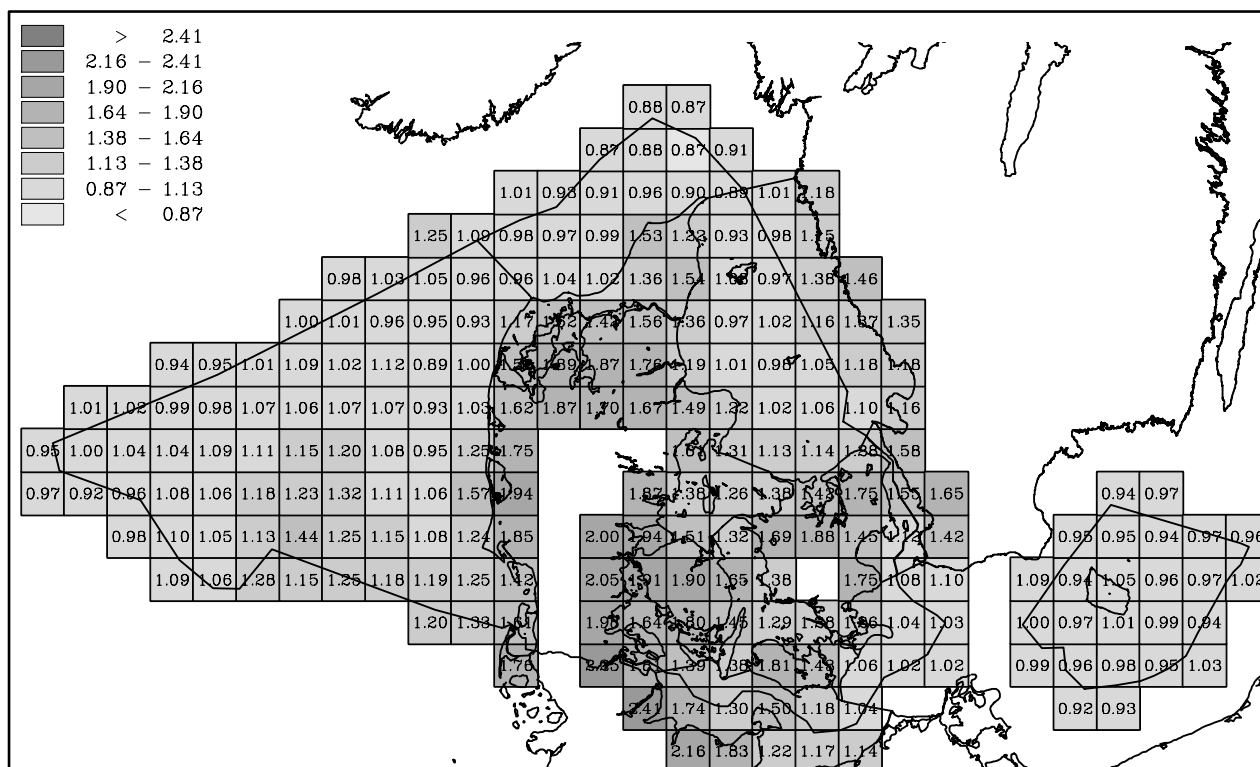
4.2.2 Atmosfærisk tilførsel af kvælstof

Tør- og våddeposition

Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Den atmosfæriske kvælstofdeposition er bestemt ud fra målinger såvel som modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidslig opløsning i de rapporterede data.

Kvælstoftilførsel fra atmosfæren

Figur 4.6 viser den beregnede totale atmosfæriske kvælstoftilførsel (ton N/km²) i 1999 til de danske farvande (Ellermann et al. 2000). Resultaterne er præsenteret for det anvendte beregningsnet på 233 receptorpunkter og repræsenterer alene deposition til vandoverflader; tilsvarende figur for depositionen til danske landarealer er vist i Ellermann et al. (2000). Beregningsresultaterne er ligeledes præsenteret i Tabel 4.2, men her fordelt på tør-, våd- og total kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande. Depositionen på de enkelte farvandsområder er angivet i Bilag i Ellermann et al. (2000). Modelresultaterne viser, at i 1999 kom ca. 80% af kvælstoftilførslen fra våddeposition og ca. 20% fra tørdeposition. Til sammenligning viser analyser af målinger på Anholt, at i 1999 stammede over 90% af kvælstoftilførslen fra våddeposition og mindre end 10% fra tørdeposition (beregnet ud fra målte koncentrationer). Fordelingen af kvælstofdepositionen afspejler derfor især fordeling i nedbørsfrekvens og nedbørsmængde, men også afstanden til de lokale danske kildeområder.



Figur 4.6 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser til havområder beregnet for 1999. Depositionen i ton N/km² gælder kun for vandoverflader.

Højere kvælstofdeposition i 1999 end i 1998

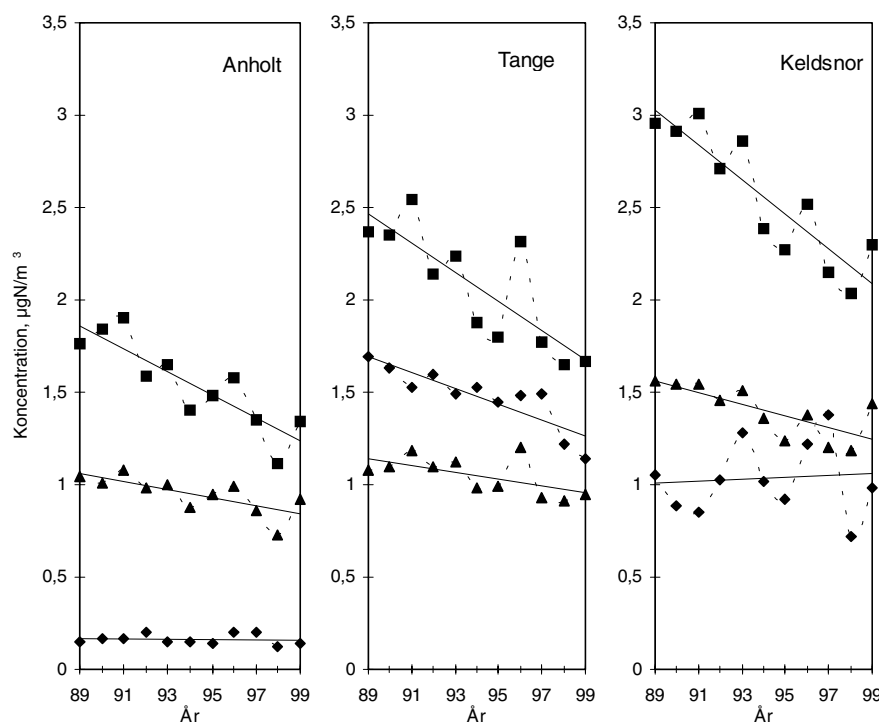
De i modellen beregnede totale kvælstofdepositioner på 120.000 tons N er noget større for 1999 (ca. 20-25%), end resultaterne viste for sidste år. Forskellen i forhold til sidste års rapporterede depositioner for 1998 skyldes dels forskelle i nedbørsmængder og dels ændret beregningsprocedure. Usikkerhederne i beregningerne er skønnet til at ligge omkring 30 til 40% for de åbne farvande og 40 til 60% for de kystnære farvande (Skov et al. 1996).

Tabel 4.2 Tør, våd og total atmosfærisk kvælstofdeposition til de danske hovedfarvandsområder (samt svenske del af Kattegat og Øresund). ID angiver de officielle farvandsnumre.

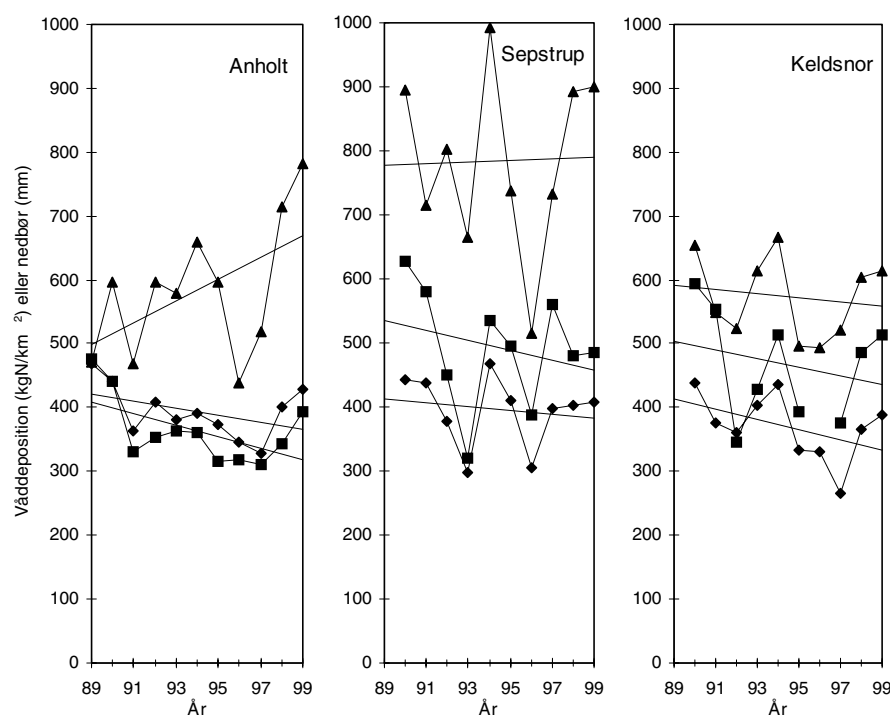
ID	Navn	Tørdeposition kton N	Våddeposition kton N	Totaldeposition kton N	Totaldeposition/ areal kg N/km ²	Areal km ²
1	Nordsøen - samlet dansk del	10,0	44,4	54,4	1114	48888
2	Skagerrak - samlet dansk del	1,8	8,1	9,9	973	10150
3	Kattegat - samlet dansk del	4,1	15,2	19,4	1150	16841
3	Kattegat, svensk del	1,3	6,6	7,9	1168	6742
4	Nordlige Bælthavet - samlet dansk del	1,2	4,3	5,6	1414	3931
5	Lillebælt - samlet dansk del	1,0	3,1	4,1	1775	2321
6	Storebælt - samlet dansk del	1,4	5,0	6,5	1419	4557
7	Øresund - samlet dansk del	0,3	1,5	1,9	1349	1379
79	Øresund - svensk del	0,2	1,0	1,3	1309	959
8	Sydlig Bælthavet - samlet dansk del	0,8	2,5	3,3	1321	2473
9	Østersøen - samlet dansk del	3,4	11,5	14,9	1001	14831
10	Alle danske farvande ¹	24,1	95,7	119,8	1137	105372

¹kun danske farvande, dvs. svenske dele af Kattegat og Øresund er ikke medregnet.

Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. *Figur 4.7* viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat), og *Figur 4.8* viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Der observeres et generelt fald i såvel våddeposition som tørdeposition (sidstnævnte vurderes p. b. a. udviklingen i koncentrationerne, idet tørdepositionen er proportional med koncentrationerne). Det er imidlertid kun faldet i luftens indhold af kvælstofforbindelser, som er faldet signifikant. Målingerne viser godt nok en tendens til faldende våddeposition, men grundet de store variationer fra år til år er tendensen ikke signifikant. Navnlig 1998 og 1999 udmærker sig ved høj våddeposition, hvilket skyldes store nedbørsmængder i disse år. Faldet i luftens indhold af kvælstofforbindelser og tendensen til et fald i våddepositionen er i overensstemmelse med den udvikling som ses i EMEP's emissionsopgørelser for Europa. Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer, rensning af røggasser, det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande m.m.



Figur 4.7 Årsmiddelværdierne for perioden 1989-1999 af koncentrationerne af ammoniak (♦), partikelbundet ammonium (■) og sum-nitrat (▲) på målestationerne på Anholt, ved Tange og ved Keldsnor. Tendenslinier er beregnet ved simpel lineær regression.



Figur 4.8 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (◆) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt, ved Sepstrup Sande og ved Keldsnor i perioden 1989-1999. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg. Tendenslinier er beregnet ved simpel lineær regression.

Tabel 4.3 Det relative bidrag fra danske atmosfæriske kilder til tør, våd og total atmosfærisk kvælstofdeposition for de danske hovedfarvande i 1999.

ID	Navn	Andel fra danske kilder (%)		
		Tørdeposition	Våddeposition	Totaldeposition
1	Nordsøen samlet dansk del	15,2	7,9	9,2
2	Skagerrak - samlet dansk del	33,1	23,3	25,1
3	Kattegat - samlet dansk del	48,1	22,5	28,0
4	Nordlige Bælthavet - samlet dansk del	53,7	23,0	29,7
5	Lillebælt	44,1	12,8	20,4
6	Storebælt	41,7	10,3	17,3
7	Øresund - samlet dansk del	31,4	11,7	15,3
8	Sydlig Bælthavet - samlet dansk del	19,0	3,5	7,1
9	Østersøen - samlet dansk del	18,5	5,9	8,8
10	Alle danske farvande	27,7	12,2	15,3

Bidraget fra danske kilder

Bidraget fra danske kilder kan skønnes ved modelberegninger. Resultaterne fremkommer ved at gentage beregningerne, men uden bidrag fra danske kilder. Ved at sammenholde disse beregninger med "standardberegninger" kan det relative bidrag fra danske kilder bestemmes (se Tabel 4.3). Generelt bidrager danske kilder med mellem 10 og 30% af den atmosfæriske deposition af kvælstof.

4.2.3 Næringsstoffer i vandet

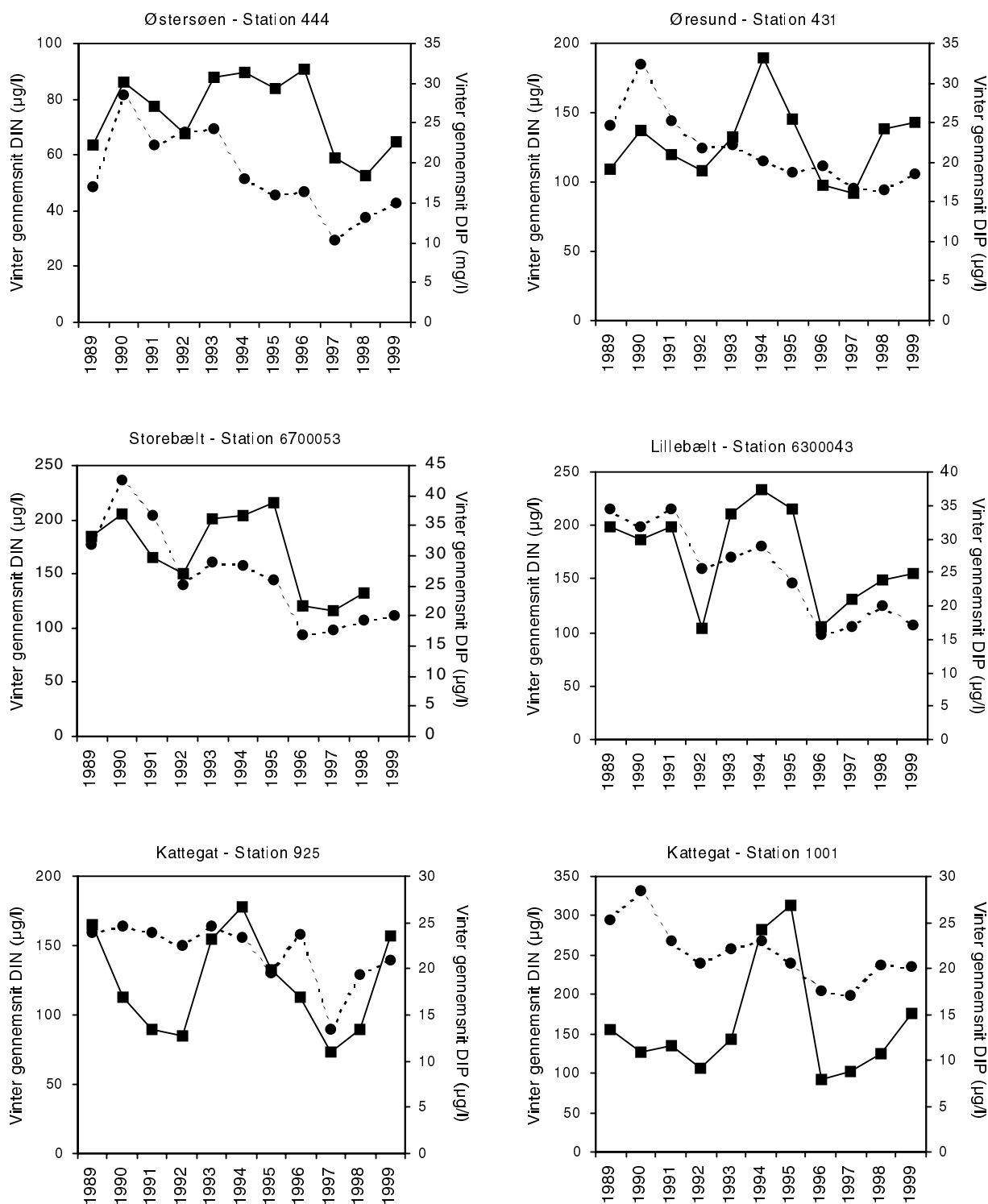
For de åbne farvande er tidsserier af næringssaltkoncentrationer fra NOVA 2003-programmet analyseret sammen med data fra det svenske, norske og tyske overvågningsprogram. For 1999 er der dog kun anvendt data fra det svenske overvågningsprogram ud over de danske data. Næringssaltkoncentrationer i de åbne farvande er blevet analyseret for at vurdere 1999 i forhold til de foregående år. Endvidere er tidsserier for næringssaltkoncentrationer blevet undersøgt for tidslig udvikling, og den potentielle næringssaltbegrænsning af planktonvækst er undersøgt. Alle data i perioden 1989-1999 fra stationer i NOVA 2003-programmet er anvendt.

Næringssaltkoncentrationerne var normale i 1999

Sæsonvariationen for næringssaltkoncentrationer var normal for kvælstof og silikat, hvorimod fosforniveauet (både fosfat og total fosfor) var lavere for alle måneder i 1999 sammenlignet med middelværdien for de foregående 10 år, hvilket skyldes, at der har været et generelt fald i fosforkoncentrationerne siden 1989 (se senere). Den hyppigst anvendte indikator for næringssaltniveauet er den gennemsnitlige vinterkoncentration. I vinterperioden observeres de højeste koncentrationer af opløste uorganiske næringssalte pga. høj belastning fra land og lav biologisk aktivitet i vandsøjlen. Den gennemsnitlige vinterkoncentration for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) var i 1999 generelt højere end de 2-3 foregående år. Dette er vist for en række stationer fra Østersøen til Kattegat (*Figur 4.9*). For alle 6 viste stationer var der en stigning i DIN-koncentrationen i forhold til 1998, hvorimod DIP-koncentrationen ses at have stabiliseret sig på et niveau væsentligt under niveauet i begyndelsen af 90'erne.

Faldende tendenser for DIP

Statistiske analyser for tidslig udvikling (*Tabel 4.4*) viser signifikante fald i fosfat (DIP) og total fosfor (TP) vinterkoncentrationer på en stor del af stationerne i de åbne farvande i både Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Bælthavet, Øresund og Østersøen. Derimod er der ikke observeret generelle fald i sommerkoncentrationerne af DIP i Nordsøen og Skagerrak; ligesom der kun i Bælthavet er observeret et generelt fald i TP-koncentrationerne. For kvælstofkoncentrationer (nitrat+ nitrit og total kvælstof) er der kun observeret ganske få signifikante udviklingstendenser. I Nordsøen og Skagerrak har der været en generel stigende tendens for sommerkoncentrationerne af nitrat+nitrit, ligesom der også har været stigende silikatkoncentrationer i Nordsøen.



Figur 4.9 Gennemsnitlige vinterkoncentrationer for DIN (fuldt optrukken linie) og DIP (stiplet linie) fra 6 stationer i de indre danske farvande.

Tabel 4.4 Korrelationsanalyser for udviklingstendenser i næringsstoffer udført med Kendalls τ på tidsvægtede vinter- og sommergennemsnit af overfladevand (0-10 m) for 1989-99. For områderne Nordsøen, Skagerrak, Kattegat, Bælthavet + Øresund og Østersøen + Femer Bælt er angivet antallet af stationer, hvor Kendalls τ er udregnet, samt antallet af stationer, som viste hhv. stigning og fald. Stationer, som hverken viste stigning eller fald, er udeladt. I parentes er angivet antallet af stationer, som viste en statistisk signifikant stigning/fald ved Kendalls τ . Ved et fortegnstest er det undersøgt, om der er en ligelig fordeling af positive og negative korrelationer. Stjernerne viser signifikansniveauet, *: $p < 5\%$, **: $p < 1\%$ og ***: $p < 0,1\%$.

Farvand	Vinter tidsvægtede gennemsnit				Sommer tidsvægtede gennemsnit			
	Antal	Stigning	Fald	p-værdi	Antal	Stigning	Fald	p-værdi
Nitrat+nitrit								
Nordsøen ¹	37	20	17(1)	ej sign.	35	29(1)	6	***,0,01%
Skagerrak ²	15	5	10	ej sign.	16	13(4)	3	*,2,13%
Kattegat ³	13	8	5	ej sign.	13	4	9	ej sign.
Bælthavet + Øresund ⁴	8	5	3	ej sign.	8	1	7	ej sign.
Østersøen + Femer Bælt ⁵	7	4	3	ej sign.	7	3	4	ej sign.
Ortho-fosfat								
Nordsøen ¹	38	8	30(9)	***,0,05%	28	11	17	ej sign.
Skagerrak ²	16	1	15(1)	***,0,05%	13	4(1)	9(1)	ej sign.
Kattegat ³	13	0	13(7)	***,0,02%	13	1	12	**,0,34%
Bælthavet + Øresund ⁴	8	0	8(5)	**,0,78%	8	0	8(3)	**,0,78%
Østersøen + Femer Bælt ⁵	7	0	7(6)	*,1,56%	7	0	7(3)	*,1,56%
Total kvælstof								
Nordsøen ¹	3	0	3	ej sign.	3	1	2	ej sign.
Skagerrak ²	6	2	4(2)	ej sign.	10	5	5(2)	ej sign.
Kattegat ³	11	1	10(1)	*,1,17%	11	5	6	ej sign.
Bælthavet + Øresund ⁴	3	1	2	ej sign.	3	0	3	ej sign.
Østersøen + Femer Bælt ⁵	4	3	1	ej sign.	4	3	1	ej sign.
Total fosfor								
Nordsøen ¹	36	5	31(3)	***,<0,01%	32	16	16	ej sign.
Skagerrak ²	14	0	14(4)	***,0,01%	15	5	10(2)	ej sign.
Kattegat ³	13	0	13(11)	***,0,02%	13	4	9(4)	ej sign.
Bælthavet + Øresund ⁴	8	0	8(8)	**,0,78%	8	0	8(3)	**,0,78%
Østersøen + Femer Bælt ⁵	7	0	7(7)	*,1,56%	7	1	6(2)	ej sign.
Silicium								
Nordsøen ¹	34	28(3)	6	***,0,02%	32	25	7	***,0,02%
Skagerrak ²	14	11(2)	3	ej sign.	14	8	6	ej sign.
Kattegat ³	13	10	3	ej sign.	13	8	5	ej sign.
Bælthavet + Øresund ⁴	6	4	2	ej sign.	6	5	1	ej sign.
Østersøen + Femer Bælt ⁵	6	5	1	ej sign.	7	5	2	ej sign.

¹ Omfatter stationerne 1510007, 1510009, 44, 59, 1022, 1023, 1024, 1025, 1026, 1027, 1034, 1035, 1071, 1072, 1073, 1074, 1041, 1042, 1043, 1044, 1045, 1046, 1086, 1052, 1053, 1054, 1055, 1056, 1059, 1060, 1061, 1062, 1063, 1064, 1080, 1081, 1082, 1083, 1084, 1085

² Omfatter stationerne 7715, 7725, 1002, 1004, 1005, 1013, 1101, 1102, 1104, 1106, 1006, 1019, 1130, 1131, 1133, 1135

³ Omfatter stationerne 20925, 925, 40302, 409, 1001, 1007, 1008, 1009, 404, 403, 413, 921, 415, 418, 905, 922

⁴ Omfatter stationerne 6700053, 939, 427, 935, 432, 6300043, 6870, 431, 443

⁵ Omfatter stationerne 0901032, BMPK2, 441, 444, 449, 1728, 952, 954, 450

Høje næringssaltkoncentrationer langs Jyllands østkyst

Analysen af den spatielle fordeling af næringssalte i Kattegat har vist, at der i den vestlige del af Kattegat langs den jyske østkyst findes koncentrationer, som er væsentligt højere end i andre dele af Kattegat (Danielsson et al. 2000). Dette illustreres i *Figur 4.10*, hvor den spatielle fordeling af vinter DIN middelværdier for perioden 1989-99 er vist ved et konturplot. Analysen viser, at både DIN- og DIP- koncentrationer er generelt højere på alle tidspunkter af året langs den jyske Kattegatkyst (Danielsson et al. 2000). Disse højere næringssaltkoncentrationer i den vestlige del af Kattegat kan forklares ved en række faktorer:

- 1) det vestlige Kattegat er forholdsvis lavvandet sammenlignet med resten af Kattegat, hvilket bevirker en forøget udveksling af næringssalte mellem sedimentet og pelagiet og en forøget tilførsel af næringssalte til pelagiet ved resuspension,
- 2) stationerne i det vestlige Kattegat er tæt på ferskvandskilder med høj næringssaltbelastning, fx Limfjorden, Mariager og Randers Fjord,
- 3) vestlige vinde i sommerperioden kan forårsage opblanding af næringsrigt bundvand til overfladevandet langs kysten (Kiørboe 1996),
- 4) i perioder, hvor den Jyske Kyststrøm kommer ind i Kattegat, vil der blive tilført næringssalte til den vestlige del af Kattegat som følge af den dominerende vandcirkulation, og
- 5) den atmosfæriske kvælstofdeposition er større i den kystnære vestlige del af Kattegat (*Figur 4.6*), idet der her er kortere vej fra emissionskilderne ved den fremherskende vestlige vindretning.

De høje næringssaltkoncentrationer observeret langs den jyske kyst af Kattegat er et væsentligt karakteristikum ved Kattegat. Det betyder, at vi ikke kan betragte overfladevandet i Kattegat som en homogen vandmasse med den samme næringssaltkoncentration overalt.

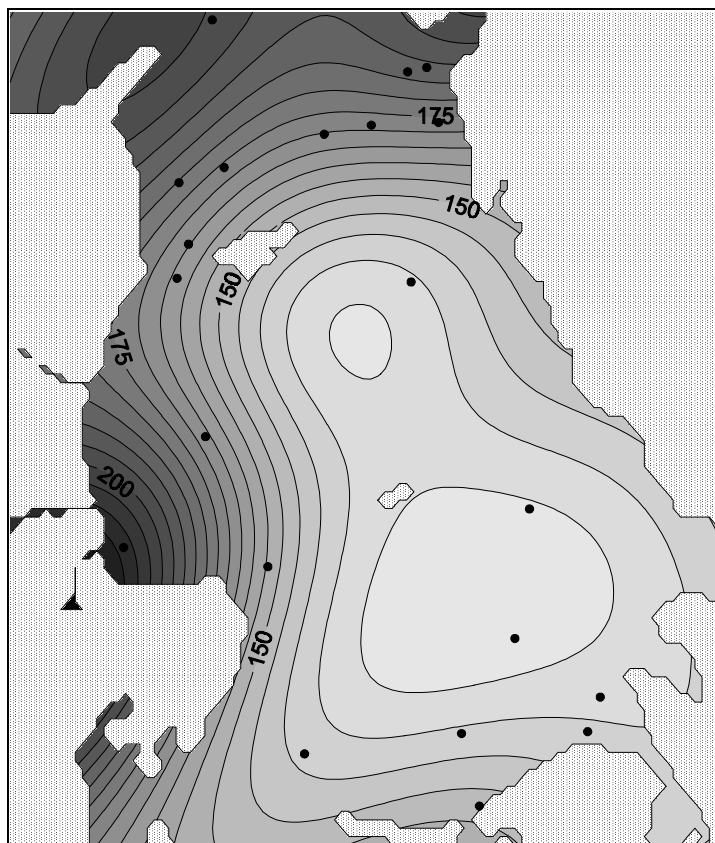
Den Jyske Kyststrøm var kraftig i 1999

For Nordsøen og Skagerrak observeres ligeledes store spatielle forskelle i næringssaltkoncentrationerne. I *Figur 4.11* er den spatielle fordeling af vinter DIN-koncentrationen illustreret med kraftigt stigende gradienter mod Tyske Bugt. De høje koncentrationer langs den jyske vestkyst viser tydeligt, hvordan den Jyske Kyststrøm påvirker næringssaltkoncentrationerne i den danske del af Nordsøen og Skagerrak. Den Jyske Kyststrøms kraft og intensitet afhænger af ferskvandsafstrømningen fra de store centrale europæiske floder og de meteorologiske omstændigheder. I 1999 var den Jyske Kyststrøm meget kraftig, hvilket ligeledes fremgår af den spatielle fordeling af DIN (*Figur 4.11*).

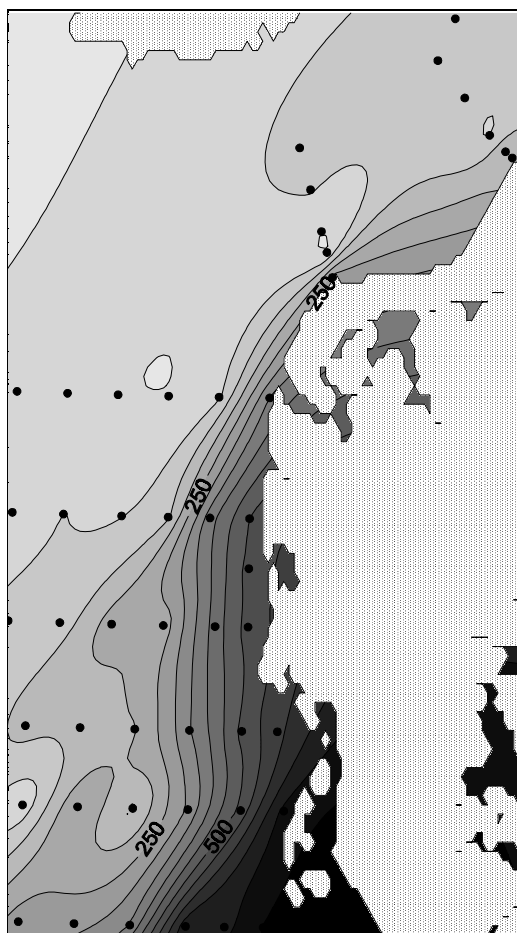
Kvælstof er potentielt mest begrænsende

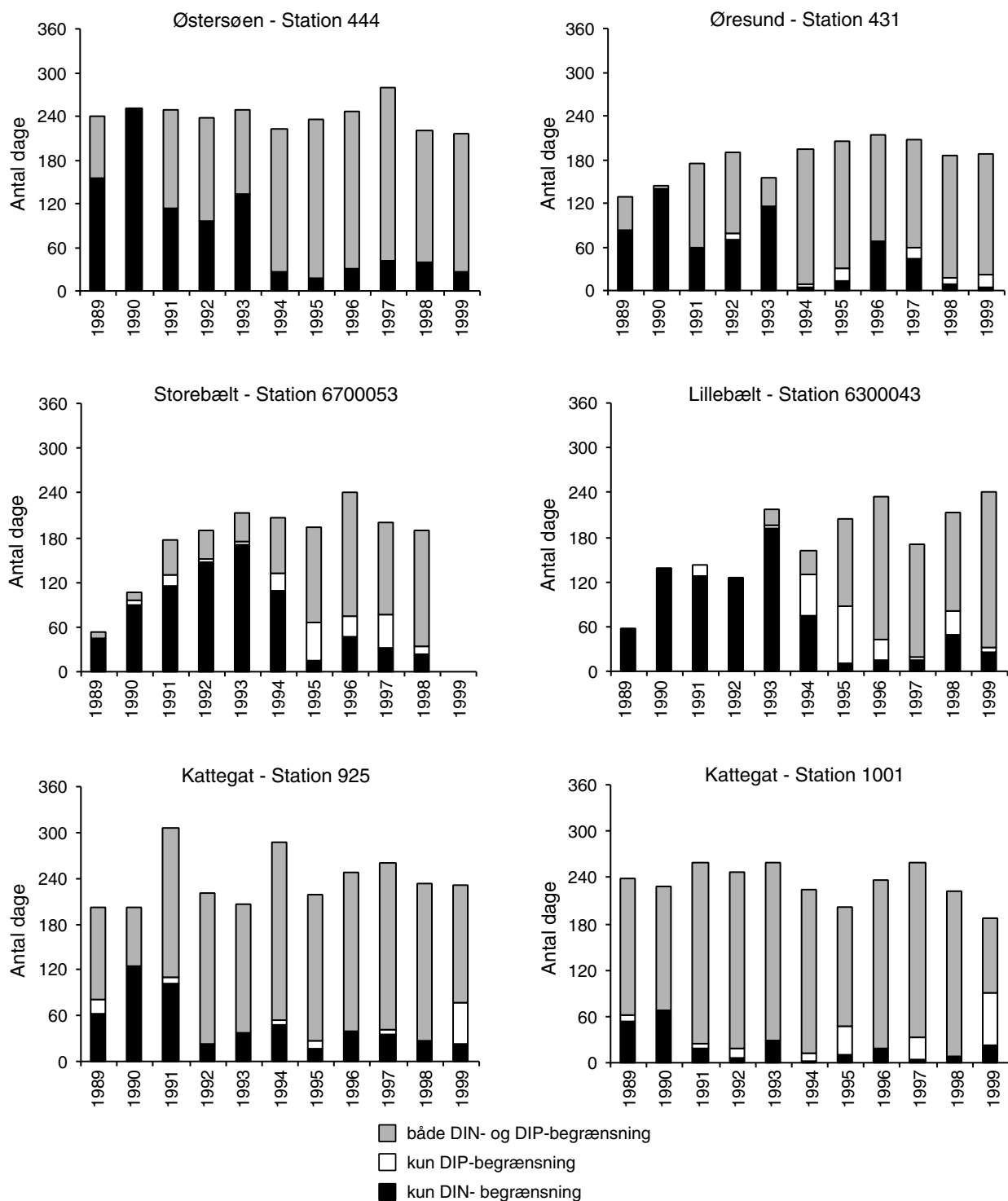
Den potentielle næringssaltsbegrænsning er beregnet, som beskrevet i *afsnit 3.2.3*. Det skal dog pointeres, at disse indikatorer kun viser potentiel næringssaltbegrænsning af fytoplanktonsamfundet. Det er tidligere vist (Ærtebjerg et al. 1998, Markager et al. 1999), at de fleste stationer i de åbne farvande er potentielt DIN-begrænset eller både DIN- og DIP-begrænset. Når både DIN og DIP er potentielt begrænsende, er DIN det potentielt mest begrænsende næringssalt vurderet ud fra Redfield-forholdet. Perioden med potentiel næringssaltbegrænsning er størst for stationerne i Østersøen og Kattegat (ca. 8 måneder om året), hvorimod stationerne i Øresund og Bælthavet har potentiel næringssaltbegrænsning i ca. 6 måneder af året (*Figur 4.12*). Mønstret for den potentielle næringssaltbegrænsning i 1999 minder om de foregående år.

Figur 4.10 Den spatielle fordeling af DIN-vinterkoncentrationer ($\mu\text{g/l}$) i Kattegat for perioden 1989-99. Konturplottet er konstrueret ved Ordinary Kriging (gaussisk model med anisotropi).



Figur 4.11 Den spatielle fordeling af vinter DIN-koncentration ($\mu\text{g/l}$) i Nordsøen og Skagerrak i 1999. Konturplottet er konstrueret ved Ordinary Kriging (gaussisk model med anisotropi).





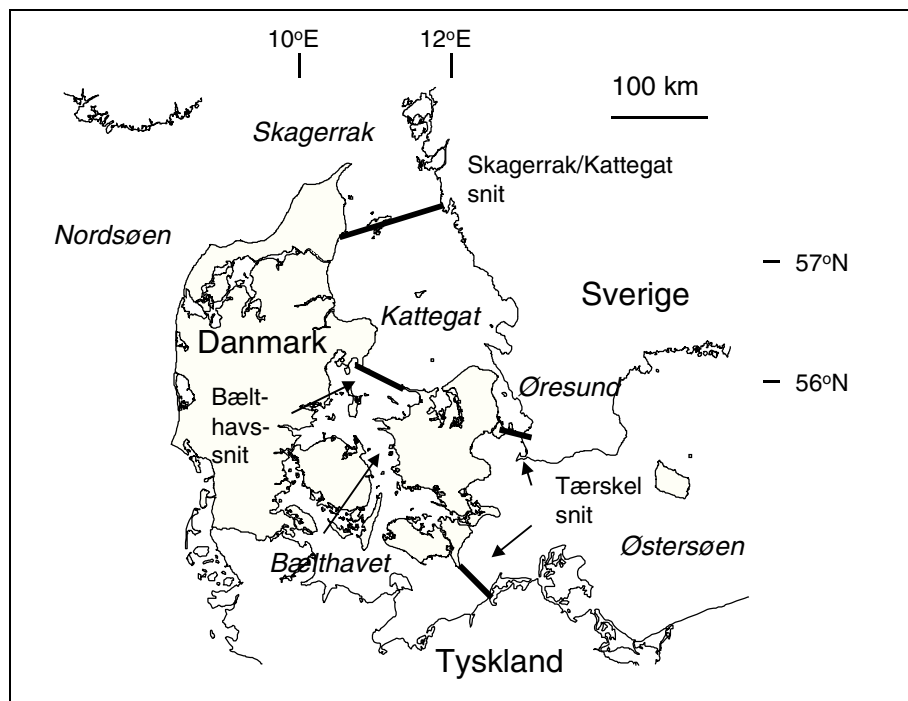
Figur 4.12 Antal dage med potentiel DIN-begrænsning, potentiel DIP-begrænsning og potentiel begrænsning for både DIN og DIP for stationer i de åbne farvande i perioden 1989-99. For station 6700053 var DIN-målingerne i 1999 ikke pålidelige.

4.2.4 Vand og næringsstoftransport

Område og
beregningsgrundlag

Vand- og næringsstoftransporten gennem de indre danske farvande (Figur 4.13) er beregnet for 1974-1999 (Rasmussen & Gustafsson 2000) ved anvendelse af en hydrodynamisk model (Gustafsson 2000a, 2000b) og næringsstofobservationer fra svenske, tyske og danske overvågningsprogrammer. Beregningerne for perioden 1974-99 fastlægger den normale størrelsesorden af næringsstoftransporten gen-

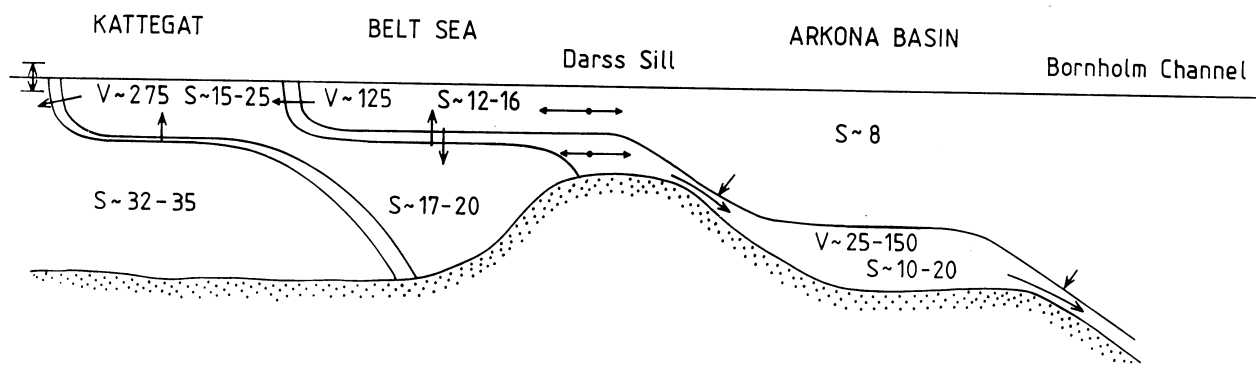
nem de indre danske farvande. Beskrivelsen af transporterne er udvidet i dette års rapportering, idet disse beregninger ikke er præsenteret før i forbindelse med NOVA 2003. Efterfølgende beskrives næringsstoftransporterne i specielt 1999, og den samlede nettotilførsel til Bælthavet diskuteres i forhold til variationen i næringsstofmængden. Gennemgangen af næringsstoftransporten omfatter opløst uorganisk nitrogen (DIN) og fosfat (DIP) samt total nitrogen (TN) og fosfor (TP).



Figur 4.13 De indre danske farvande. Næringsstoftransporter er beregnet for tværsnittene Skagerrak/Kattegat, Kattegat/Bælthavet og over Drogden og Darss tærsklerne til Østersøen. Næringsstofmængden er beregnet for Kattegat (inkl. Øresund) og Bælthavet.

Transport og salinitet,
1974-99

Transporten af næringssalte (DIN, TN, DIP og TP) gennem de indre danske farvande udgøres primært af to komponenter: en transport mod Skagerrak af lav-salint Østersøvand fra det øvre lag og transport af høj-salint Skagerrakvand til det nedre lag af de indre danske farvande (Figur 4.14). Transporten fordeler sig således efter saliniteten (Figur 4.15). I tværsnittet mellem Skagerrak og Kattegat er saliniteten af det vand, der transporterer næringsstof mod Skagerrak mindre end 27 (Figur 4.15). I tværsnittene mellem Kattegat og Bælthavet og henover tærsklerne til den vestlige Østersø er saliniteten i det udstrømmende vand lavere. Saliniteten i det udstrømmende vand øges lidt fra marts-oktober til november-februar. For at lette beskrivelsen betegnes disse to perioder i dette afsnit henholdsvis sommer (marts-oktober) og vinter (november-februar). Denne opdeling af transporterne i løbet af året er tidligere anvendt af Andersson og Rydberg (1993).



Figur 4.14 Principskitse over lagdelingen i Kattegat, Bælthavet og Arkonabassinet med angivelse af volumen (km^3) og salinitetsinterval for de forskellige lag (Stigebrandt 1995). Pile angiver de dominerende transportretninger imellem vandmasserne. Nederst i vandsøjlen strømmer saltet bundvand til de indre danske farvande. Øverst strømmer vandet fra Østersøen mod Skagerrak. Næringsstoftransporten er beregnet for de enkelte tværsnit som funktion af salinitet (Figur 4.15) og som summeret over perioden 1974-99 (Figur 4.16). Nettotransporten af næringsstof til Kattegat og Bælthavet beregnes som differencen mellem den næringsstofmængde, der strømmer til farvandet og det der strømmer bort fra det. Den samlede næringsstofftilførsel til hhv. Kattegat og Bælthavet udgøres af summen af netto-transporten og stofftilførslen fra land og atmosfæren. For Bælthavet diskuteres den samlede næringsstofftilførsel i forhold til variationen i næringsstofmængden (Figur 4.17).

Sæsonvariation, 1974-99

I sommerperioden strømmer der 3.200 ton DIN pr måned fra Kattegat til Skagerrak (Figur 4.15). Kattegat modtager derimod 5.800 ton DIN pr. måned fra Skagerrak. Netto strømmer der således 2.600 ton pr. måned mere til Kattegat fra Skagerrak end der eksporteres fra Kattegat til Skagerrak. I vinterperioden øges næringsstofkoncentrationen i både overfladevandet og i det nedre lag. Det medfører, at begge transportkomponenter øges. Transporten fra Kattegat til Skagerrak når således op på 13.700 ton DIN pr. måned, mens transporten til Kattegats nedre lag fra Skagerrak udgør 10.400 ton DIN pr. måned. I vinterperioden er koncentrationsforøgelsen imidlertid oftest størst i overfladevandet, og derfor eksporterer Kattegat mere DIN til Skagerrak end det modtager i vinterperioden (3.300 ton pr. måned). Tilsvarende sæsonvariation findes for transporterne af TN, DIP og TP (Figur 4.15). Sæsonvariationen i transporten af DIN og DIP viser sig ligeledes i de tidsligt integrerede transporter (Figur 4.16), hvor der specielt i sommerperioden strømmer næringsstoffer fra Skagerrak til Kattegat. Næringsstoftransporterne fra Kattegat til Bælthavet har ligeledes en væsentlig høj-salin komponent, mens det ikke er tilfældet for transporten over tærsklerne til den vestlige Østersø. Der er en nettotilførsel af næringssalte fra Østersøen til Kattegat og Bælthavet. De hyppige overkoncentrationer af DIN og DIP (Ærtebjerg 1998) og de lejlighedsvis markante indstrømninger til Østersøen (Matthäus & Franck 1992) bevirker således ikke, at der er en markant transport af DIN, TN, DIP og TP fra de indre danske farvande til Østersøen.

Langtidsvariationen, 1974-99

Udover sæsonvariationen, indikerer beregningerne, at næringsstoftransporten også udviser en langtidsvariation. Langtidsvariationen i DIN- og DIP-transporterne viser sig således ved, at der var en netto-transport fra Skagerrak til Kattegat i slutningen af 70'erne. Efterfølgende skifter transporten således, at der var en nettotransport af DIN

og DIP fra Kattegat til Skagerrak. I perioden fra 1991 til 1999 var der igen en mindre nettotransport af DIN og DIP fra Skagerrak til Kattegat. TP udviser ligeledes en langtidsvariation, hvor transporten til Skagerrak var reduceret sidst i 70'erne og i 90'erne (*Figur 4.16*), mens transporten var forøget i 80'erne.

Det generelle billede af næringsstoftransporten mellem Kattegat og Bælthavet og mellem indre danske farvande og den vestlige Østersø følger i nogen grad mønsteret fra tværsnittet mellem Skagerrak og Kattegat. Disse data er ikke gengivet her. Således genfindes tilsvarende langtids- og sæsonvariationer i transporterne af DIN, TN, DIP og TP mellem Kattegat og Bælthavet (Rasmussen & Gustaffson 2000). Transporten hen over Darss og Drogden tærsklerne til Østersøen afviger lidt fra mønsteret i Bælthavs- og Kattegatsnittene. Dels er sæsonvariationen mindre udtalt og dels er der ikke nogen længerevarende periode, hvor DIN og DIP transporteres mod syd, som det er tilfældet for Bælthavs- og Kattegatsnittene (Rasmussen & Gustaffson 2000).

Stoftransporter i 1999

Beregningerne tyder endvidere på, at der i 1999 var en mere markant transport af DIN og DIP fra Skagerrak til Kattegat end i de forudgående år (*Figur 4.16*). Årsagen, til at nettotransporten af DIN og DIP i netop 1999 er fra Skagerrak mod de indre danske farvande, er sandsynligvis, at et stort volumen næringsrigt Jysk Kyststrøms vand nåede ind i Kattegat i årets første måneder (Ærtebjerg 1999). Siden strømmede det næringsrige vand videre ind i Bælthavet og Øresund. Beregningerne viser således en nettotransport af DIN og DIP fra Kattegat til Bælthavet, hvilket normalt ikke observeres.

Næringsstoftilførsel og -mængder, beregningsgrundlag

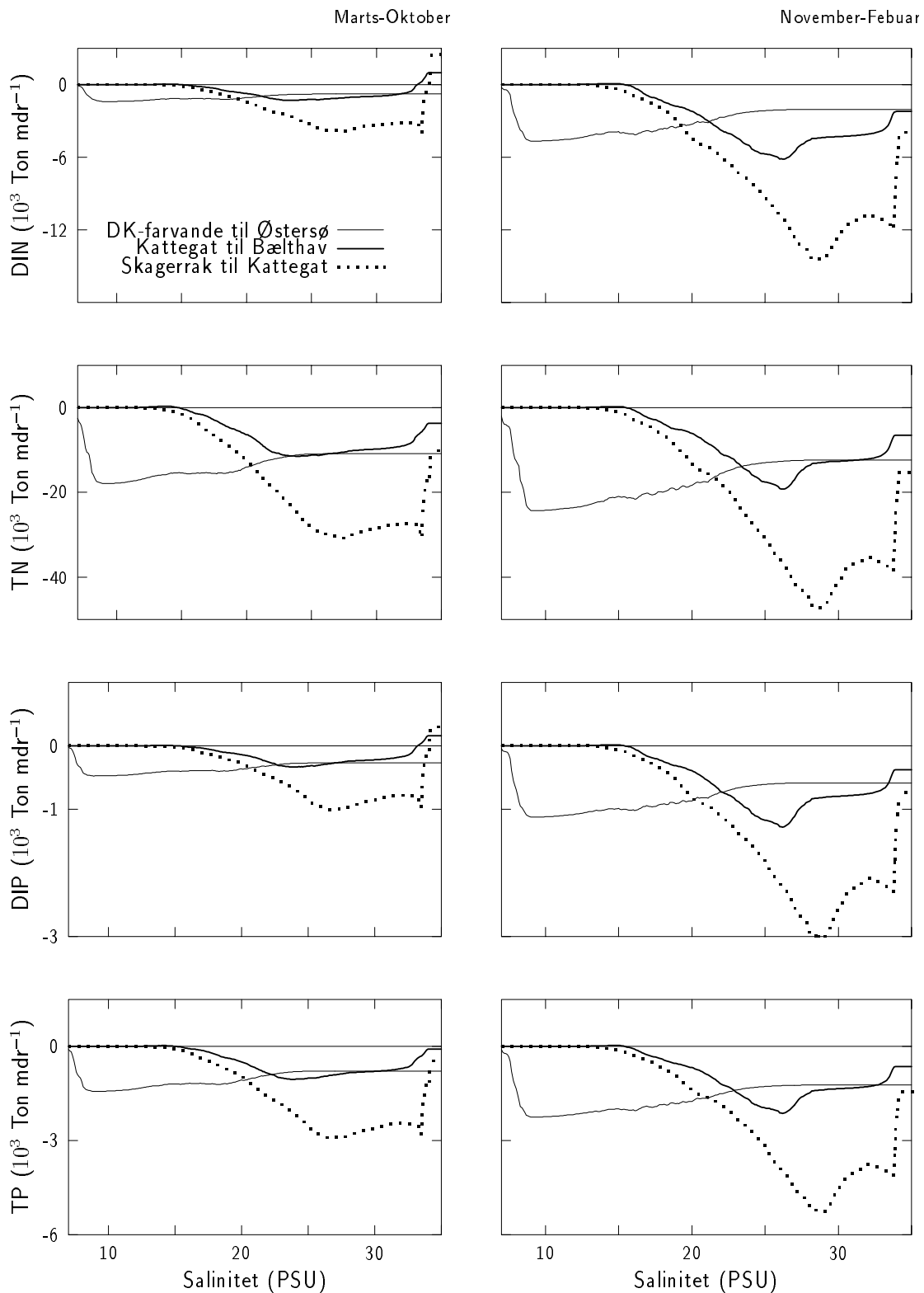
På basis af næringsstoftransporterne og stoftilførslerne fra atmosfære og land beregnes den samlede stoftilførsel til Kattegat (inkl. Øresund) og Bælthavet ifølge Rasmussen et al. (2000). Næringsstoftilførslen fra land og atmosfæren inkluderer svenske, tyske og danske opgørelser. Specielt beregningen af transporten af uorganiske næringssalte fra kystnært farvand til hav er behæftet med nogen usikkerhed, idet omsætningen af næringsstofferne i de kystnære farvande er baseret på et skøn over næringsstofretentionen i kystnære farvande (Ærtebjerg et al. 1998). Derudover beregnes næringsstofmængden i Kattegat og Bælthavet ved anvendelse af en HD-model og næringsstofobservationer fra svenske, tyske og danske overvågningsprogrammer (Rasmussen & Gustafsson 2000).

Datagrundlaget til at fastlægge næringsstoftilførsel og mængde er imidlertid ikke komplet. Atmosfærisk stoftilførsel er beregnet for perioden 1989-1996. Landbaseret stoftilførsel foreligger for perioden 1974-1996. Nettotransporten kunne ikke fastlægges i perioder af 80'erne, hvor datadækningen i Kattegat af specielt TN er mangelfuld. Tilsvarende kunne næringsstofmængderne i Kattegat ikke fastlægges i disse perioder. Datahuller er suppleret med månedsmiddelværdier. Så snart stoftilførselsopgørelserne for perioden 1996-99 foreligger, opdateres nettotilførselsberegningerne for Bælthavet og Kattegat således, at de aktuelle værdier anvendes.

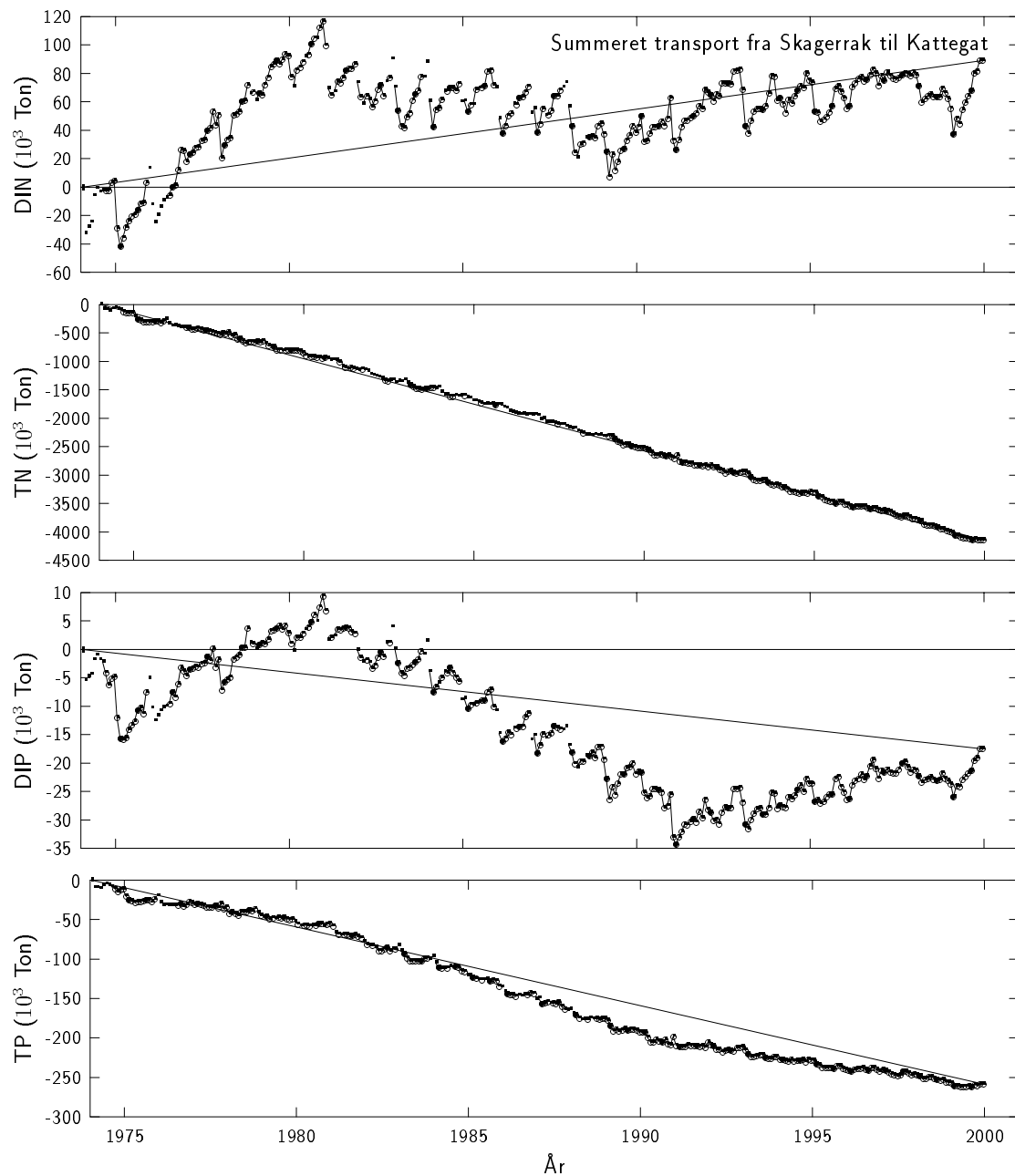
I det tidlige efterår er DIN-mængden i Bælthavet 4.000 tons. Herefter forøges DIN-mængden, indtil den når sit maksimum (30.000 til 50.000 tons) (*Figur 4.17*) i det tidlige forår. 70% af forøgelsen kan forklares med stofftilførslen af DIN og TN. De resterende 30% har deres oprindelse i, at en del af TN remineraliseres, samt at der er en frigivelse af DIN fra sedimentet. Derudover kan retentionsberegningen medføre, at specielt DIN-tilførslen fra de kystnære farvande til Bælthavet underestimeres.

Med forårsopblomstringen og den høje sommerprimærproduktion reduceres næringsstoffmængden igen til et minimumsniveau (4.000 tons), samtidig med at der fortsat tilføres næringsstof fra Kattegat, Østersøen, land og atmosfæren (20.000 til 50.000 tons). Primærproduktionen formår således at binde både den stående pulje af næringsstof og den kontinuert tilførte næringsstoffmængde i biomasse. Det partikulært bundne kvælstof sedimenteres og remineraliseres.

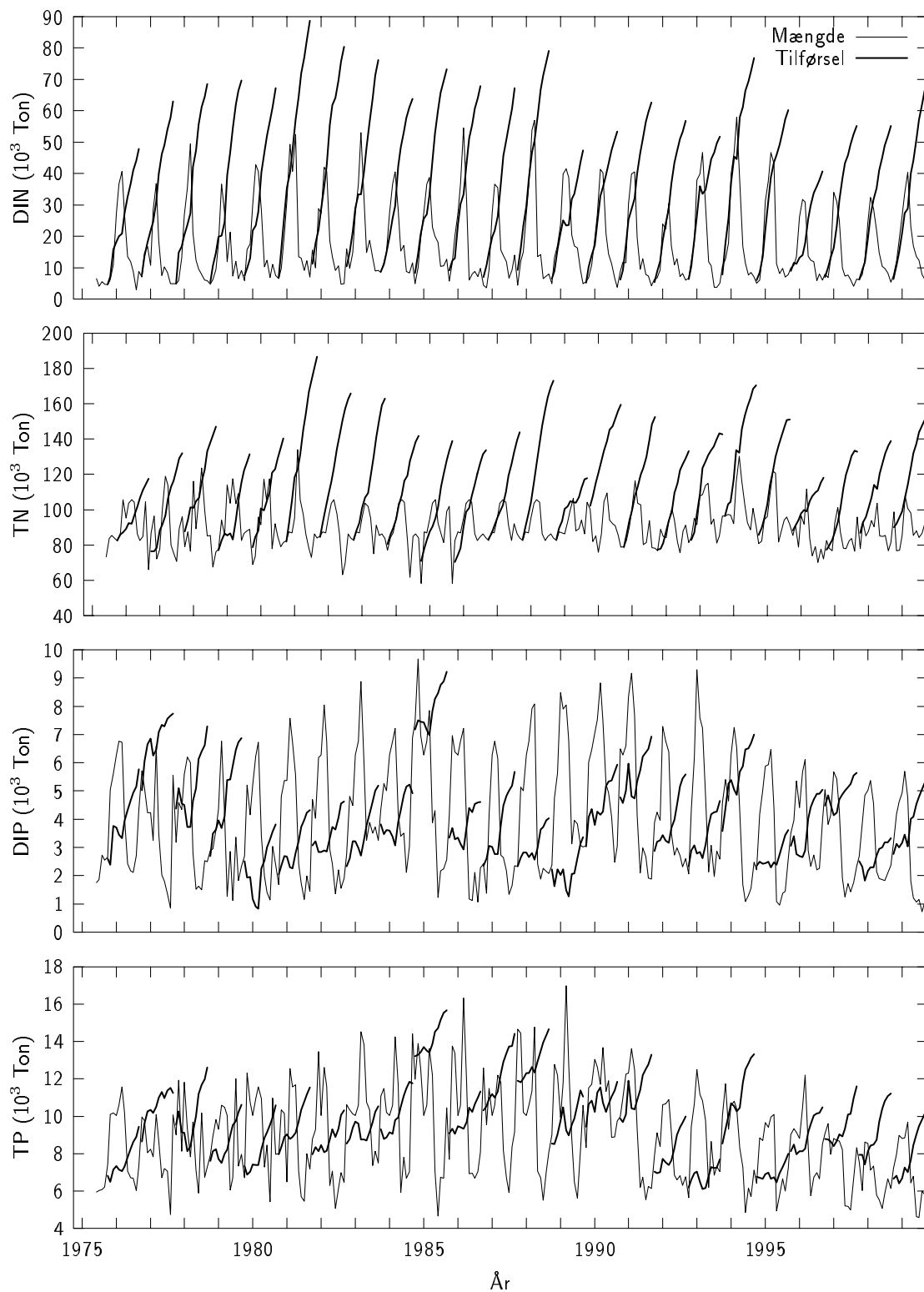
Mængden af DIP i Bælthavet (*Figur 4.17*) forøges fra 1.000-3.000 tons til 5.000-10.000 tons i perioden fra det tidlige efterår indtil forårsopblomstringen. Tilsvarende forøges TP-mængden fra 5.000-7.000 tons til 10.000-16.000 tons. I denne periode er forøgelse af DIP og TP markant større end tilførslen (1.000-2.000 tons). Den store forøgelse af DIP- og TP-mængderne har sandsynligvis sin årsag i en markant frigivelse fra sedimentet i efterårsmånederne (Rasmussen et al. 2000). Den aktuelle stofftilførsel af DIP og TP har dermed lille indflydelse på vinterniveauet af DIP og TP i Bælthavet. Da sedimentation og senere frigivelse af fosfat er interne processer, vil en reduktion af stofftilførslen over en årrække dog have betydning for mængden af DIP og TP i Bælthavet. Der er således sket en jævn forøgelse af primært TP-mængden i Bælthavet i perioden 1975-1988, mens den har været jævnt aftagende fra 1988 til 1999. De aftagende TP-mængder i perioden 1988-99 kan være en følge af, at den landbaserede tilførsel af DIP og TP er reduceret i samme periode.



Figur 4.15 Summeret næringsstoftransport som funktion af salinitet for tværsnittene Skagerrak/Kattegat, Kattegat/Bælthavet samt over tærsklerne Drogden og Darss. Positive transporter er fra nord mod syd. Det vil for eksempel sige, at summeret op over salinitetsintervallet 8 til 35 transporterer netto 2.600 tons DIN pr. måned fra Skagerrak til Kattegat i perioden marts-oktober. Over salinitetsintervallet 8 til 27 transporterer derimod 3.200 tons DIN pr. måned fra Kattegat til Skagerrak.



Figur 4.16 Summeret transport af næringsstof fra Skagerrak til Kattegat fra og med januar 1974 (Rasmussen & Gustafsson 2000). Positiv transport fandt sted fra Skagerrak til Kattegat. I perioden fra 1974 indtil 1981 var der således en nettotransport på 120.000 tons DIN fra Skagerrak til Kattegat. I den efterfølgende periode (1981-1999) var der mindre nettotransport fra Kattegat til Skagerrak (30.000 tons DIN). Udfyldte cirkler angiver februar og september. De rette linier er anført for lettere at kunne identificere langtidsvariationen i forhold til middeltransporten. Prikker viser, hvor der er anvendt midlede værdier til at estimere næringsstoftransporten.



Figur 4.17 Mængden af næringsstof i Bælthavet og den årlige stoftilførsel til Bælthavet. Stoftilførslen er summeret over tid startende fra det tidlige efterår, hvor DIN-mængden i Bælthavet er lavest. I løbet af efteråret og vinteren forøges mængden af DIN og TN. Stoftilførslen modsvarer pænt forøgelsen i næringsstofmængden i Bælthavet med hensyn til DIN og TN. Mængden af DIP og TP forøges derimod mere end, hvad der tilføres fra land og fra andre farvande. Det har sin årsag i en stor intern frigivelse af fosfat i efterårsmånederne. Stoftilførslen er beregnet som summen af nettotransport imellem farvandene, samt stoftilførsel fra land og atmosfære.

4.2.5 Iltforhold

Definition af iltsvind og generel beskrivelse af iltodynamik findes, ligesom beskrivelsen af årsagerne til iltforholdene i 1999, i afsnit 3.2.5 om iltforholdene i fjorde og kystnære områder. Kort med stationer, hvor der inden for perioden august til oktober 1999 optrådte iltsvind, er ligeledes vist i *Figur 3.18*.

Året der gik

I det følgende gennemgås iltforholdene i 1999 i åbne farvande baseret på amternes målinger og rapporter og målinger foretaget af DMU, Sverige (SMHI), Norge (Flødevigen) og Tyskland (IOW).

Vesterhavet

Generelt var iltforholdene i 1999 relativt gode langs Vestkysten, kun midt i august observeredes iltsvind på en enkelt station ud for Stadil Fjord. Samtidigt var iltindholdet relativt lavt (5-6 mg/l) langs kysten i Skagerrak og ned til Thyborøn, samt i et bælte ca. 50 sømil fra kysten fra Harboøre til Tyske Bugt.

Kattegat

Fra Ålborg Bugt gennem Læsø Rende til ud for Frederikshavn observeredes iltsvind fra midt i august til midt i september. I Hevring Bugt observeredes iltsvind i Skidtrenden i sidste halvdel af august og i samme periode undertiden også på lavere vand, og ud for Dokkedal sås iltsvind i begyndelsen af september på 10 meters dybde. Samlet var iltsvindet i det vestlige Kattegat af mere end 4 ugers varighed, hvilket er usædvanligt i dette lavvandede område. Iltsvindet optrådte i forbindelse med en usædvanlig langvarig lagdeling i området. Midt i september opstod der iltsvind øst for Anholt og i et bælte nord for Sjælland fra Kullen i øst til grænsen mod Bælthavet i vest, og der var i slutningen af september iltsvind på lavere dybde ud for Isefjord. Midt i september var iltsvindet reduceret og observeredes kun ved indgangen til Øresund og Bælthavet.

Øresund

Midt i september var der udbredt iltsvind i Øresund på dybder større end 16 meter. Midt i oktober var udbredelsen reduceret, men i de dybeste dele var iltindholdet faldet yderligere, og i begyndelsen af november var her stadig iltsvind. Iltindholdet forblev lavt hen til begyndelsen af december.

Storebælt

Stagnation i bundvandet bevirkede, at iltindholdet fra midten af juli hurtigt faldt, og sidst i august udvikledes iltsvind i store dele af Storebælt. I september havde iltsvindet sin største udbredelse, og strakte sig ind i de tilgrænsende områder: Langelandssund, Farvandet nord for Fyn, Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Jammerland Bugt, Musholm Bugt og Smålandsfarvandet. Iltsvindet ophørte i løbet af oktober ved indstrømning og blanding af vandmasserne, men der var i midten af oktober stadig iltsvind i de dybere dele af det nordlige Storebælt fra Kattegat til Romsø.

Vestlige Østersø

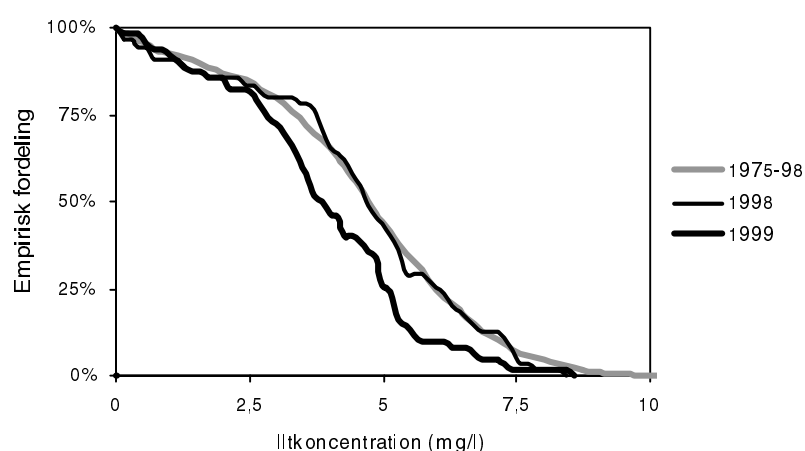
Allerede i august var der udbredt iltsvind i området fra Femer Bælt over Mecklenburg Bugt, Gedser Rev og Hjelm Bugt til tæt på kraftigt iltsvind i de dybe dele af Arkona Havet. I september havde det udviklet sig til kraftigt iltsvind i hele området inklusiv Kiel Bugt, og der var næsten iltfrit ved bunden i de dybe dele af Arkona Havet. Med den kraftige blæst i begyndelsen af oktober ophørte iltsvindet, undtagen i Kiel Bugt.

I Bornholmsbassinet øst for Bornholm har der været kraftigt iltsvind i hele 1999, og der var svovlbrinte i bundvandet, undtagen i marts-april. I sidste halvår nåede svovlbrinte op i ca. 70 meters dybde. Svenske målinger (SMHI) viser desuden, at der i 1999 er observeret svovlbrinte i bundvandet i usædvanlig store dele af Østersøen, således fra 100 meters dybde i Karlsø Dybet sydvest for Gotland, og fra 150 meters dybde i resten af den egentlige Østersø.

Udvikling i iltforhold

I 1999 optrådte usædvanligt kraftige iltsvind i Bælthavet og Arkona Havet. Af Figur 4.18 fremgår, at iltkoncentrationerne i de åbne farvande (inklusiv Lillebælt) i august og september 1999 generelt var lavere end middel for perioden 1975-98 og i 1998. I ca. halvdelen af observationerne er iltindholdet under 4 mg/l og i ca. 20% af observationerne under 2 mg/l.

Figur 4.18 Kumulativ fordeling af iltkoncentrationer nær bunden i de åbne farvande (inklusiv Lillebælt) i august og september 1999, 1998 og i middel for perioden 1975-98.



I perioden fra 1970'erne til starten af 1990'erne er der påvist signifikante fald i bundvandets iltkoncentration sensommer-efterår i Kattegat (Andersson & Rydberg 1993, Agger & Ærtebjerg 1996, HELCOM 1996), Øresund og Storebælt (Agger & Ærtebjerg 1996, HELCOM 1996, Fyns Amt 2000), Kiel Bugt (Babenerd 1991, Weichart 1992) og Femer Bælt (Ærtebjerg et al. 1998, HELCOM 1996). Siden da ses en signifikant stigning i iltkoncentrationen om foråret i perioden 1989-99 på to stationer i Kattegat, en række stationer i Storebælt og en station i Femer Bælt (Tabel 4.5), mens der ikke er sket nogen signifikant ændring i minimum iltkoncentrationerne sensommer-efterår.

Tabel 4.5 Stationer i åbne farvande, hvor der ved Kendall- τ test er fundet en signifikant (< 5%) udvikling i 'forårets' (april-juni) minimale iltkoncentration i perioden 1989-99.

Område	Station	Sæson	Periode	Udvikling
Kattegat NØ	1001	Forår	1989-99	↑
Kattegat SW	925	Forår	1989-99	↑
Storebælt	6700009	Forår	1989-99	↑
Storebælt	6700051	Forår	1989-99	↑
Storebælt	6700053	Forår	1989-99	↑
Storebælt	6700054	Forår	1989-99	↑
Storebælt	939	Forår	1989-99	↑
Femer Bælt	952	Forår	1989-99	↑

4.2.6 Plankton

Klorofyl

Koncentrationen af klorofyl anvendes som indikator for biomassen af fytoplankton som omtalt i afsnit 3.2.6 vedrørende klorofyl i fjorde og kystnære områder samt i diskussionen (afsnit 3.3).

Datamaterialet

I analyserne er anvendt data fra intensive og ekstensive stationer målt af amterne og Danmarks Miljøundersøgelser ifølge NOVA 2003-programmet. Koncentrationerne er beregnet som middel for prøver fra de øvre 10 meter. I analyserne af tidsmæssig udvikling på NOVA 2003-stationer er inddraget data fra før 1998, når disse har foreligget. Det er variabelt, om der ved målingerne er foretaget en korrektion af klorofylværdierne for interfererende pigmenter. Det er valgt her at anvende såvel korrigerede som ukorrigerede klorofyldata, idet forskelle opnået ved korrektion er ubetydelige i forhold til den rumlige og tidsmæssige variation i data. Ved analyse af udviklingen på enkeltstationer er der anvendt tidsvægtede sommer- og årsmidler, dog er tidsvægtningen kun foretaget i tilfælde, hvor tidsintervallet mellem prøvetagninger er under 30 dage. Ved samlet analyse af grupper af stationer er anvendt tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariationen, og på den baggrund er der beregnet prædiktionsværdier for både måneds- og årsmidler (se *Bilag 2*). Der er skelnet mellem stationerne i Nordsøen/Skagerrak og stationerne i de indre danske farvande.

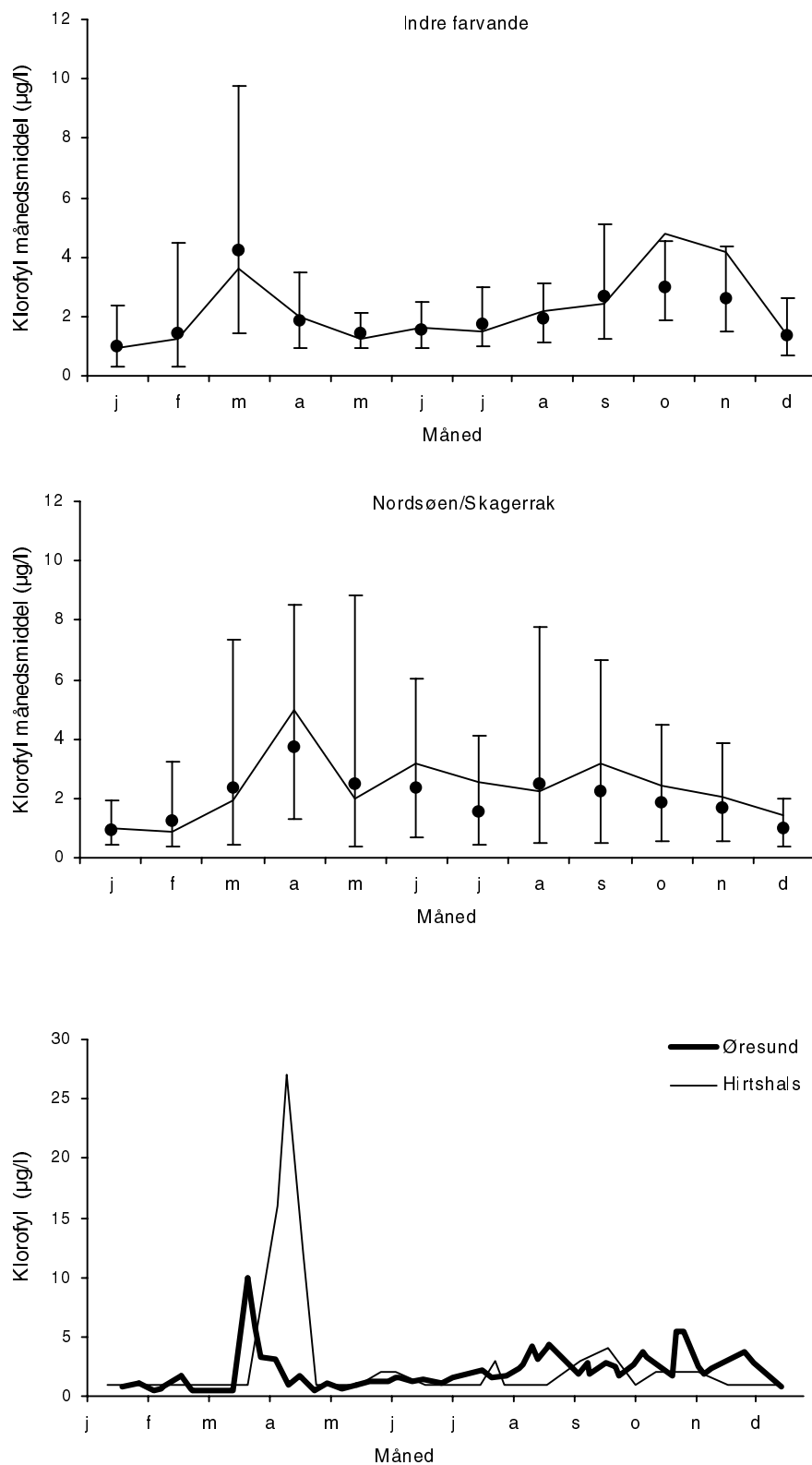
Året der gik

De beregnede prædiktionsværdier for både måneds- og årsmidler betragtes som de bedste estimater af middelværdierne for gruppen af stationer, idet der ved metoden kompenseres for en uensartet fordeling i prøvetagningen, og der tages højde for variationsmønstret såvel tidsmæssigt som geografisk. Månedsmidler for 1999 er sammenlignet med middelværdier for 1989-1998 (*Figur 4.19*). På de stationer, hvor forårsopblomstringen i 1999 blev registreret, fandt den helt overvejende sted i marts måned i de indre danske farvande og i april i Nordsøen og Skagerrak, hvilket svarer til de normale tidspunkter i de to områder. Prøvetagningsfrekvensen på mange af stationerne i de åbne farvande er imidlertid så lav, at forårsopblomstringen (og eventuelt andre distinkte opblomstringer) sandsynligvis kun er repræsenteret i en lille del af datasættene. I de indre åbne farvande svarede månedsmidlerne for de første 9 måneder i 1999 til middelværdierne for perioden 1989-1998, mens koncentrationerne i oktober og november 1999 var betydeligt over middel og samtidig også højere end månedsmiddel for marts under forårsopblomstringen. I Skagerrak og Nordsøen var koncentrationerne i 1999 over middel i månederne april, juni-juli og september-december.

På *Figur 4.20* er vist eksempler på udviklingen i klorofylkoncentrationer over året på 2 stationer med hyppig prøvetagning i henholdsvis Vesterhavet (Hirtshals, station 2) og Øresund (Ven). Eksemplerne illustrerer flere af de generelle tendenser, bl.a. at forårsopblomstringen toppede i marts i de indre farvande og i april i de ydre. Yderligere ses det, at der i årets sidste halvdel var kortere og længere perioder, hvor koncentrationerne steg i forhold til sommerens niveau på ca. 1 µg/l. Specielt bemærker man, at der i Øresund var mindre opblomstringer

så sent som i oktober-november. Det fremgår også, at ugentlig prøvetagning er nødvendig, hvis der skal være en vis sandsynlighed for at registrere sådanne opblomstringer.

Figur 4.19 Månedsmidler for klorofyl i henholdsvis 1999 (linier) og perioden 1989-1998 (punkter), hvor 95%-konfidensintervaller angiver år til år variation i månedsmiddelkoncentrationer (baseret på tresidet variansanalyse).



Figur 4.20 Klorofylkoncentrationer på to stationer i henholdsvis Skagerrak (Hirtshals, station 7725) og Øresund (Ven, station 431) i 1999.

*Tidsmæssig udvikling i
års- og sommermiddel*

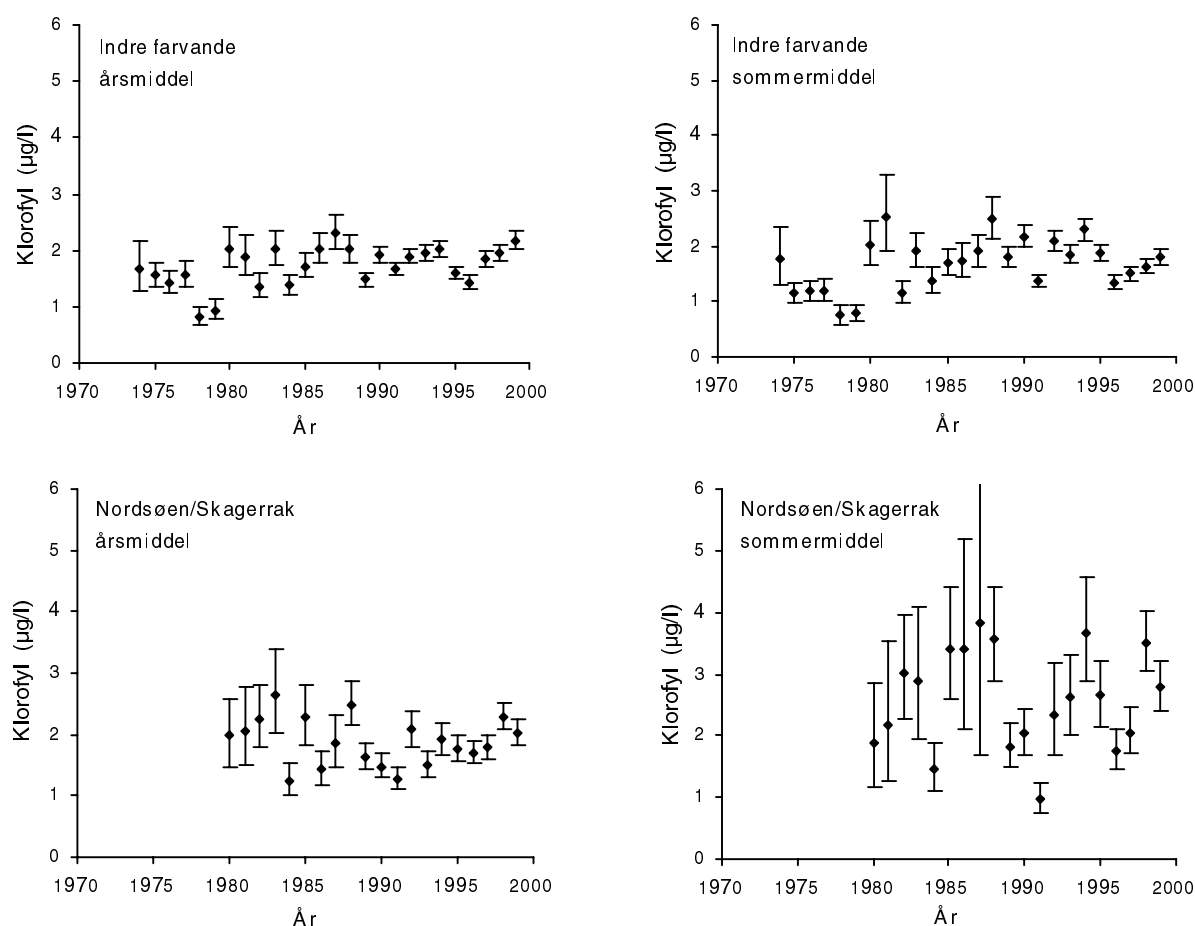
De anvendte klorofylværdier er gennemsnit af målinger i de øverste 10 meter af vandsøjlen, og det er således kun i nogle tilfælde, at dybe klorofylmaksima er repræsenteret i disse datasæt. Fluorescensprofiler dokumenterer imidlertid, at der i sommerperioden forekommer dybe klorofylmaksima af betydning (fx Frederiksborg Amt et al. 2000, Nordjyllands Amt et al. 2000).

Der var signifikant flere stationer med en stigende tendens end med en faldende i udviklingen i årsmidler (*Tabel 4.6*). Med hensyn til sommermidler var der derimod overtal af stationer med faldende tendens (ikke signifikant). For både års- og sommermidler var antallet af stationer med en signifikant udvikling meget lille.

De indre farvandes års- og sommermidler var 10-11% højere i 1999 end i 1998 (*Figur 4.21*). Årsmiddel i 1999 var den højeste i perioden 1989-1999 og lå 22% over gennemsnittet, mens sommermiddel i 1999 lå på linie med gennemsnittet for de foregående 10 år. I de ydre danske farvande var års- og sommermidler i 1999 imidlertid faldet i forhold til i 1998 (henholdsvis 11 og 21%), men var stadig over gennemsnittet for 1989-1998 (henholdsvis 17 og 36%).

Tabel 4.6 Fortegnsanalyse af Kendall- τ korrelationskoefficienter for den tidslige udvikling i henholdsvis årsmiddel og sommermiddel (1. maj til 30. september), for klorofyl på stationer i åbne havområder (dybde >10 meter). Midlingen er tidsvægtet i tilfælde, hvor intervallet mellem prøvetagninger er under 30 dage. Der er kun medtaget stationer, hvor data fra 1999 foreligger, og hvor der har kunnet beregnes minimum 7 årsmidler for perioden 1989 til 1999. Der er kun beregnet årsmiddel for stationer, hvor der har kunnet beregnes en sommermiddel. Signifikans angiver, om der samlet for de analyserede stationer er en signifikant positiv (stigende) eller negativ (faldende) udvikling ved en tosidig fortegnstest, dvs. om der er flere stationer med stigende eller faldende tendens end forventet ud fra en tilfældig fordeling (5% signifikansniveau).

	Årsmiddel 1989-1999	Sommermiddel 1989-1999
Antal stationer med stigende/faldende tendens	22 / 8	14 / 17
Antal stationer med signifikant stigende/faldende udvikling ($p < 5\%$)	2 / 1	1 / 0
Signifikans ved fortegnstest	ja	nej



Figur 4.21 Års- og sommermidler for klorofyl med angivelse af 95%-konfidensinterval for middelværdierne baseret på tresidet variansanalyse. Opdeling på henholdsvis Nordsøen/Skagerrak (ydre åbne farvande) og de indre åbne farvande er foretaget.

Tabel 4.7 Kendall- τ korrelationsanalyse af den tidlige udvikling i modelberegnete års- og sommermidler (1. maj til 30. september) for klorofyl på intensive og ekstensive havstationer. Opdeling på henholdsvis Nordsøen/Skagerrak (ydre åbne farvande) og de indre åbne farvande er foretaget.

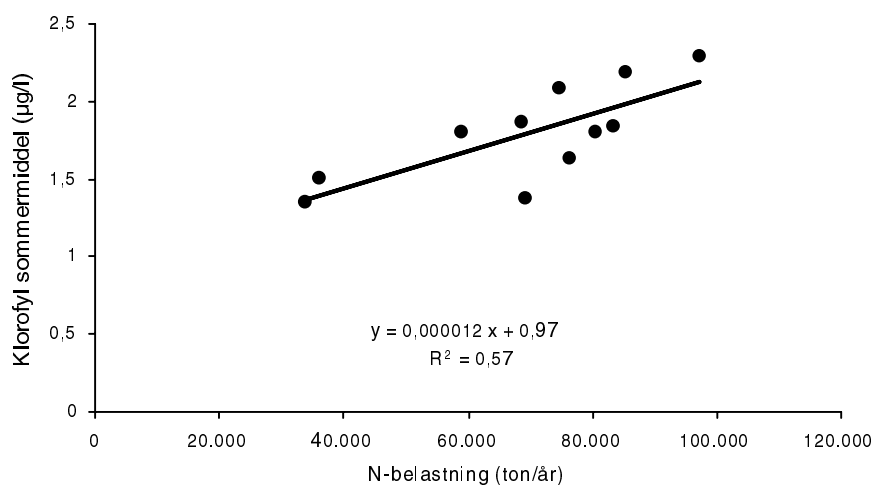
Periode	Indre åbne farvande		Ydre åbne farvande	
	årsmiddel	sommermiddel	årsmiddel	sommermiddel
1989 til 1999	stigende, ej signifikant	faldende, ej signifikant	stigende, ej signifikant	stigende, ej signifikant
1974 til 1999	stigende, ej signifikant	faldende, ej signifikant		
1980 til 1999			ingen tendens	ingen tendens

Kendall- τ korrelationsanalyse viser, at udviklingen for års- og sommermidler af klorofylkoncentrationer i ydre og indre åbne områder havde en stigende tendens i perioden 1989-1999 (ikke signifikant) med undtagelse af de indre farvandes sommermiddel, som viste faldende tendens (Tabel 4.7). I 70erne og 80erne var der større variation på års- og sommermidler end i 90erne (Figur 4.21), men uanset hvor analyseperioden startes, har udviklingen i perioden op til 1999 ikke været signifikant stigende eller faldende.

I 1999 steg afstrømningen samt tilførslen af kvælstof, mens fosforudledningen var moderat (og i øvrigt dårligt korreleret med afstrømningen). I perioden 1989-1999 finder man en positiv korrelation mellem sæsonmidlerne for klorofyl og den årlige belastning med kvælstof. Bedst er korrelationen i de indre åbne farvande, hvor den er signifikant på 5%-niveauet, og forklaringskoefficienterne er omkring 50% (Tabel 4.8). De her anvendte opgørelser over belastningen er baseret på de danske bidrag. Da de ydre åbne farvande i høj grad også påvirkes af den Jyske Kyststrøms indhold af næring fra de tyske floder og af andre advektionsprocesser, er det forventet, at forholdene dér i mindre grad end i de indre farvande har sammenhæng med den danske belastning.

Korrelationsanalysen antyder, at fosforbelastningen stort set ingen betydning har for klorofylniveauet i de åbne farvande, på nær en begrænset betydning i de indre farvande i sommerperioden. Modsat situationen i fjordene kan lyset ikke medvirke til at forklare middelkoncentrationerne af klorofyl.

Sammenhængen mellem sommerkoncentrationer af klorofyl i de indre åbne farvande og kvælstofbelastningen er vist på Figur 4.22. Regressionslinien har en hældning, hvor en belastningsændring på 10.000 tons N/år svarer til en ændring i klorofylniveauet på 0,1 µg/l (≈ 6% af det aktuelle klorofylniveau).



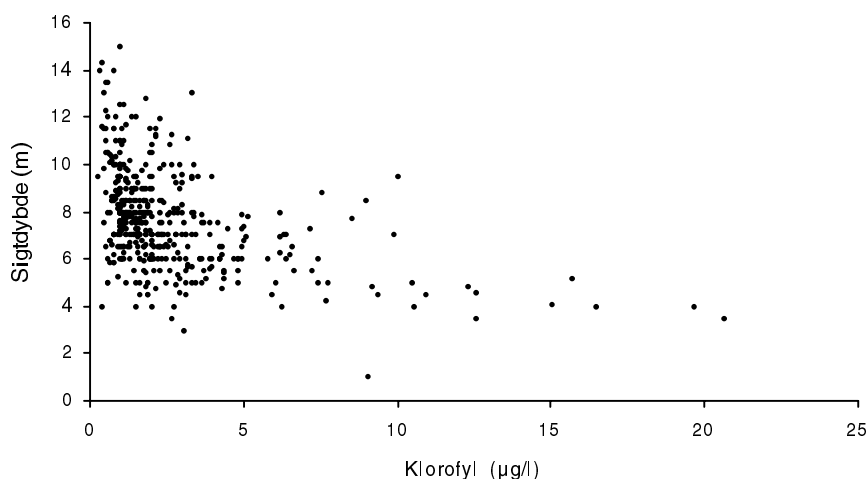
Figur 4.22 Sammenhængen mellem sommermiddel af klorofylkoncentrationer og den årlige danske kvælstofbelastning af de indre farvande i perioden 1989-1999. Regressionsdata er anført.

Tabel 4.8 Korrelationskoefficienter (r) mellem middelværdier for klorofyl og henholdsvis næringsstofbelastning og lysforholdene (produkt moment korrelationsanalyse). Forklaringskoefficienter (r^2) i % er angivet i parentes. Tidsserien er årene 1989-1999 for belastning og 1990-1999 for lys. Signifikans ved 5%-niveauet er anført med *. Lysdata er fra Cappelen (2000).

	Indre åbne farvande		Ydre åbne farvande	
	Klorofyl årsmiddel	Klorofyl sommermiddel	Klorofyl årsmiddel	Klorofyl sommermiddel
Årlig kvælstofbelastning	0,67 (45%) *	0,75 (56%) *	0,30 (9%)	0,54 (29%)
Årlig fosforbelastning	-0,099 (1%)	0,52 (27%)	-0,37 (14%)	-0,22 (5%)
Lys, antal klarvejrsgage året	-0,14 (2%)		-0,57 (32%)	
sommer		0,39 (15%)		-0,25 (6%)

Klorofyls betydning for sigtddybden

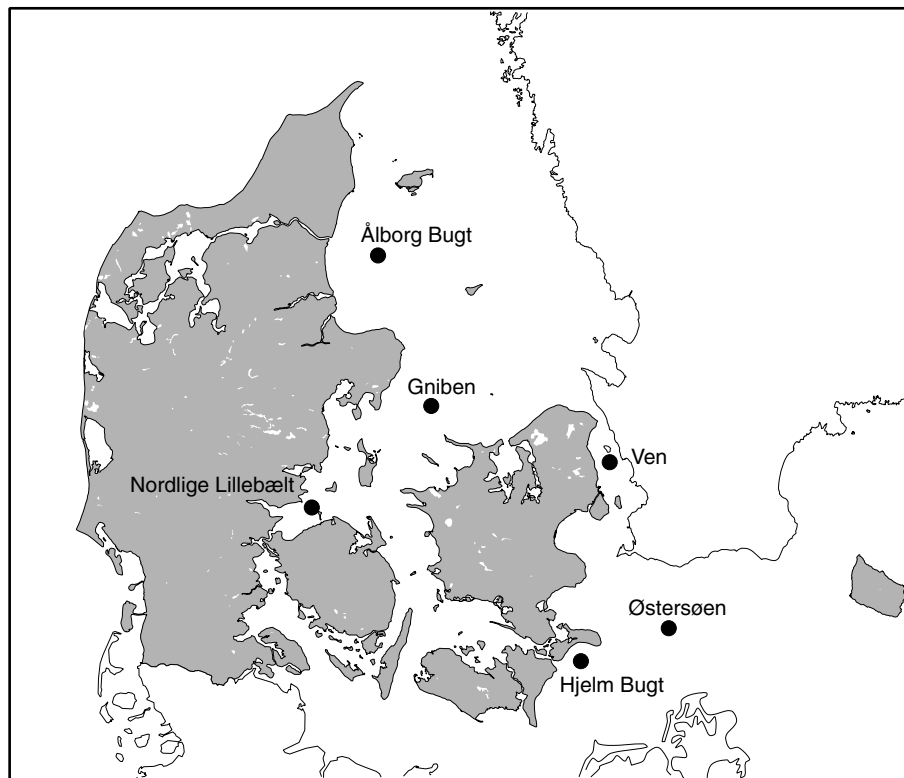
Klorofylkoncentrationen har betydning for sigtddybden i vandet. Teoretisk vil lysnedtrængningen være omvendt proportional med vandets koncentration af stof, som spreder og absorberer lys. *Figur 4.23* viser forholdet mellem klorofylkoncentrationen og sigtddybden i åbne havområder. Det er noget variabelt hvor stor sigtddybde, der måles ved en given klorofylkoncentration, dog er variationen mindre end i fjordområderne. Betragter man maksimalværdierne for sigtddybden ved givne klorofylkoncentrationer, finder man, at sigten er ca. 15 meter, når klorofylkoncentrationen er minimal. Det indikerer, at baggrundsforekomsten af opløst lysabsorberende materiale har samme niveau i de åbne farvande som i fjordområderne. Klorofylkoncentrationer skal op på 4-5 $\mu\text{g/l}$, for at maksimumsigtgen er halveret. Ved klorofylkoncentrationer derover vil det i stigende grad være klorofylet, som absorberer, og sigten er da omvendt proportional med klorofylmængden.



Figur 4.23 Sammenhørende målinger af sigtddybde og klorofylkoncentrationer i åbne havområder i perioden 1989-1999.

Fytoplankton og toksiske alger

I 1999 forelå fytoplanktondata fra følgende intensive havstationer: Gniben, Hjelm Bugt, Nordlige Lillebælt, Ven, Østersøen og Ålborg Bugt (Figur 4.24). Der blev på stationen i Østersøen kun indsamlet prøver tre gange (i august-september), og data fra denne station vil derfor kun blive inddraget i beskedent omfang.



Figur 4.24 Oversigt over intensive havstationer, hvorfra der forelå fytoplanktondata i 1999.

Året der gik

Sammensætning og biomasse

I Hjelm Bugt blev årets højeste biomasse (130 $\mu\text{g C}$ pr. liter) registreret i marts-april, mens de højeste biomasser på de øvrige havstationer (298-456 $\mu\text{g C}$ pr. liter) fandtes i efterårsmånederne september-november.

Forårsmaksima

Forårsmaksima blev på alle stationerne registreret i marts måned, og forårsp planktonet domineredes overvejende af kiselalgerne *Chaetoceros* spp., *Skeletonema costatum* og *Thalassiosira* spp. I Hjelm Bugt bidrog den autotrofe ciliat *Myrionecta* (= *Mesodinium*) *rubrum* desuden væsentligt til forårsbiomassen, mens *Coscinodiscus* og *Proboscia alata* var vigtige i Ålborg Bugt.

Sommer

I sommerperioden udgjorde dinoflagellaten *Ceratium tripos* en væsentlig del af biomassen på samtlige stationer, i det nordlige Lillebælt og på Gniben sammen med bl.a. kiselalgerne *Rhizosolenia fragilissima* og *Cerataulina pelagica*. I Hjelm Bugt var der i juli desuden en kortvarig opblomstring af blågrønalgen *Aphanizomenon* sp.

Efterår

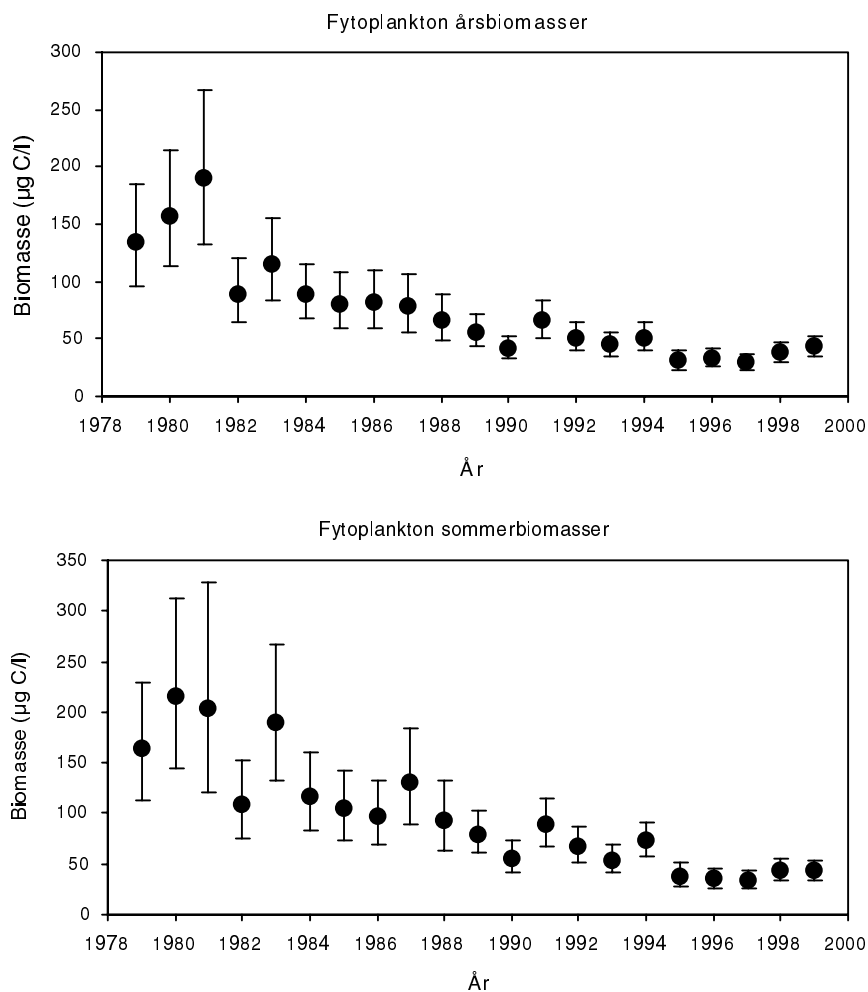
Efterårets fytoplankton bestod overvejende af en kombination af dinoflagellater og kiselalger. I Østersøen var alle tre prøver taget fra

august (én) og september (to) dog domineret af ubestemte monader. På samtlige øvrige stationer var fytoplankton – ganske som i mange af fjordene og de kystnære områder (se afsnit 3.2.7) - karakteriseret ved store mængder af kiselalger fra slægten *Pseudo-nitzschia*. I det nordlige Lillebælt og Ålborg Bugt drejede det sig om *P. delicatissima*-gruppen, mens det i Hjelm Bugt og på Gniben var *P. seriata*-gruppen. I september fandtes store forekomster af kiselalgen *Rhizosolenia setigera* i det nordlige Lillebælt og Ålborg Bugt, og på alle stationerne på nær Hjelm Bugt og Østersøen bidrog dinoflagellaten *Gymnodinium chlorophorum* markant til fytoplanktonbiomassen i det sene efterår.

Tidsmæssig udvikling i biomasse

Den tidsmæssige udvikling i fytoplanktonbiomassen på havstationerne i de indre farvande blev analyseret ved beregning af sommer- og årsbiomasser (Figur 4.25), som beskrevet i Bilag 2.

Fytoplanktonbiomassen viste i perioden 1981-1995 år til år variationer, men et markant fald både for sommerperioden og på årsbasis. Biomasserne har siden 1995 ligget på omtrent samme niveau, dog med lidt højere værdier i 1998 og 1999.



Figur 4.25 Fytoplanktonbiomassen på havstationer. Beregningen af biomasserne er beskrevet i Bilag 2.

De faldende biomasser for perioden 1981-99 stemte overens med Kendall- τ korrelationskoefficienter for udviklingen, hvor negative koefficienter for års- og sommerbiomasserne blev fundet på hhv. 11 og 12 af i alt 13 stationer. Signifikante negative korrelationskoefficienter blev dog kun fundet for års- samt sommerbiomasser på station 939 i Storebælt og for årsbiomassen i det nordlige Lillebælt.

Tidsmæssig udvikling i fytoplanktonsammen- sætning

Sammensætningen af fytoplankton på havstationerne ændrede sig i perioden fra 1979 til 1999 (Figur 4.26). Årsbiomassen af fytoplankton domineredes generelt af en kombination af tre organismegrupper: kiselalger, dinoflagellater og en gruppe bestående af overvejende nanoflagellater. Bidraget fra kiselalger til årsbiomassen lå fra 1981 på et niveau omkring 30-40%, dog med markant lavere bidrag i specielt 1979-80 samt 1987-89 og med højere bidrag i 1994 og 1998-99. Dinoflagellaterne bidrog fra 1979 til 1985 10-23%. Indtil 1989 steg bidraget fra dinoflagellater markant til 64% efterfulgt af en periode fra 1990, hvor bidraget varierede mellem 31 og 45%. Samtidig med stigningen i bidraget fra dinoflagellater faldt bidraget fra gruppen af overvejende nanoflagellater fra et niveau omkring 40% indtil 1987 til 13-29% i perioden fra 1988 til 1999.

Kiselalger

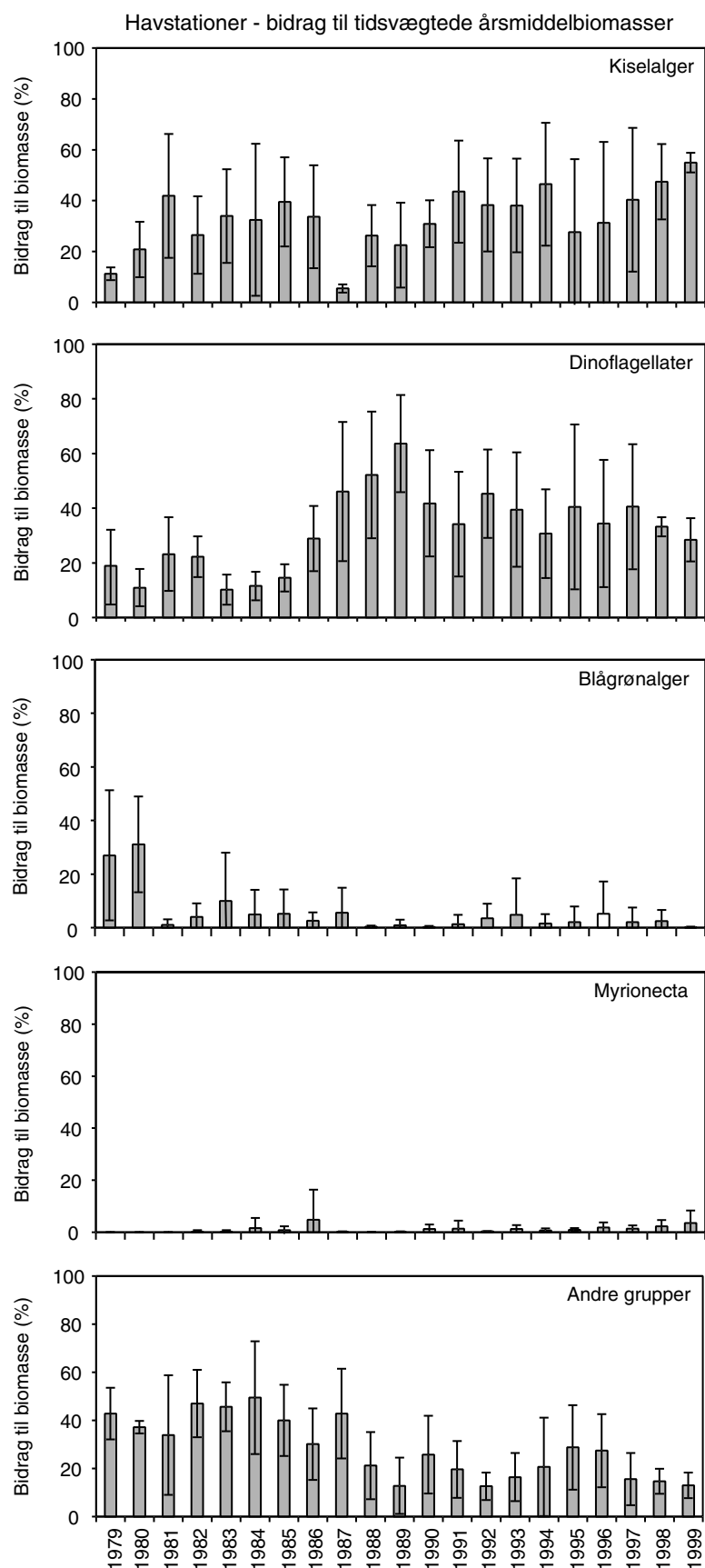
Kiselalger udgør et vigtigt fødegrundlag for bundfaunaen og forbindes generelt med "ny-produktion", hvorimod gruppen af mindre flagellater i højere grad indgår i regenereret produktion via den mikrobielle løkke. I perioden fra 1979 til 1999 var der store variationer i de gennemsnitlige årsbiomasser af kiselalger på havstationerne (Figur 4.27). De absolutte biomasser af kiselalger varierede fra 8 til 176 $\mu\text{g C}$ pr. liter, med de laveste biomasser i årene 1979 og 1987 og maksimum i 1981. Gennemsnitsårsbiomassen af kiselalger viste hverken korrelation med afstrømningen eller med N- og P-tilførslen i perioden 1989-99, hvor afstrømnings- og tilførselsdata foreligger.

Masseforekomster

På havstationerne blev der kun registreret masseforekomster ($> 200 \mu\text{g C}$ pr. liter) i det nordlige Lillebælt og på Griben (Tabel 4.9). I det nordlige Lillebælt drejede det sig om *Ceratium tripos*, der ligeledes dannede masseforekomst i 1998, samt *Pseudo-nitzschia delicatissima*-gruppen og *Rhizosolenia setigera*. *P. delicatissima*-gruppen dannede tilsvarende store opblomstringer i de indre danske farvande i 1992, mens *R. setigera* er ikke tidligere set i masseforekomst i det nordlige Lillebælt (Lillebæltsamarbejdet 2000).

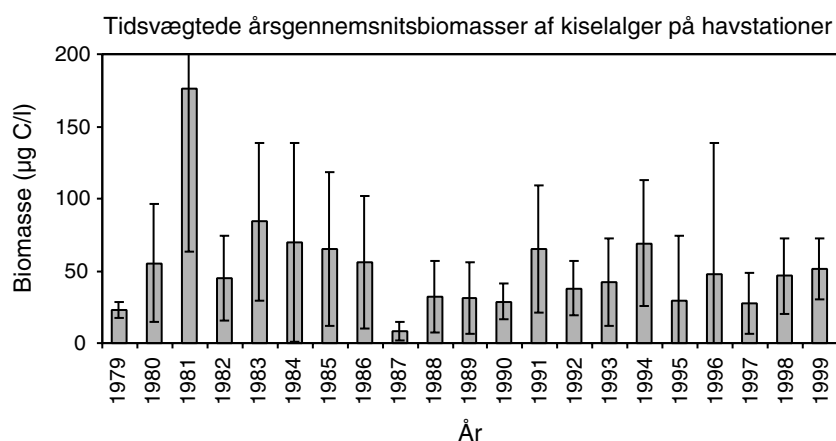
Tabel 4.9 Masseforekomster på intensive havstationer 1999.

Art	Område	Årstid	Biomasse ($\mu\text{g C}$ pr. liter)
Dinophyceae – dinoflagellater			
<i>Ceratium tripos</i>	Nordlige Lillebælt	juli	240
Diatomophyceae – kiselalger			
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> -gruppen	Nordlige Lillebælt	oktober	274-331
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> -gruppen	Griben	oktober	236
<i>Rhizosolenia setigera</i>	Nordlige Lillebælt	september	200



Figur 4.26 Tidsmæssig udvikling i bidrag til fytoplanktons tidsvægtede årsgennemsnitsbiomasser på havstationer. Søjlerne viser det gennemsnitlige bidrag til den totale fytoplanktonbiomasse for fem grupper af organismer med angivelse af standardafvigelsen. Data repræsenterer 11 stationer, hvorfra der forelå mere end 5 års data.

Figur 4.27 Årsgennemsnitsbiomasser af kiselalger på havstationer angivet med standardafvigelse.



Tabel 4.10 Forekomst af potentielt toksiske alger på intensive havstationer 1999. Tal i parenteser angiver månedsnumre for registreringer.

Potentielt toksiske arter	Område
Cyanophyceae – blågrønalger	
Anabaena sp.	Gniben (6-8); Hjelm Bugt (6-7, 9); Nordlige Lillebælt (7-8); Ålborg Bugt (7-8)
Aphanizomenon sp.	Gniben (6-8, 11); Hjelm Bugt (6-10); Ven (2, 6-7, 12)
Aphanothece sp.	Hjelm Bugt (2)
Blågrønalge filamenter	Nordlige Lillebælt (7, 9)
Nodularia spumigena	Hjelm Bugt (2, 8-9); Nordlige Lillebælt (7-8, 10); Ven (7-8); Ålborg Bugt (9)
Pseudanabaena limnetica	Hjelm Bugt (2, 7, 11)
Prymnesiophyceae - prymnesiophyceer	
Chrysochromulina sp.	Hjelm Bugt (6, 8-10, 12); Nordlige Lillebælt (4-5, 7); Ven (4); Ålborg Bugt (3-11)
Phaeocystis sp.	Nordlige Lillebælt (4)
Prymnesiophyceae spp.	Nordlige Lillebælt (6-9)
Raphidophyceae – raphidophyceer	
Chatonella sp.	Ven (5-8)
Dictyochophyceae - silicoflagellater	
Dictyocha speculum	Gniben (1-3, 5-12); Hjelm Bugt (11); Nordlige Lillebælt (1-3, 6-12); Ven (5-11); Ålborg Bugt (6-9, 11-12)
Dinophyceae – dinoflagellater	
Alexandrium ostenfeldii	Nordlige Lillebælt (6); Ålborg Bugt (9)
Alexandrium pseudogonyaulax	Ven (8, 11); Ålborg Bugt (7-8)
Alexandrium tamarense	Nordlige Lillebælt (6)
Dinophysis acuminata	Gniben (2-12); Hjelm Bugt (4, 7-9, 11); Nordlige Lillebælt (3, 5-11); Ven (2-5, 7-8); Ålborg Bugt (4, 6-9, 11)
Dinophysis acuta	Gniben (9-12); Nordlige Lillebælt (8, 11); Ven (9-11); Ålborg Bugt (8-12)
Dinophysis norvegica	Gniben (1-12); Nordlige Lillebælt (1-12); Ven (2-5, 7-11); Ålborg Bugt (4-12)
Dinophysis rotundata	Gniben (8, 10-11); Hjelm Bugt (11); Ålborg Bugt (11)
Gymnodinium mikimotoi (= Gyrodinium aureolum)	Ven (4)
Noctiluca scintillans	Gniben (9); Nordlige Lillebælt (7)
Prorocentrum micans	Gniben (1, 8-11); Hjelm Bugt (8-11); Nordlige Lillebælt (6-11); Ven (7-12); Ålborg Bugt (7-11)
Prorocentrum minimum	Gniben (8-9, 11-12); Hjelm Bugt (2, 4, 8-11); Nordlige Lillebælt (7-9, 11); Ven (5-11); Ålborg Bugt (2, 7-8, 11)
Diatomophyceae – kiselalger	
Pseudo-nitzschia delicatissima gruppen	Nordlige Lillebælt (6, 9-12); Ven (3, 9-11); Ålborg Bugt (10-12)
Pseudo-nitzschia seriata gruppen	Gniben (3-4, 6, 8-11); Hjelm Bugt (3, 10-11); Nordlige Lillebælt (4-9, 11-12); Ven (3-4, 6-11); Ålborg Bugt (3, 6-11)

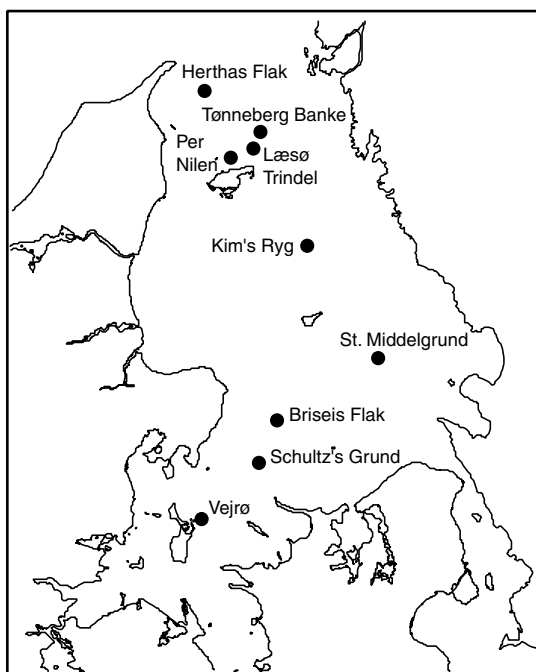
Der forelå ikke data om artssammensætningen af fytoplankton i Østersøen. På samtlige øvrige havstationer fandtes potentielt toksiske alger i 1999 (Tabel 4.10), men der registreredes hverken toksiske effekter på andre organismer eller akkumulering af toksin i muslinger. På vestkysten af Fanø standsede en massiv opblomstring af *Noctiluca* og *Phaeocystis* i juli al badning i godt en uge, og der blev på sydvestkysten observeret begyndende bunddyrsdød blandt specielt hjertemuslinger og sandorme (Nordjyllands Amt et al. 2000).

Opblomstringen af *Pseudo-nitzschia* var usædvanlig kraftig, og i det nordlige Lillebælt fandtes *Dinophysis* i koncentrationer over den kritiske grænseværdi for muslingefiskeri (1.000 *Dinophysis* celler pr. liter) ved næsten samtlige prøvetagninger fra slutningen af juli til oktober (Lillebæltsamarbejdet 2000).

4.2.7 Bundvegetation

Placeringen af overvågningsstationerne er vist på Figur 4.28. På hver lokalitet indsamles vegetationsdata på et antal stationer adskilt med 2-3 meters dybdeinterval. Det er i programmet tilstræbt, at stationerne på hver lokalitet er placeret fra den laveste til den dybeste vanddybde, hvor det har været muligt at finde egnet substrat for makroalgevegetation. Vegetationsdata indsamles i form af en samlet dækningsprocent for de oprette alger (den såkaldte substratspecifikke dækningsprocent) og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter inklusiv skorpeformede alger. I tilgift til indsamling af vegetationsoplysninger, og ud over NOVA-programmets paradigma, er der indsamlet relevante oplysninger om faunaorganismer, som fx søpindsvin, nøgensnegle og blåmuslinger, som på forskellig vis kan have indflydelse på algevegetationen.

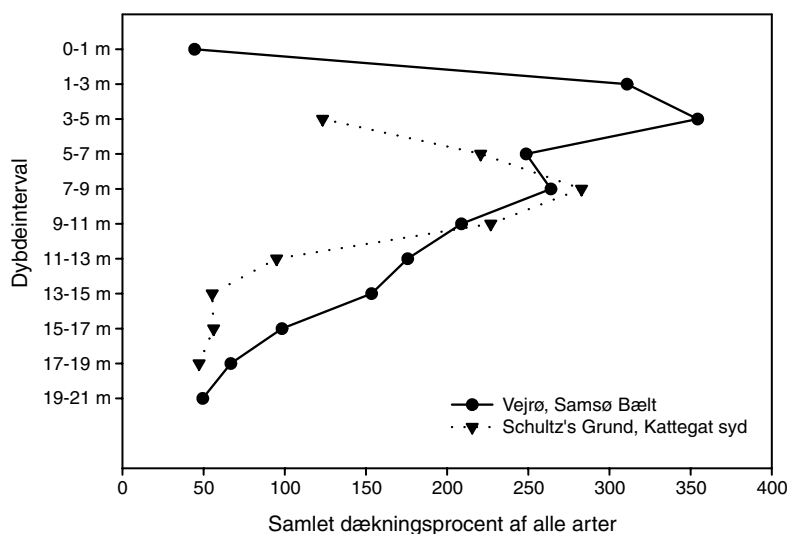
Overvågningslokaliteter,
vigtige faunaorganismer



Figur 4.28 Overvågningslokaliteter for bundvegetation på stenrev i åbne indre danske farvande.

Vegetationen på stenrevene i de indre åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation på vanddybder ned til 10-12 meters dybde. Algerne dækker substratet fuldstændigt, såfremt det er stabilt over for bølgeeksponering. På lave vanddybder ned til 8-10 meters dybde kan der forekomme en epifytisk topvegetation bestående af brune eller røde trådalger, som fx *Ectocarpus siliculosus* eller *Ceramium nodulosum*. På større dybder end 14 meter er algernes samlede dækning aftaget 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. Figur 4.29 viser eksempler på den samlede vegetations udtynding ved stigende dybde fra to udvalgte stenrev. Den samlede vegetation er her beregnet som et gennemsnit af summen af dækningsprocenterne skønnet for de enkelte arter for perioden 1990-1998 (Dahl 1999).

Empiriske analyser har vist, at der er en sammenhæng mellem næringsrigdom, fytoplanktonbiomasse, sigtdybde og ålegræssets dybdeudbredelse i de kystnære danske farvande (Sand-Jensen et al. 1994; Agger et al. 1994). Det er rimeligt at antage, at de samme empiriske sammenhæng eksisterer i de indre åbne farvande, men der foreligger ikke tilstrækkelig mange data om sigtdybde og fytoplanktonbiomasser til, at det kan testes.



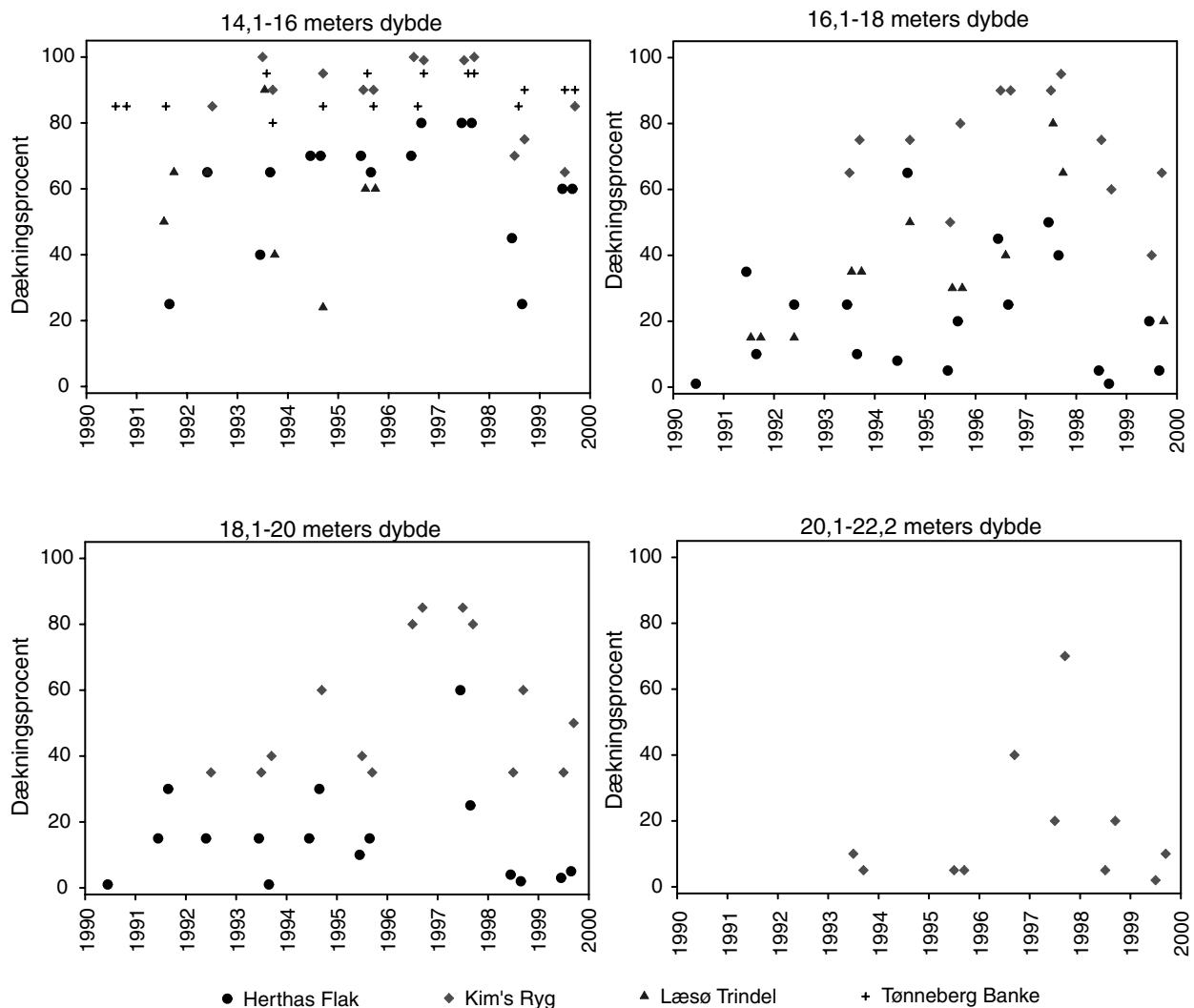
Figur 4.29 Vegetationens samlede dækning fordelt på dybdeintervaller på to stenrev i henholdsvis Samsø Bælt og det sydlige Kattegat. Dækningen er opgjort på baggrund af dykkernes skøn over hvor meget af stenene, der er dækket af de enkelte algearter. De enkelte arters dækning er herefter summeret og et gennemsnit er beregnet for undersøgelsesperioden 1990-1999 (fra Dahl 1999).

Figur 4.30 og Figur 4.31 viser dækningsprocenten af den oprette vegetation i to meters dybdeintervaller på dybder større end 14 meter på forskellige revlokaliteter henholdsvis i det nordlige-centrale Kattegat samt det sydlige Kattegat-Samsø Bælt. Af Figur 4.30 fremgår det, at algevegetationen i 1999 i det nordlige og centrale Kattegats åbne områder er lige så ringe udviklet som i 1998 og langt fra den positive

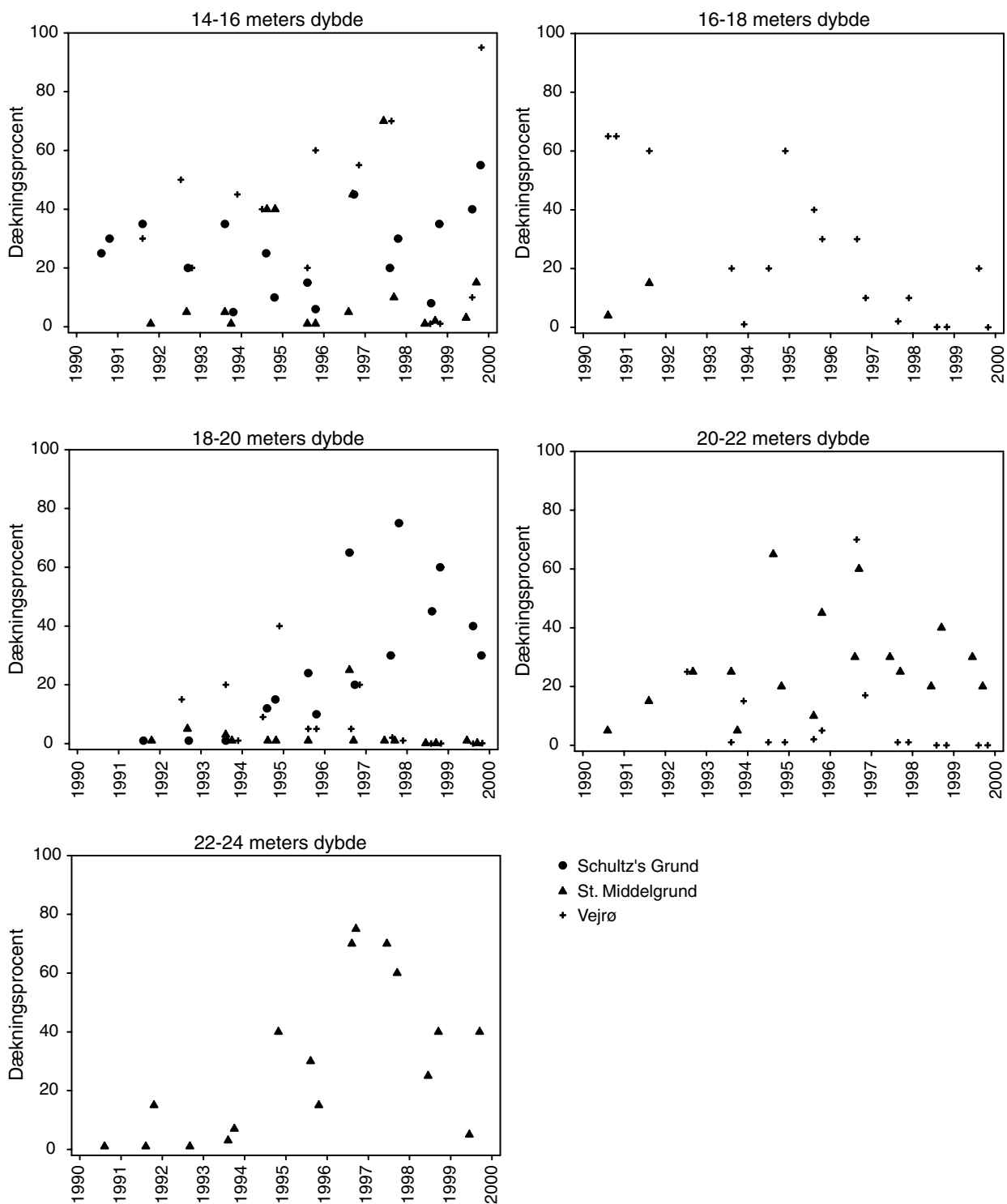
fremgang med øget dybdeudbredelse, som blev observeret i de to nedbørsfattige år med lav næringssaltbelastning i 1996 og 1997.

Græsning af søpindsvin

Det samme generelle mønster kan ikke genfindes i det sydlige Kattegat og Samsø Bælt. Her har lokaliteterne på hovedparten af de undersøgte stationer været udsat for en betydelig græsning på algevegetationen i større eller længere tid inden for periode fra 1990 til i dag. På lokaliteten ved Vejrø i Samsø Bælt er græsningen af søpindsvinet *Strongylocentrotus droebachiensis* blevet begrænsende for vegetationen siden 1997. Græsningen er så markant, at der i de sidste år ikke er registreret en eneste alge på de tre dybeste stationer, og der er talt søpindsvin på op til 150 individer pr. m². Schultz's Grund har altid haft en stort bestand af *Strongylocentrotus droebachiensis* på de to dybeste stationer. Tilsvarende har der været græsning af den samme art af søpindsvin på Store Middelgrunds stationerne på 18 meters dybde i 1994 og i 1996. Græsningen på dele af Store Middelgrund er dog ikke så veldokumenteret som på de to øvrige rev. Der er fx i de senere år kun fundet relativt få søpindsvin, men tydelige gnavespor i den resterende sparsomme vegetation.



Figur 4.30 Tidslig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på fire stenrev fra det nordlige og centrale Kattegat i udvalgte dybdeintervaller.



Figur 4.31 Tidslig udvikling i den samlede algevegetations dækningsgrad på tre stenrev fra det sydlige Kattegat og Samsø Bælt i udvalgte dybdeintervaller.

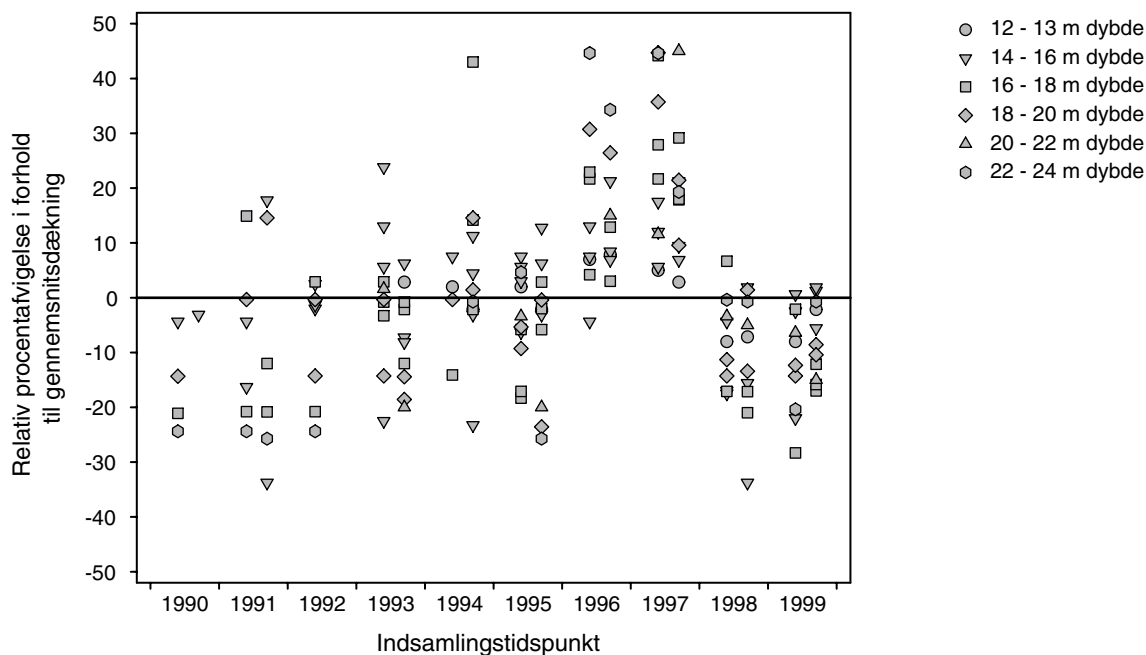
År til år variation

For at tydeliggøre variationen fra år til år i vegetationens dybdeudbredelse er den relative afvigelse i dækningsprocenten i forhold til gennemsnittet for perioden 1990-1999 beregnet for det enkelte rev, indsamlingsmåned og dybdeinterval (Figur 4.32). Data fra de enkelte dybdeintervaller er præsenteret hver for sig, da responsmuligheden fra 0 til 100 procent algedækning er forskellig fra lavvandede stationer med høj gennemsnitlig algedækning til dybe stationer med en lav gennemsnitlig dækning. Kun data fra stationer, som ikke har været

påvirket af dokumenteret intensiv græsning, er anvendt. Tilsvarende er data fra en af stationerne på Store Middelgrund udeladt på grund af, at hestemusling har tjent som et primært substrat for algerne. Undersøgelser har vist, at hestemuslinger har en betydelig positiv indflydelse på algedækningen sammenlignet med sten (Dahl et al., in prep.), og på den pågældende station svinger den opgjorte dækning af hestemuslinger væsentlig gennem undersøgelsesperioden. For hver undersøgelsesperiode i et givent år er der udført en såkaldt for-tegnstest (Campbell 1979) for at se, om de fundne relative algedækningers fordeling omkring gennemsnitsværdierne er tilfældige. Af *Tabel 4.11* fremgår det, at 1996 og 1997 begge var år med signifikant mere veludviklet bundvegetation end gennemsnittet for den 10-årige undersøgelsesperiode. I 1993, 1998 og 1999 viste en af de to gennemførte årlige undersøgelser derimod signifikant ringere vegetationsudvikling.

Tabel 4.11 Udviklingen i algevegetationen på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat. ↑ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer er i fremgang og ↓ angiver, at vegetationen er i tilbagegang. p-værdierne er beregnet med en såkaldt for-tegnstest for, om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1990-1999. * = $p < 10\%$, ** = $p < 5\%$, *** = $p < 1\%$ og **** = $p < 0,1\%$.

Undersøgelsesår	Måned	Antal observationer	Samlet fremgang/tilbagegang	p-værdi
1990	juni	4	↓	ej sign.
	august	1	↓	ej sign.
1991	juni	6	↓	ej sign.
	august	6	↓	ej sign.
1992	juni	8	↓	ej sign.
	august	0		
1993	juni	10	↓	ej sign.
	august	11	↓	**
1994	juni	4	↓	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
1995	juni	12	↓	ej sign.
	august	12	↓	ej sign.
1996	juni	9	↑	**
	august	9	↑	***
1997	juni	11	↑	****
	august	11	↑	****
1998	juni	10	↓	**
	august	10	↓	ej sign.
1999	juni	10	↓	**
	august	11	↓	*



Figur 4.32 Den relative afvigelse af dækningsgraden i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, der foreligger data fra for perioden 1990-1999. Afvigelserne er angivet pr. 2 meters dybdeintervaller.

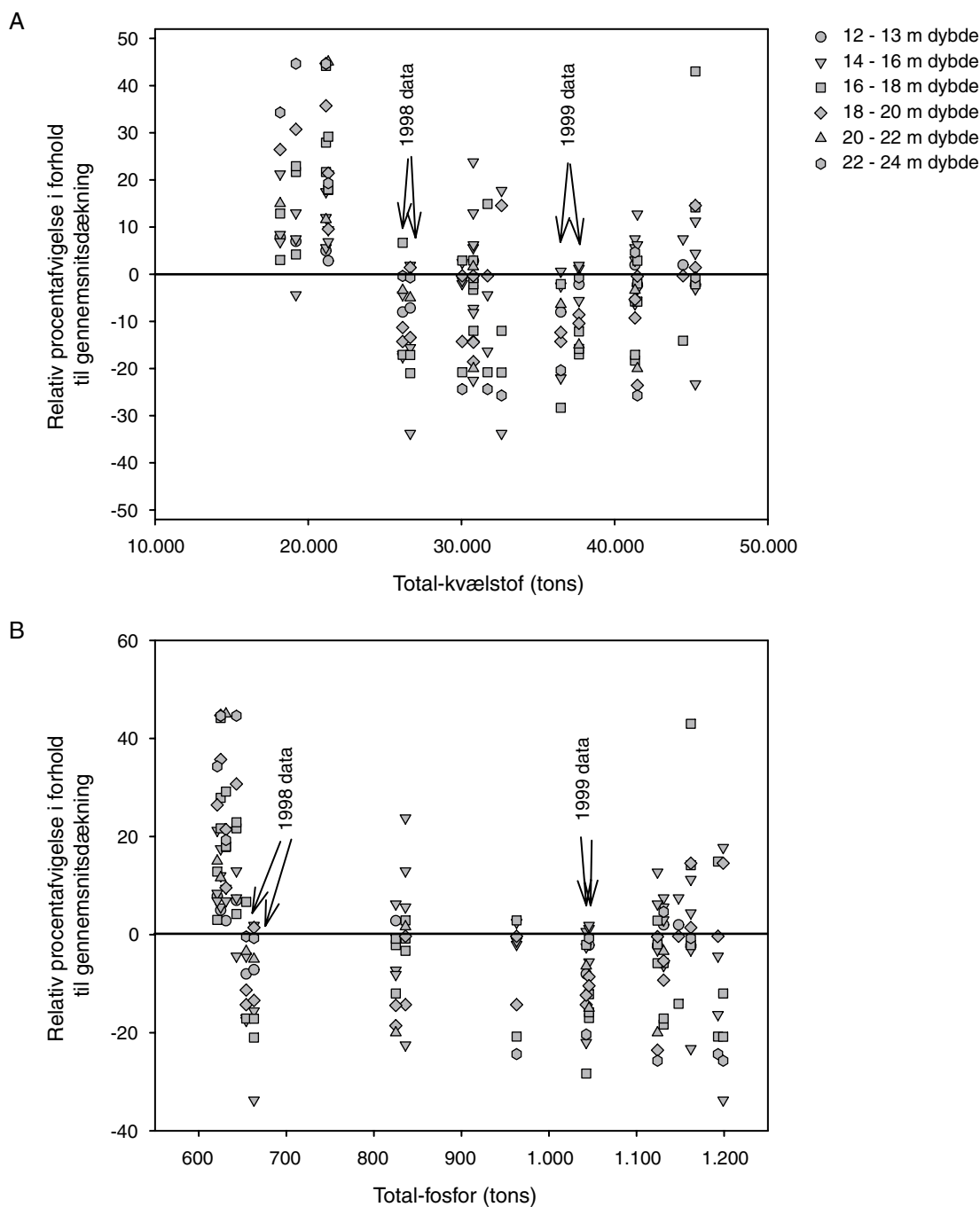
Sammenhæng mellem makroalgedækning og næringssalte

Figur 4.33 A og B viser sammenhængen mellem henholdsvis total-N og total-P tilført Kattegat med tilstødende fjorde via ferskvand og punktkilder fra dansk område de foregående 12 måneder før dataindsamlingen. Figur 4.34 viser tilsvarende sammenhængen mellem algevegetationens relative dækning og den totale ferskvandsafstrømning til Kattegat fra dansk og svensk område de foregående 12 måneder.

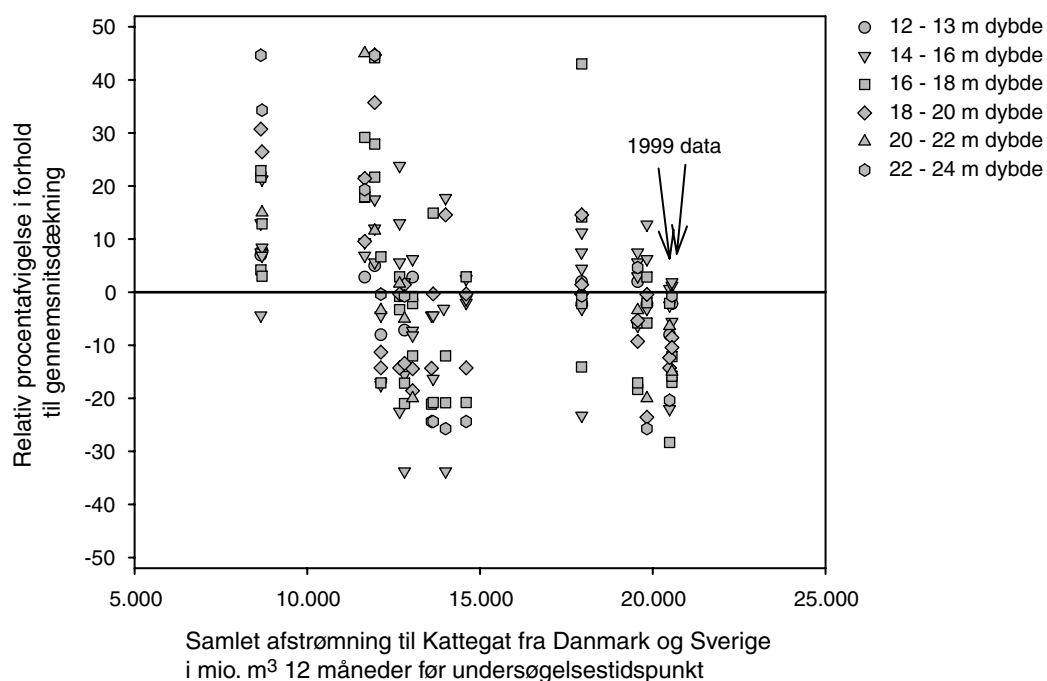
Med en generel lineær model (GLM) er sammenhængen fastlagt mellem vegetationens samlede dækningsgrad på en given lokalitet, dybde og måned i Kattegat og solindstråling udtrykt ved antal solskinstimer over Danmark samt forskellige mål for belastning. Som mål for belastning er anvendt total-N og total-P tilført fra dansk område i tons i de foregående 12 måneder og den samlede dansk-svenske ferskvandsafstrømningen til Kattegat i mio. m³ ligeledes i de foregående 12 måneder.

Af Tabel 4.12 fremgår det, at de enkelte parametre lokalitet, dybde, solskinstimer og kombinationerne af parametrene lokalitet*måned, total-N*lokalitet, total-N*måned og solskinstimer*lokalitet hver især bidrog signifikant til at forklare modellen. Modellens R² var på 0,8139 og modellens forudsætning om normalfordelte residualer var opfyldt. Overordnet var der en positiv sammenhæng mellem vegetationens samlede dækning og solskinstimer og en negativ sammenhæng mellem tilført total-N, men sammenhængene er ikke ens fra rev til rev som det fremgår af Tabel 4.12. Analysen kunne ikke påvise at total-P og afstrømningen havde en effekt på vegetationens samlede dækning.

Mængden af epifytiske trådformede alger primært i form af *Ceramium nodulosum* var i 1999 relativt veludviklet som topvegetation på de rev, der har en forholdsvis lav vanddybde. På det kystnære Ebbelykke Rev ud for Sjællands Odde, som ikke indgår i det faste overvågningsprogram, blev vegetationsudviklingen fulgt fra maj til august 1999 (Krause Jensen et al. 2000). Fra maj til juni skete der en markant fremvækst af *Ectocarpus pilayella*-lignende arter på revets top i omkring 6-8 meters dybde. I august var de brune trådalger reduceret markant, sandsynligvis pga. kraftige vindhændelser mellem juni og august.



Figur 4.33 Den relative afvigelse af dækningsgraden i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter der foreligger data fra for perioden 1990-1999 plottet imod (A) kvælstofmængde og (B) fosformængden tilladt med ferskvandsafstrømningen og fra punktkilder fra dansk område til Kattegat de foregående 12 måneder.



Figur 4.34 Den relative afvigelse af dækningsgraden i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, der foreligger data fra for perioden 1990-1999 plottet imod den samlede tilstrømning af ferskvand til Kattegat fra Danmark og Sverige de foregående 12 måneder.

Tabel 4.12 Faktorer, med tilhørende p-værdier, der bidrager signifikant til at forklare vegetationens samlede dækningsprocent på stenrev i det åbne Kattegat.

Faktorer	DF	Sak type III	S ²	F stat.	p-værdier
Lokalitet	3	1.877,7	625,9	2,81	0,0421
Dybde	4	85.836,1	21.459,0	96,18	< 0,0010
Lokalitet*måned	5	4.779,9	956,0	4,28	0,0012
Total-N*lokalitet	5	2.918,2	583,6	2,62	0,0272
Total-N*måned	1	2.888,9	2.888,9	12,95	0,0004
Solskinstimer	1	1.505,3	1.505,3	6,75	0,0104
Solskinstimer*lokalitet	4	2.773,4	693,4	3,11	0,0175

4.2.8 Bundfauna - blødbund

For introduktion se afsnit 3.2.8.

Placeringen af DMU's og SNS's faste overvågningsstationer er vist på Figur 4.35. Der blev taget og oparbejdet 10 haps-replikater på hver af de 5 faste HELCOM-stationer og 5 haps-replikater på de øvrige 19 faste stationer. Fra det nordlige gridnet (BF 16) og det sydlige net (BF 17) blev der oparbejdet henholdsvis 7 og 6 tilfældigt udvalgte prøver. Af de faste stationer foreligger lange tidsserier til sammenligning på 4 af stationerne, og udviklingen på disse stationer blev indgående analyseret og beskrevet i rapport for 1998 om åbne havområder (Ærtebjerg et al. 1998). Fra de øvrige 20 faste stationer foreligger data for hvert år fra 1994 og fremad. Fra gridnettene findes ikke data fra

før 1998, hvor den nye prøvetagningsstrategi blev gennemført. I dette afsnit fokuseres på, hvorvidt og i givet faldt hvordan data fra 1999 afveg fra tidligere års data.

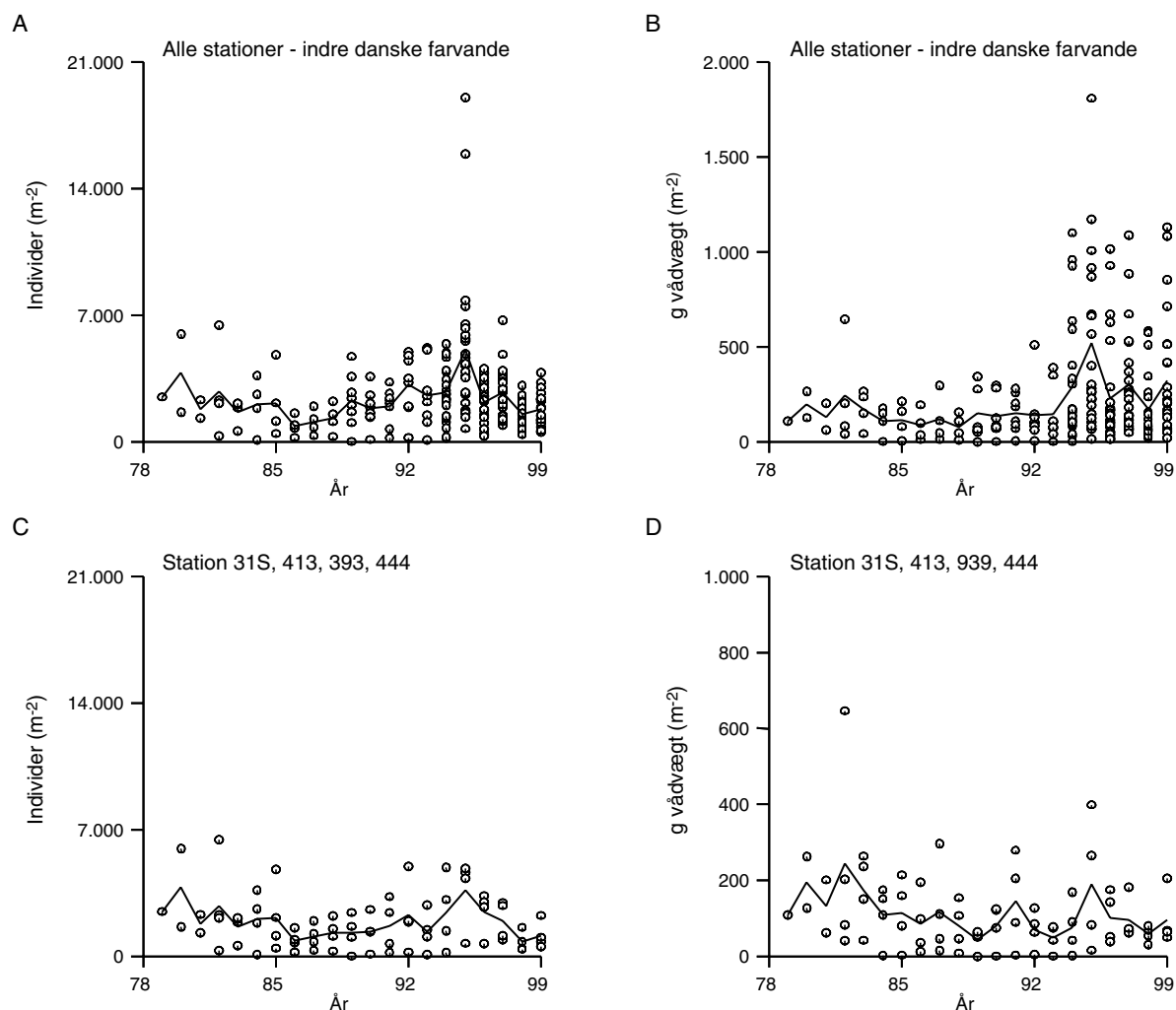


Figur 4.35 Kort over de indre danske farvande med alle bundfaunastationer, der bliver besøgt i forbindelse med NOVA, DMU's og SNS's overvågning. Stationerne BF 17 og BF 16 består af gridnet med 52 prøvetagningspunkter i hvert net.

Udviklingen i bundfaunaens individdtæthed og biomasse

Udviklingen i individdtæthed i perioden 1979 til 1999 på de 4 faste stationer med lange tidsserier er vist på Figur 4.36 C, og fra alle faste stationer på Figur 4.36 A. Som tidligere beskrevet (Ærtebjerg et al. 1998), så var det overordnede mønster i udviklingen af bunddyrtætheden bimodalt med høje værdier i begyndelsen og i slutningen af perioden. Tilføjelse af data fra de andre 20 faste stationer ændrede ikke dette mønster, selv om prøvetagningsperioden kun er ca. halvt så lang som for de 4 stationer. Biomassen har stort set udviklet sig som individdtætheden (Figur 4.36 B og D), men år til år variationen på de enkelte stationer var større, end tilfældet var for individdtætheden. Dette er at forvente, da biomassen i højere grad end individdtætheden

påvirkes af pletvis fordelte arter med høj individuel vægt (fx molbo-
østers og søpindsvin). Fra 1995 til 1998 var tendensen faldende både
for tæthed og biomasse. Den totale tæthed af bundfaunaen i 1999 var
stort set den samme som foregående år, mens biomassen viste ten-
dens til forøgelse (Figur 4.36 B og D).



Figur 4.36 Den tidlige udvikling af total indvidtæthed og biomasse fra alle 27 stationer i de indre danske farvande (A og B) og endvidere baseret kun på de 4 stationer med lange tidsserier (C og D). Linie angiver udvikling af aritmetiske middelværdier. Bemærk de relativt høje værdier i begyndelsen og i slutningen af perioden.

Synkron populations- dynamik for bunddyrene i Kattegat

Udviklingen af total tæthed og total biomasse fra 1994 og fremover blev testet statistisk med parret t-test, hvor årene blev sammenlignet på hver station (Tabel 4.13, Tabel 4.14). På nær 2 sammenligninger var der for den totale tæthed signifikante forskelle mellem årene med højeste tæthed i 1995. Året 1999 havde signifikant højere tæthed end i 1998 ($P < 0,05$). Co-variationen i tæthed mellem stationerne blev endvidere testet ved Friedman non-parametric ANOVA, der gav en Kendall Rank of Concordance coefficient på 0,440 ($df = 23$). Testen sammenligner rankninger af årene på hver station og viste, at sandsynligheden for, at der ikke var en generel respons, var $< 0,001$. Parret t-test af biomasse (Tabel 4.14) viste færre tilfælde af signifikante forskelle end for tætheden. Dog var 1999 signifikant højere end 1998

($P < 0,05$) og signifikant lavere end 1995 ($P < 0,05$). Friedman ANOVA gav en Kendall R.C coefficient på 0,173, og samvariationen mellem stationer var signifikant ($P < 0,01$).

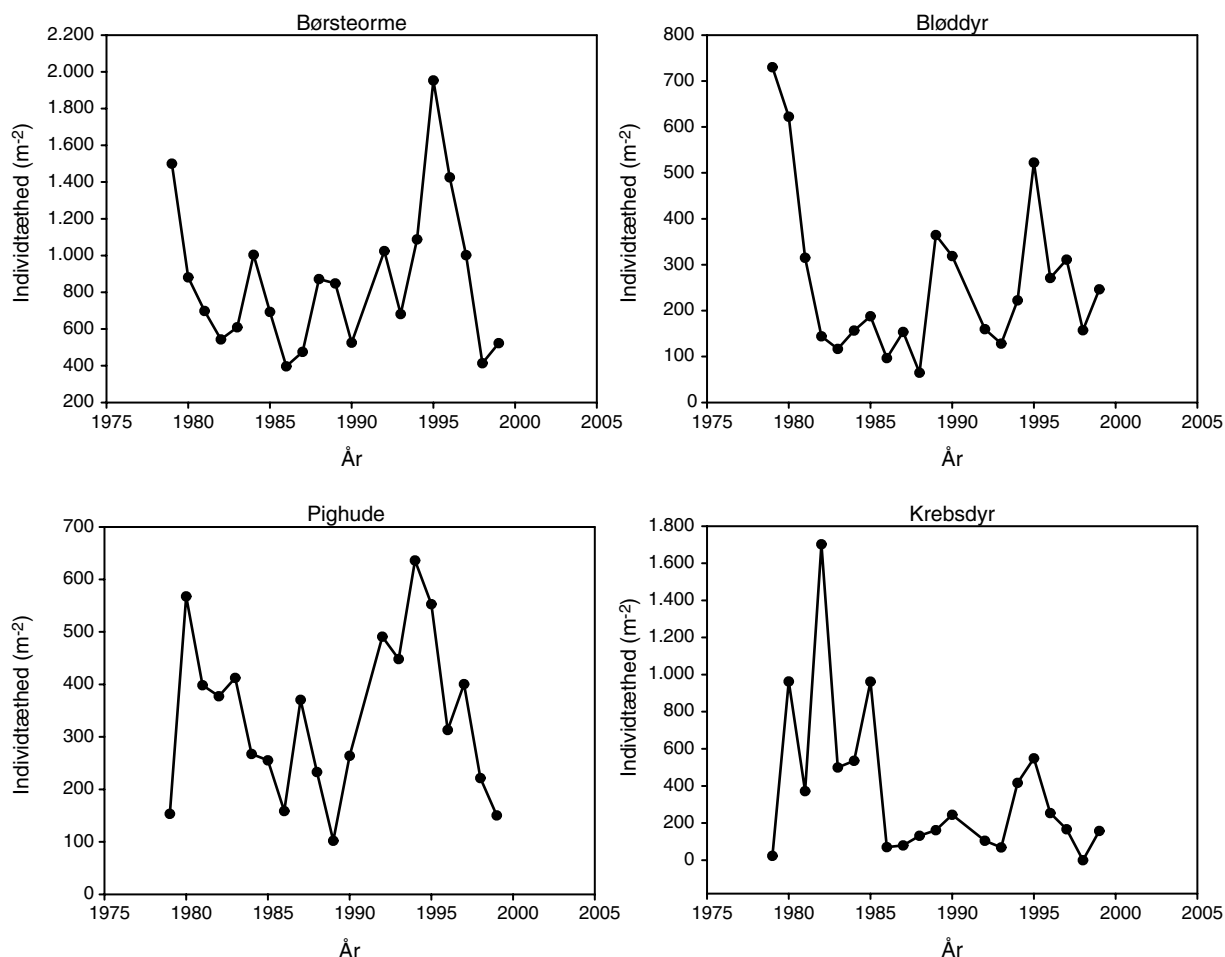
Tabel 4.13 Resultat af parret t-test af total individtæthed mellem år i perioden 1994-1999 baseret på 24 stationer ($n = df$). Ikke signifikant forskel ($P > 0,05$) angives ved fed skrift. + = stigning og - = tilbagegang sammenlignet med året før. p-værdier under diagonalen.

n = 22 - 23	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1994		+	-	-	-	-
1995	0,004		-	-	-	-
1996	0,041	0,001		+	-	-
1997	0,556	0,005	0,094		-	-
1998	0,000	0,000	0,001	0,000		+
1999	0,000	0,000	0,032	0,001	0,030	

Tabel 4.14 Resultat af parret t-test af total biomasse (vådvægt) mellem år i perioden 1994-1999 baseret på 24 stationer ($n = df$). Ikke signifikant forskel ($P > 0,05$) er angivet med fed skrift. + = stigning og - = tilbagegang sammenlignet med året før. p-værdier under diagonalen.

n = 22-23	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1994		+	-	-	-	+
1995	0,047		-	-	-	-
1996	0,304	0,021		+	-	+
1997	0,958	0,073	0,351		-	+
1998	0,028	0,004	0,077	0,006		+
1999	0,806	0,036	0,329	0,783	0,047	

Udviklingen i individtæthed for de taksonomiske hovedgrupper midlet over de 4 HELCOM-stationer, 31S, 413, 939, og 444, er vist på *Figur 4.37*. Data fra 1999 var ikke markant forskellige fra 1998. Dog viste individtætheden med undtagelse af pighude en stigning i 1999 sammenlignet med 1998. Krebsdyrene viste høje tætheder i den første halvdel af 80'erne, mens børsteorme, pighude og bløddyr viste høje tætheder og biomasser i 90'erne.



Figur 4.37 Tidslig udvikling af individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper og baseret på de 4 faste HELCOM-stationer i de indre danske farvande.

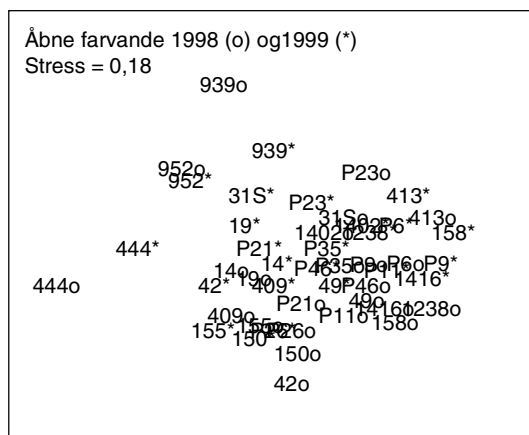
Ændring i artssammensætning fra 1998 til 1999

Forskelle i artssammensætningen mellem 1998 og 1999, målt som Bray-Curtis dissimilaritet baseret på rod-rod-transformeret individtæthed af arter, på alle stationer fremgår af Figur 4.38. Det kan ses, at grupperingen for de åbne farvande adskilte sig fra grupperingen for fjordene (Figur 3.37). For de åbne farvande var den tidslige forskel mellem 1998 og 1999 større end forskellen mellem stationer. Dette var specielt tydeligt, hvis der ses bort fra Østersøstationen 444 og stationerne i Femer Bælt (952) og Storebælt (939). Det vil sige, at i Kattegat har der været en stor grad af samvariation mellem de enkelte stationer. ANOSIM-test viste, at de to år var signifikant forskellige ($P < 1,1\%$). SIMPER-analyse blev foretaget for at identificere de vigtigste arter for forskellen mellem årene. Ca. 17% af forskellen mellem 1999 og 1998 skyldes stigning af slangestjernen *Amphiura filiformis* og dens associerede musling *Mysella bidentata* og børsteormen *Scoloplos armiger*, og tilbagegang af phoroniden *Phoronis muelleri*, børsteormen *Rhodine gracilior* og muslingen *Thyasira flexuosa*.

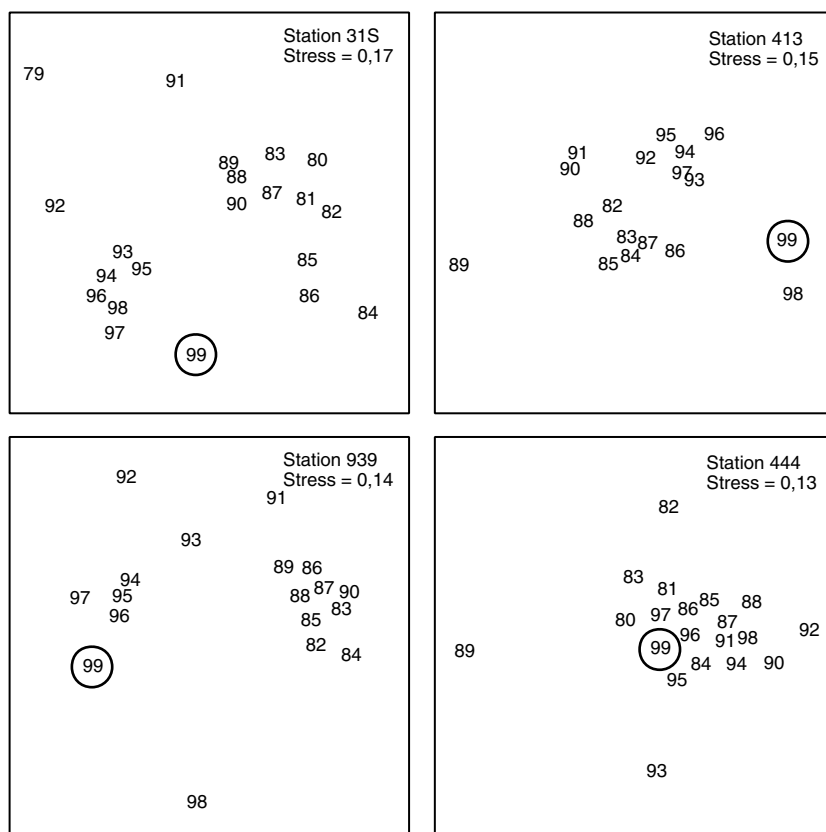
Faunaens sammensætning var anderledes i 80'erne

Som det også blev påvist i Markager et al. (1999), så er der sket et markant skift i taksonomisk sammensætning på gruppeniveau, som har betydet, at krebsdyrene er blevet mindre betydende de sidste 10-12 år. Udviklingen i artssammensætning, analyseret ved MDS på de 4 stationer med lange serier, er vist i Figur 4.39. På 3 af stationerne falder data for 1999 i gruppen af de fleste øvrige år i 1990'erne, mens på sta-

tion 413 (Anholt) falder 1999 sammen med 1998 og skiller sig dermed ud markant fra øvrige år. Det er således stadig tydeligt, at 1980'erne adskiller sig væsentligt fra 1990'erne med hensyn til artssammensætningen.



Figur 4.38 MDS-plot der viser faunalighed mellem årene 1998 og 1999 på samtlige DMU- og SNS-stationer i de indre danske farvande, undtagen BF 16 og BF 17.

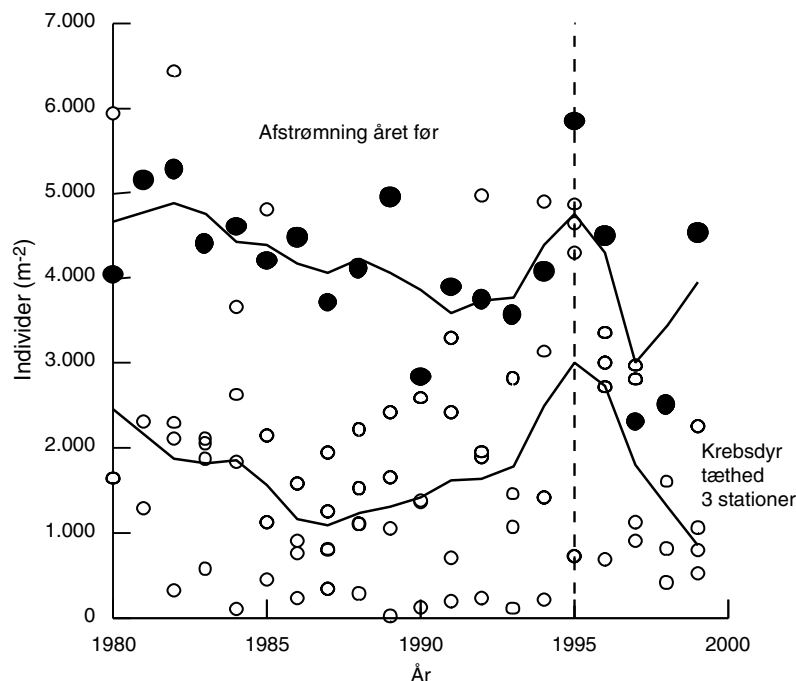


Figur 4.39 MDS-plots af Bray-Curtis-ulighed mellem år på de 4 stationer med lange tidsserier baseret på 4-rods transformerede individtætheder. Prøvetagning i 1999 er indikeret med cirkel.

Sammenhængen mellem krebsdyrenes tæthed og afstrømning

På Figur 4.40 bliver udviklingen af krebsdyrenes tæthed på de 3 langtidsstationer, hvor iltsvind ikke er en regulerende faktor, sammenholdt med ferskvandsafstrømningen fra Danmark til de indre danske farvande året før faunaprøvetagningen. Kurver af glidende middelværdiberegninger (LOWESS, tension = 0,3) er indlagt i data. Det kan

ses, at udviklingen af krebsdyrbestanden følger udviklingen af afstrømning med god overensstemmelse. Hældningerne i 1980'erne og den markante top medio 1990'erne er stort set de samme. Testning med Friedmans ANOVA indikerer signifikant ($P < 0,01$) samvariation over årene mellem krebsdyrenes tæthed på stationerne 31S, 413 og 939 og ferskvandsafstrømningen med et års forsinkelse.



Figur 4.40 Tidslig udvikling af krebsdyrenes tæthed på de 3 stationer med lange tidsserier, hvor ilt normalt ikke er begrænsende, stationerne 31S, 413 og 939 (åbne symboler, nedre kurve) og udvikling af ferskvandsafstrømning fra dansk territorium til de indre danske farvande (fyldte symboler, øvre kurve). Kurverne angiver glidende middelværdier beregnet ved LOWESS smoothing og en tensionfaktor på 0,3. De 4 tidsserier, 3 stationer og afstrømning er signifikant associerede ved Friedmans ANOVA ($P < 0$).

4.3 Diskussion

Langtidsvariationer i klimaet

Klimaet har stor betydning for det danske havmiljø. De fleste effekter kan relateres direkte til de meteorologiske målinger, som foretages i Danmark, men, som beskrevet i Afsnit 2, så er havstrømmene i Nordatlanten og dermed det danske havmiljø, også påvirket af stor-skala klimatiske forhold i det nordatlantiske område, som beskrives med NAO-indekset. NAO-indekset varierer over flerårige perioder og kan dermed have langtids effekter på det danske havmiljø, som ikke kommer til udtryk i de danske meteorologiske målinger. Det er fx blevet foreslået, at bundfaunaen i Skagerrak svinger i takt med NAO-indekset (Tonberg & Nelson 1998). Det er naturligvis vigtigt at kende til de klimatiske langtids effekter, når den tidslige udvikling i havmiljøet vurderes i relation til Vandmiljøplanen. På nuværende tidspunkt er der imidlertid meget få analyser af disse sammenhænge, og i denne rapport vil det danske havmiljø kun blive behandlet i relation til danske meteorologiske målinger.

Det stille vejr og vedvarende udstømning fra Østersøen medførte stabil lagdeling af vandmasserne

Den forstærkede lagdeling i de indre danske farvande i sensommeren 1999 var et resultat af dels en jævn udstømning fra Østersøen over store dele af året og dels lange perioder med svag vind. Stor varmeindstråling bevirkede, at overfladevandet blev varmere end normalt. Den mindre vindblanding sammen med en jævn udstrømning betød, at vandskiftet i det nedre lag var reduceret, og opholdstiden i det nedre lag af Bælthavet og Kattegat blev forlænget.

Koldt bundvand var også gammelt bundvand

At der var køligt bundvand i de indre danske farvande i den ellers varme sensommer skyldtes, at vandet, som strømmede til de indre farvande fra Skagerrak, var køligere end normalt. Sandsynligvis var årsagen til, at vandet var koldere end normalt, at indstrømningen skete tidligere på året end normalt.

Den Jyske Kyststrøm førte ekstra næring ind i de indre danske farvande i 1999

Sædvanligvis føres vandet fra den Jyske Kyststrøm mod uret rundt i Skagerrak og ud i Nordsøen og Norskehavet langs den norske kyst, mens det vand, der transporteres fra Skagerrak ind i de indre farvande, kommer fra den dybe del af Skagerrak, den centrale del af Nordsøen og Nordatlanten. Disse områder er næsten ikke påvirket af menneskets aktivitet, og koncentrationen af næringsstoffer er lavere end i den Jyske Kyststrøm. I enkelte år bringer den Jyske Kyststrøms vand dog væsentlige mængder af ekstra næringsstoffer ind i bundvandet i de indre farvande om vinteren eller foråret. Dette skete i 1999, hvorved næringsstofftilførslen til disse farvande blev forøget.

Koncentrationerne af næringssalte var højere i 1999 end de foregående år

Vinterkoncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) i de åbne farvande var i 1999 højere end de foregående år, mens vinterkoncentrationerne af fosfat (DIP) har stabiliseret sig på et niveau væsentligt under niveauet i begyndelsen af 90'erne. Stigningen i kvælstoffet skal ses i sammenhæng med den store afstrømning i 1999 og indstrømning af vand med den Jyske Kyststrøm.

Mængden af kvælstof har ikke ændret sig markant siden 1974.

Mængden af uorganisk kvælstof samt total kvælstof i Kattegat og Bælthavet udviser ikke nogen markant tendens i perioden 1974-99. Mængden af DIP og TP i Kattegat og Bælthavet er fortsat lav i forhold til 80'erne, hvor specielt næringsstofmængden i vinterperioderne var høj i Bælthavet.

Fytoplanktonets vækst er begrænset af næringssalte i halvdelen af året

Koncentrationerne af næringssalte i de åbne farvande betyder, at fytoplanktonet potentielt er næringssaltbegrænsede 6-8 måneder om året. Kvælstof er potentielt mest begrænsende i størstedelen af denne periode. Den årlige succession i fytoplanktonet, som der tidligere er vist et par eksempler på i afsnit 3.6, afspejler tydeligt betydningen af næringssalte, hvor de høje biomasser om foråret afspejler de høje vinterkoncentrationer af næringssalte, mens de lave værdier om sommeren svarer til lave koncentrationer af næringssalte. Pludselige opblomstringer i løbet af sommeren forekommer ofte i sammenhæng med ekstra tilførsel af næringssalte til de øvre vandmasser, som fx ved vindhændelser.

Forholdene var gunstige for fytoplanktonet i 1999

Som for de kystnære stationer er der en sammenhæng mellem den vejrmæssige udvikling i 1999 og fytoplanktonet. Den første del af året var meget fugtig og næringsstofftilførslen var høj. Senere (august-oktober) kom en relativt varm og solrig periode. Kombinationen af stor næringsstofftilførsel og gode lysforhold har givetvis medvirket

til, at koncentrationen af fytoplankton, målt som klorofyl, var høj i sidste halvår i både indre og ydre farvande. Efter at klorofylniveauet har været lavt de sidste 3 år, kom det således til at ligge lidt over gennemsnittet i 1999.

Ingen tydelig tidlig udvikling i klorofylniveauet

I de åbne farvande er der ingen tydelig udvikling i klorofylniveauerne set over de seneste 10-30 år. De variationer, der ses fra år til år, kan delvis forklares på baggrund af kvælstofbelastningen, hvorimod fosfor næsten ikke korrelerer med klorofylniveauet. Dette er i overensstemmelse med, at algernes vækst primært er begrænset af kvælstof. Forklaringsprocenten på 50% må anses for at være relativt høj i forbindelse med en potentielt begrænsende resources betydning for klorofylniveauerne i et så komplekst biologisk system. Baggrunden for denne vurdering er blandt andet, at biomassen af fytoplankton (og dermed også koncentrationen af klorofyl) er reguleret af på den ene side tilførsel i form af primærproduktion og på den anden side en lang række processer, som fjerner biomassen igen (zooplanktongræsning, græsning fra bundlevende filtratorer, sedimentation, respirationstab og celledød). Ofte er fytoplanktonet i sommerhalvåret i stand til at bruge, hvad der er tilgængeligt af frie næringsstoffer, således som beregningen af næringsstofbegrænsningen viser. Den stående biomasse om sommeren svarer kun til ganske få procent af, hvad sæsonens produktion leverer. En stor del af produktionen er normalt baseret på genbrug af næringsstoffer i det planktoniske system, men selv i forhold til den udefra tilførte mængde næring er akkumuleringen af fytoplanktonbiomasse lille. Dette understreger, at tabsprocesserne effektivt holder biomassen nede, så dennes størrelse ikke i så høj grad reguleres af tilførsel udefra som af omsætningen internt i systemet. På den baggrund kan det ikke undre, at klorofylkoncentrationerne ikke altid afspejler næringsstofudledninger.

Lyset er ikke så betydningsfuldt i de åbne havområder som i de kystnære.

I modsætning til fjordene er der ikke nogen tydelig sammenhæng mellem lyset, målt som antallet af klarvejrskage, og klorofylniveauet. Dette hænger formentligt sammen med, at næringsstofniveauet i de åbne farvande er lavere end i fjordene, og dermed er udviklingen af biomassen begrænset af næringssalte, før fytoplanktonets selvskygning bliver væsentlig. Udover algepigmenterne er det mængden af andre lysabsorberende partikler og opløste forbindelser, som har betydning for, hvor meget af lyset fytoplanktonet får gavn af, og koncentrationen af dette materiale er ligeledes mindre i de åbne farvande. De større vanddybder på det åbne hav gør, at resuspension af sediment optræder sjældnere, og dette materiale bidrager derfor kun i ringe grad til lysabsorptionen i vandsøjlen. Nordsøkysten er undtaget, idet der ofte er opslemmede partikler i vandsøjlen.

Biomassen af fytoplankton er faldet og sammensætningen har ændret sig siden slutningen af 80'erne

På havstationerne adskilte fytoplankton sig i 1999 ikke væsentlig fra de umiddelbart foregående år. Det mest bemærkelsesværdige var de store forekomster af kiselalger af *Pseudo-nitzschia* slægten i efterårsmånederne, som tidligere er set i 1992. På længere sigt er der derimod sket et markant fald i fytoplanktonbiomassen og desuden en ændring af sammensætningen; hvor dinoflagellaters andel af biomassen fra slutningen af 80'erne er øget, er nanoflagellaterne blevet sjældnere. Sådanne strukturskift i planktonet er tidligere beskrevet for Nordsøområdet, og de er blevet knyttet sammen med ændringer i NAO-indekset (se afsnit 2), men en sådan sammenhæng er ikke un-

dersøgt i relation til disse data. Det er forventeligt, at en sådan ændring kan have påvirket de højere led i fødenettet - både i planktonet og på bunden, men en eventuel effekt kan ikke umiddelbart vurderes ud fra de foreliggende overvågningsdata.

Vandet var lidt mere uklart i 1999 - klorofylet var en del af årsagen

Gennemsnitlig var sigtdybden i 1999 noget lavere end de forgående tre år og på samme niveau som i 80'erne. Men der har ikke været tale om en signifikant tidslig udvikling siden 1989. Den lavere sigtdybde er i overensstemmelse med den stigning, der har været i klorofylniveauet i 1999, om end klorofylet kun kan forklare en del af lysudslukningen i vandsøjlen. Det er noget variabelt, hvor stor sigtdybde der måles ved en given klorofylkoncentration. I Vadehavet og Vesterhavet er opslemning af partikler meget betydningsfuldt. Variationen er mindre end i fjordområderne. Det er kun, når klorofylkoncentrationen er ret høj ($> 5 \mu\text{g}$ pr. liter), at den har betydning for sigtdybden. Maksimalværdierne var ca. 15 m, når klorofylkoncentrationen var lavest, hvilket indikerer, at baggrundsforekomsten af opløst lysabsorberende materiale har samme niveau i de åbne farvande som i fjordområderne.

Der var udbredte iltsvind i 1999

Der var usædvanlige kraftige iltsvind i 1999 i Bælthavet og Arkona Havet. Disse iltsvind blev udløst af de klimatiske og hydrografiske forhold i 1999, som betød, at der var en ringe tilførsel af ilt til bundvandet. Det forhold, at bundvandet sandsynligvis var "ældre" end normalt, kan have betydet, at iltforbrugende processer har fjernet ilt fra bundvandet igennem en længere periode end normalt. Udover de fysiske årsager som udløsende faktorer, så er iltsvindene i sig selv et tegn på et højt iltforbrug i bunden og bundvandet, som er relateret til akkumuleringen af organisk stof og dermed eutrofieringsgraden i området. Iltforbruget er ikke nødvendigvis tidsligt koblet til produktionsforholdene i planktonet, som beskrevet i afsnit 3.3. Forekomsten af iltsvind skal derfor ses som et udtryk for eutrofierings- og produktionsforhold i området set over en længere tidshorisont og ikke nødvendigvis produktionsforholdene i 1999.

Tendenser i udviklingen i iltforhold

Siden midten af 1970'erne til begyndelsen af 1990'erne er der sket et signifikant fald i efterårets iltindhold i Kattegat, Øresund, Storebælt og det sydlige Bælthavet. I denne periode er prøvetagningsfrekvensen ikke ændret væsentligt. I perioden 1989-99 ses en signifikant stigning i minimum iltkoncentrationen om foråret i Storebælt og Femer Bælt, men ingen generel udvikling i efterårets iltkoncentration, trods hyppigere prøvetagning i de senere år.

Makroalgernes dækningsgrad er udtryk for lysforholdene igennem det seneste år

Det er vist, at der er år til år variationer i den fasthæftede algevegetations udbredelse på større vanddybder (Markager et al. 1999). De oprette algers dækning på en given dybde er betinget af en balance mellem tilvækst og henfald. På vanddybder under springlaget er der oftest næringssalte tilgængelige i bundvandet hele året, og tilvæksten antages primært at være lysbegrænset. Tilvækst kan også være begrænset af manglende rekruttering af nye individer. For nogle fucoide brunalger gælder, at det geografiske spredningspotentiale er begrænset (Little & Kitching 1996). Henfaldet skyldes tab fra respiratoriske processer, reproduktion samt græsning. Tabet fra de respiratoriske processer er temperatur- og artsafhængige og er sandsynligvis relativt konstante fra år til år på større vanddybder for en given art. Tab i form af græsning er derimod en meget variabel faktor, hvilket er

konstateret de senere år på nogle af de undersøgte stenrev. På de større dybder, hvor selv de mest mørketolerante arter har deres maksimale udbredelsesgrænse, kan ændringer i algernes samlede dækningsprocent anvendes som indikator for forskelle i vegetationens vækstbetingelser fra år til år. Enårige arter, der typisk vokser frem om foråret eller i sommerperioden, er meget afhængige af rekrutteringssuccessen og vækstvilkårene i en mere begrænset periode. Udbredelsen af flerårige algearter afspejler derimod balancen mellem tab og tilvækst. Da dækningsgraden af alger er lav på dybt vand, er den indbyrdes konkurrence om substrat og lys mindre betydende.

*Der var en ringere dybde-
udbredelse af vegetationen
på stenrevne i 1999*

I 1999 var dybdeudbredelsen i Kattegat den ringeste, der er observeret siden 1990. Der var således stor forskel på vegetationsforholdene i 1996 og 1997, og forholdene i 1998 og 1999. De statistiske analyser viser, at disse variationer for en stor del kan relateres til både tilførsel af næringssalte, som har en negativ indflydelse på vegetationen, og lysindstrålingen, som har en positiv indflydelse. Meget store forekomster af søpindsvin udgør dog også en væsentlig begrænsende faktor for makroalgerne på enkelte af stenrevne på dybder under pycnoclinen i det sydlige Kattegat og i Bælthavet.

*Bundfaunaen er koblet til
tilførslen af næringssalte*

I tidligere rapporter (Ærtebjerg et al. 1998, Markager et al. 1999) er det blevet fremført, at årsagen til de generelle svingninger i bundfauna skyldes variationer i næringssalttilførsel via ferskvandsafstrømning fra land. Dette er støttet af positive korrelationer mellem på den ene side tætheder og biomasser og på den anden side ferskvandsafstrømning med en forsinkelse på 2 år. Disse korrelationer er dog ikke særligt stærke, hvilket man heller ikke ville forvente, da bestandens størrelse et givet år er et resultat af en række forhold i et antal foregående år (fødetilgang, iltforhold, predation og rekrutteringssucces). På denne baggrund vil de dyr, som har den korteste levealder, give den stærkeste korrelation, fordi den serielle korrelation mellem årene er relativt lille. I vore farvande er det hovedsageligt krebsdyrene og til dels børsteormene, der som gruppe har den korteste levealder. Krebsdyrene i Kattegat domineres af kommakrebs (cumaceer), der hovedsageligt er enårige. Netop denne gruppe viste den stærkeste positive korrelation med afstrømningen fra Danmark.

*Bundfaunaens biomasse steg
i 1999*

I overensstemmelse med prognosen sidste år skete der en stigning i bundfaunaens indvidtæthed og biomasse i de indre danske farvande i 1999 i forhold til 1998. Årsagen er formentlig øget primærproduktion som følge af en øget næringssalttilførsel med afstrømning fra land i 1998. Niveauet for biomassen er dog stadig lavere end i 1995, hvor bestanden nåede sin hidtil højeste biomasse. Med hensyn til sammensætningen af bundfaunaen er der ikke sket nogen markante ændringer. Det sidste store skift i sammensætningen skete i overgangen mellem 80'erne og 90'erne, og sammensætningen i 1999 var mest lig de øvrige år i 90'erne (halvfemser-samfundet). Grundet relativt høj næringssalttilførsel i 1999 forventes biomassen fortsat at stige i år 2000.

5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

5.1 Stofkoncentrationer i biota og havvand

5.1.1 Introduktion

Formålet med overvågningen af miljøfremmede stoffer og metaller i det marine miljø i NOVA 2003 er:

- at vurdere virkningen af de indgreb, der er foretaget for at reducere tilførslen af udvalgte miljøfremmede stoffer inklusive metaller til det marine miljø,
- at vurdere de nuværende niveauer (og effekter) af forurening af udvalgte miljøfremmede stoffer inklusive metaller i danske farvande, fra åbent hav til fjord, fra Østersøen til Nordsøen,
- at opfylde Danmarks internationale forpligtelser på området.

Kortlægningen af den geografiske udbredelse og den tidlige udvikling af koncentrationen af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i det marine miljø baseres i NOVA 2003 primært på årlige målinger af koncentrationer i biota (muslinger og/eller fisk) i 14 områder suppleret med målinger i sediment og enkelte målinger i havvand, 2 respektive 3 gange i hele perioden. En koncentrationsmåling i biota eller sediment giver et integreret billede af tilførslen af de pågældende stoffer til lokaliteten over en tidsperiode, hvorimod en måling i havvand kun giver et øjebliksbillede. Hertil kommer, at en måling i en organisme desuden giver et billede af den biotilgængelige fraktion.

Vedr. en mere detaljeret diskussion af valg af monitoringsorganismer i NOVA henvises til Markager et al. 1999 samt de Tekniske anvisninger for NOVA (Kaas & Markager 1998, Kap. 15).

5.1.2 Området og prøvetagningsprogram

Områdevalg og kriterier for stationsplacering samt parametervalg

De højeste koncentrationer af miljøfremmede stoffer og metaller forventes at forekomme i vore fjorde og mere kystnære områder, hvor fortyndingen fra de landbaserede kilder er mindst.

Det er også her, at man kan forvente de største effekter efter en reduktion i udledningen af forskellige stoffer. Hovedparten af lokaliteterne i overvågningsprogrammet for miljøfremmede stoffer og metaller i det marine miljø er derfor placeret i disse områder.

I de Tekniske anvisninger (Kaas & Markager 1998, Kap. 15 og 17) er der nærmere redegjort for hvilke kriterier, der er lagt vægt på ved udvælgelsen af områder for måling af miljøfremmede stoffer og metaller.

Baggrund

Områder i 1999

Væsentlige kriterier har fx været koordinering med de øvrige relevante programmer, specielt dem vedrørende forureningskilder og vandløb, samt at bevare havstationer med lange tidsserier. For yderligere information vedrørende områdevalg og miljøkemi henvises også til afsnit "Kilder og miljøkemi", i kapitel 5 i Markager et al. (1999).

Omfanget af amternes og Danmarks Miljøundersøgelsers aktiviteter i 1999 samt angivelse af prøvetagningsområde fremgår af *Tabel 5.1* samt *Figur 5.1*. Programmet omfatter målinger i biota (fisk og muslinger) samt et mindre program i havvand.

Stationsudvælgelse

Ved udvælgelse af stationer i det enkelte område er der specielt lagt vægt på, at man får en viden om variationen i koncentrationen af de enkelte stoffer og stofgrupper i et område, samt at man så vidt muligt kan fastlægge årsagen hertil. Den overordnede prøvetagningsstrategi for muslinger i et fjordområde i NOVA 2003 er derfor generelt at indsamle langs en gradient fra kilden (fx by eller havn) på tre lokaliteter. Fjordvandet skal i 1999 undersøges for parametre, hvis primære kilde formodes at være spildevand. Prøvetagningen er derfor koordineret såvel geografisk som tidsligt med udtagningen af prøver fra et spildevandsanlæg som beskrevet i de tekniske anvisninger.

Åbne farvande

En separat rapportering af målinger fra de åbne farvande vil først indgå de år, hvor overvågningsprogrammet omfatter koncentrationsmålinger i sediment, hvor der også vil blive udtaget prøver i disse områder.

Parametervalg

Udvalgskriterier

Valget af hvilke miljøfremmede stoffer og metaller, der indgår i NOVA, er primært baseret på de forpligtelser, der foreligger i henhold til en række EU-direktiver og de internationale havkonventioner, herunder Nordsøkonferencen. Disse stoffer er her medtaget pga. en viden om disse stoffers forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Pesticider som irgarol og diuron, der indgår eller har indgået i nogle typer antibegroningsmaling, er medtaget, selvom der ikke foreligger formelle krav, da disse netop anvendes pga. deres giftighed overfor marine organismer eller planter.

Parametre i 1999

I 1999 er koncentrationen af tungmetaller, polyklorerede biphenyler (PCB'er) og klorerede pesticider målt i såvel muslinger som fisk. I muslinger er desuden koncentrationen af organotinforbindelser samt polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH'er) målt.

I havvand er koncentrationen af halogenerede alifatiske kulbrinter, pentaklorphenol og lineære alkylbenzensulfonat (LAS) målt.

Hvilke enkeltkomponenter, der er målt i de forskellige stofgrupper, fremgår af progambeskrivelsen for NOVA (Miljøstyrelsen 1999).

Tabel 5.1 Oversigt over områder med overvågning af miljøfremmede stoffer og tungmetaller i NOVA 2003 i 1999 med angivelse af antal stationer i hvert område. Endvidere er angivet antal prøver, der er udtaget på hver station.

Overvågningsområder	Antal stationer i hvert område		
	Muslinger ⁶⁾	Fisk	Vand
- Lister /Juvre Dyb ¹⁾	2	-	
- Grå Dyb tidevandsområde ¹⁾	3		
- Horsens Fjord ²⁾	2	-	
- Sydlige Lillebælt	2	-	
- Odense Fjord ²⁾	3	-	2
- Randers Fjord ¹⁾	2 ⁵⁾	-	2
- Limfjorden ved Nibe Bredning	3		
- Ringkøbing Fjord ²⁾	3	-	
- Roskilde Fjord ²⁾	2	-	
- Sydlige Øresund ¹⁾	3	2	
- Århus Bugt ¹⁾	3	-	
- Nivå Bugt ¹⁾	1	1 ^{3,4)}	
- Storebælt	1	1 ³⁾	
- Hvide Sande	-	1 ³⁾	
Antal prøver pr. station	3 ⁶⁾	10	2

1) Området er også udpeget som repræsentativt område.

2) Området er også udpeget som typeområde.

3) Der udtages 25 fisk til bestemmelse af tungmetaller.

4) Der måles kun indhold af tungmetaller.

5) I 1998 er prøvetagning i området angivet som en prøve pr. station (= 6 stationer), herefter som 6) i amtsrapport. I 1999 er prøvetagning i området angivet som 2 stationer med 3 prøver.

6) For hver station er der indsamlet 3 prøver, hver bestående af 20-125 muslinger med en samlet vægt på minimum 20 gram, der efter homogenisering fordeles til analyse af de enkelte parametre.

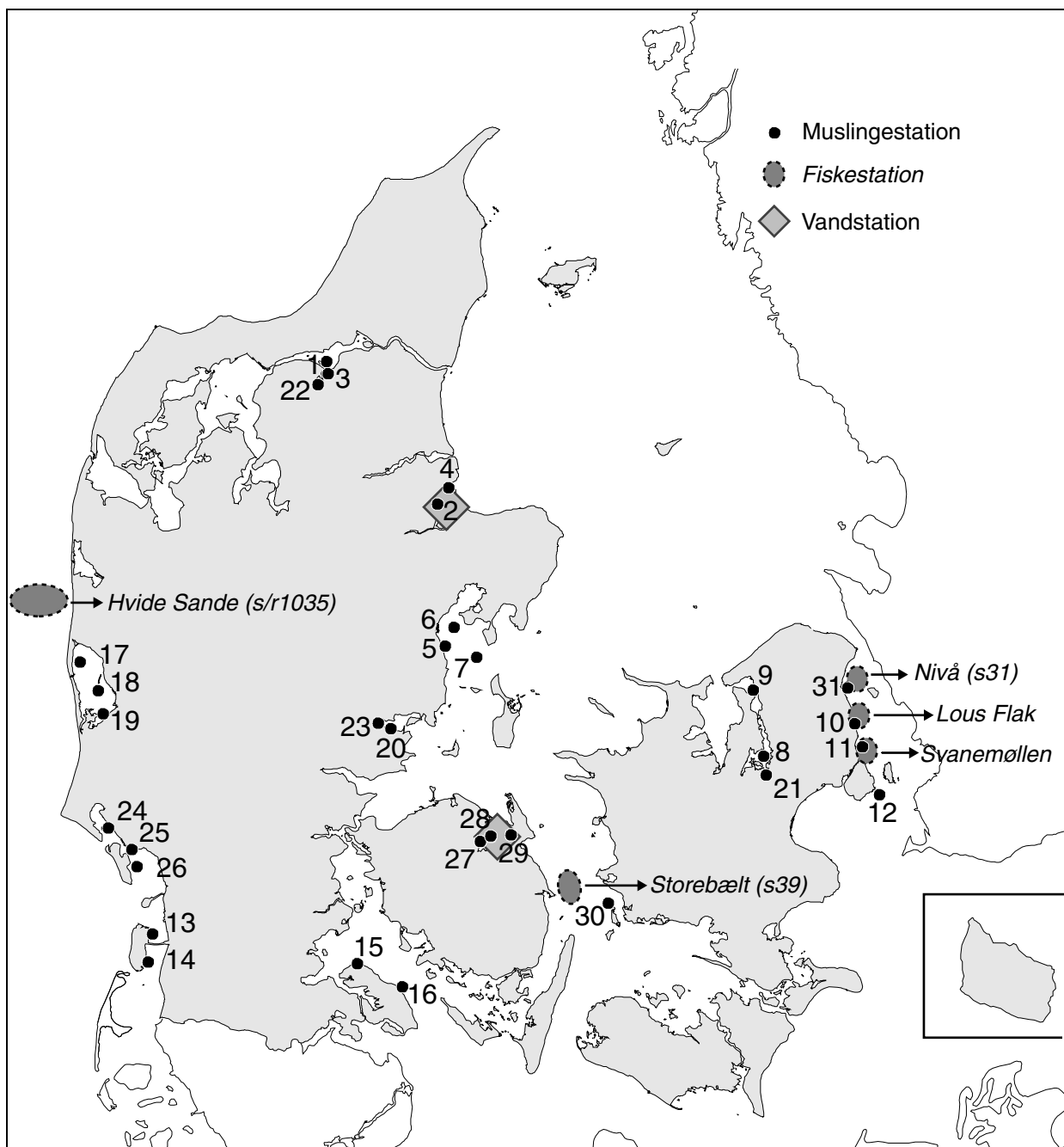
Prøvetagning og analyse

I 1999 er der indsamlet prøver (fisk og/eller muslinger) en gang på hver station i perioden oktober til december. Havvandsprøver er indsamlet én gang på hver station, og prøvetagningstidspunktet er så vidt muligt koordineret med prøvetagning af spildevandsprøver. Prøverne er indsamlet og analyseret som beskrevet i Teknisk anvisning for biota og havvand (Kaas & Markager 1998, Kap. 15 og Kap. 17).

I enkelte områder har det ikke været muligt at indsamle muslinger med den foreskrevne skallængde eller art. I de enkelte amtsrapporter er der nærmere redegjort for dette og eventuelle andre afvigelser fra de tekniske anvisninger. Eventuelle afvigelser fra de tekniske anvisninger vil kun blive diskuteret yderligere, hvis dette er nødvendigt for forståelsen af resultatet.

Indsamling og analyse af prøver i 1999

Afvigelser fra Teknisk anvisning



Figur 5.1 Stationsplacering for prøver udtaget for miljøfremmede stoffer og metaller i biota og havvand i 1999. Muslingeart er blåmusling undtagen på station 1, 3, 22 i Limfjorden og 17, 18, 19 i Ringkøbing Fjord, hvor der er brugt sandmusling.

Afvielser i rapportering

Programmet for 1999 blev stort set gennemført som oprindeligt planlagt. Alle prøverne blev indsamlet. Et analyselaboratorium, som var kontraheret af nogle amter til at udføre deres analyser, har imidlertid ikke afleveret samtlige resultater i tide for amternes rapportering. Dette har medført, at disse amters rapporter ikke indeholder alle parametre.

Geografisk udbredelse/ tidslig udvikling

Der forefindes kun data for miljøfremmede stoffer og metaller fra 1998 og 1999 indsamlet i regi af den nationale overvågning. Det er derfor kun muligt at redegøre for den geografiske udbredelse af disse stoffer ud fra resultater i det nationale overvågningsprogram. Det er ikke relevant at diskutere tidstrends baseret på kun 2 års NOVA-

data. Forskelle i koncentration mellem 1998 og 1999 for de enkelte parametre i et specifikt område vil kun blive kommenteret, hvis der fx er store afvigelser mellem de to år, eller hvis der kan ses en systematisk trend i en parameter i et større geografisk område.

Den tidslige udvikling af koncentrationen af de undersøgte stoffer vil kun blive diskuteret i det omfang, der har været andre relevante data end NOVA-data tilgængelige for et specifikt område.

5.1.3 Resultater

MUSLINGER

Muslinger

Koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller målt i muslinger er vist på *Figur 5.2* til *Figur 5.7*.

Koncentrationen af metaller er målt og vist på tørstofbasis, hvorimod organotinf forbindelser, PAH'er, PCB'er og andre klorerede forbindelser er målt og vist på vådvægtbasis. Ved tørring kan letflygtige organiske forbindelser dampe af, fx visse PAH'er og PCB'er, og der er også en risiko for krydskontaminering af prøver.

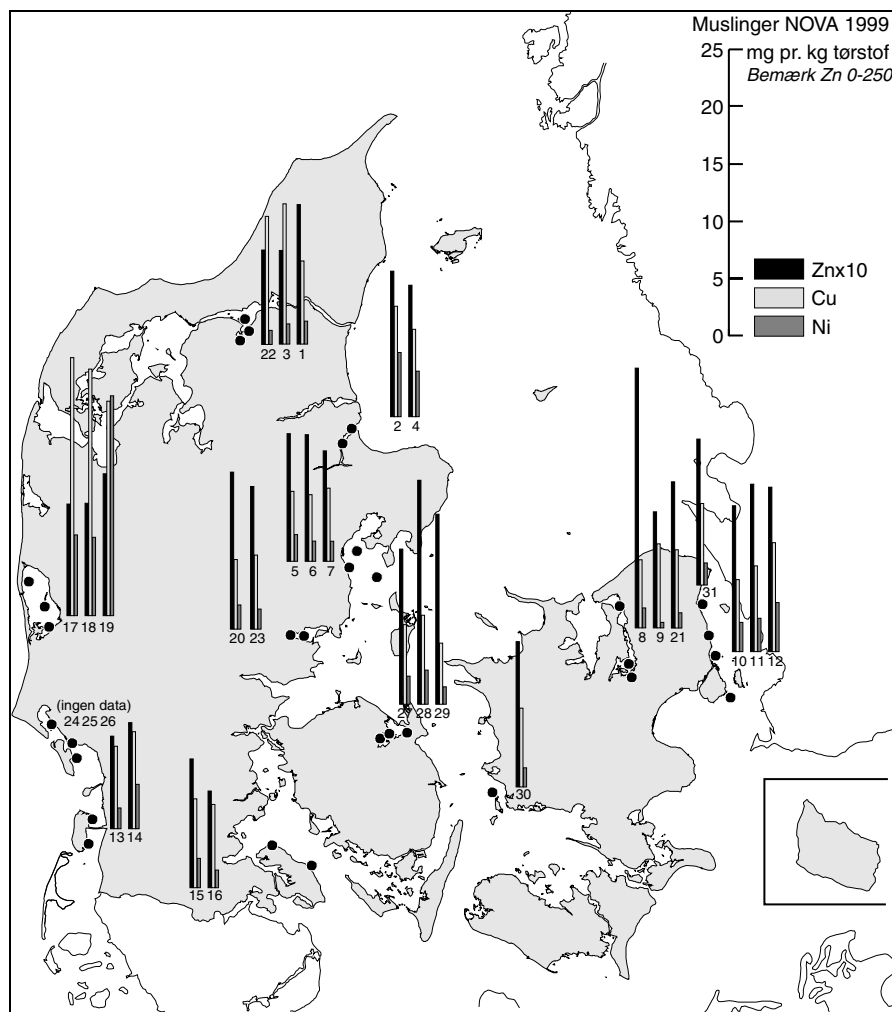
Bemærk at der er forskel i skalaangivelsen for de forskellige metaller. Koncentrationen af zink (Zn) er en faktor 10 højere end for de øvrige metaller i den samme figur og Hg tilsvarende en faktor 10 lavere, se henholdsvis *Figur 5.2* og *Figur 5.3*. Der er også forskel i skalaangivelsen i *Figur 5.6*, hvor Σ PAH er en faktor 10 højere end de øvrige parametre.

Sandmusling (*Mya arenaria*) og ikke blåmusling (*Mytilus edulis*) er brugt som monitoringsorganisme i Limfjorden og Ringkøbing Fjord. I begge disse områder har det være nødvendigt at vælge denne art, da forekomsten af blåmusling på de udvalgte lokaliteter er meget begrænset eller manglende. Det betyder, at koncentrationer målt i disse områder ikke direkte kan sammenlignes med koncentrationer målt i de øvrige områder, da såvel fødeindtag som akkumulering og metabolisering af de forskellige stoffer sandsynligvis varierer mellem de to arter.

Muslingernes fysiologiske tilstand kan have indflydelse på akkumulering af de miljøfremmede stoffer og metaller og hermed koncentrationen. Den fysiologiske tilstand kan fx vurderes ved hjælp af konditionsindekset, som er en relation mellem muslingernes længde og bløddelenes vægt. Mange miljøfremmede stoffer er mere fedtopløselige end vandopløselige. Muslingernes fedtindhold kan derfor have en betydning for akkumuleringen af disse stoffer. Der er ofte en positiv korrelation mellem konditionsindeks og fedtprocent i et område.

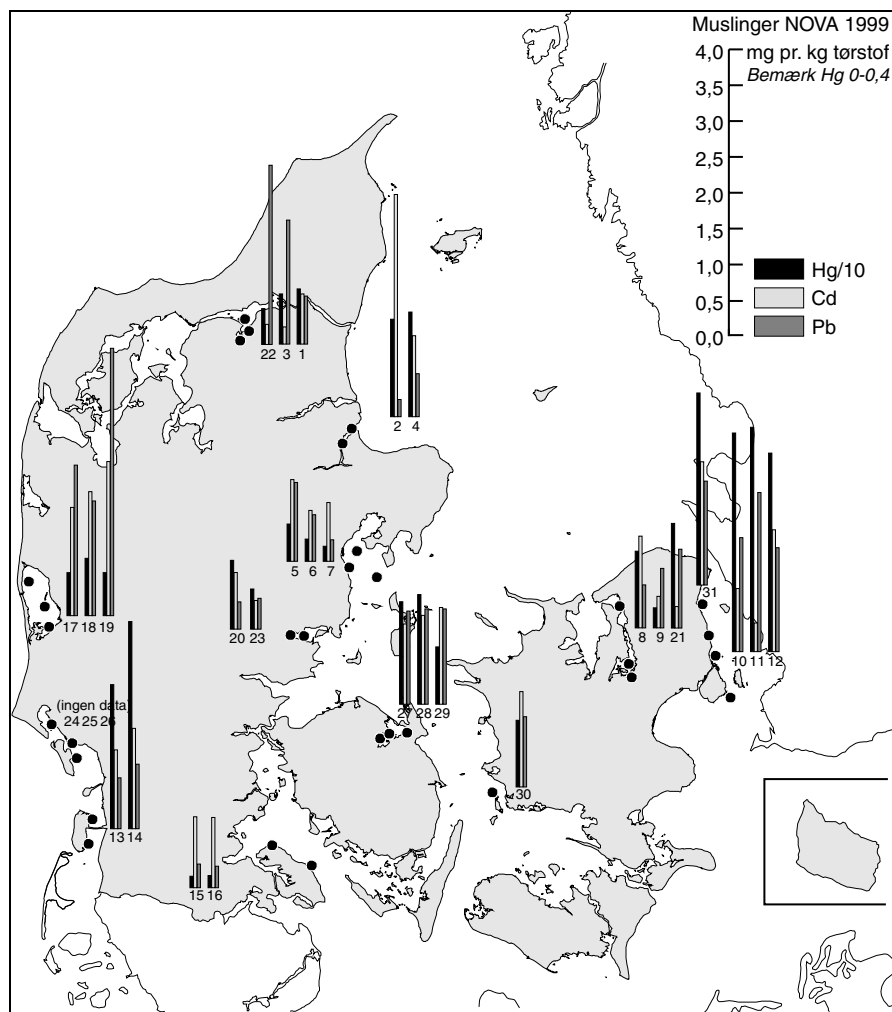
Det kan derfor være relevant at inddrage fysiologiske tilstandsparametre i resultatopgørelser og diskussioner med hensyn til årsags-sammenhænge, geografiske forskelle eller tidstrends. I regi af NOVA vil sådanne tilstandsparametre blive inddraget i rapporteringen i forbindelse med en større planlagt evaluering i 2002 af data vedrørende miljøfremmede stoffer og metaller. Det skal dog bemærkes, at enkelte amter allerede har inddraget denne type tilstandsparametre i deres rapportering.

<i>Tungmetaller</i>	Metaller har altid forekommet naturligt i miljøet. Havet tilføres imidlertid også store mængder metaller på grund af den menneskelige aktivitet, fx via forskellige diffuse kilder såsom luft, ferskvandstilstrømning, samt yderligere fra forurenede sediment i forbindelse med klapning, skibe og via hus- og industrispildevand, selv om betydningen af de sidstnævnte kilder er aftagende på grund af de forbedrede rensningsprocedurer ved vore rensningsanlæg.
<i>Kviksølv</i>	Koncentrationen af Hg i muslinger varierede mellem 0,012 og 0,343 mg pr. kg tørvægt og med de højeste koncentrationer i Vadehavet og Øresund og de laveste i Lillebælt (<i>Figur 5.3</i> - bemærk forskellen i skalaangivelsen for Hg i forhold til de øvrige metaller).
<i>Cadmium</i>	Koncentrationen af Cd i blåmuslinger varierede mellem 0,21 og 3,25 mg pr. kg tørvægt med de højeste koncentrationer i Randers Fjord samt Øresund (<i>Figur 5.3</i>). Koncentrationen var også høj i Ringkøbing Fjord i 1999. Det skal imidlertid bemærkes, at der her såvel som i Limfjorden ikke er målt i blåmusling, som i hovedparten af de øvrige områder, men i sandmusling.
<i>Zink/kobber/bly/nikkel</i>	Koncentrationen af Zn i blåmuslinger varierede mellem 76 og 256 mg pr. kg tørvægt (bemærk forskellen i skalaangivelsen for Zn i forhold til de øvrige metaller). Kun i to områder, Odense Fjord og Roskilde Fjord oversteg den 200 mg pr. kg. Koncentrationen af Cu i blåmuslinger, som varierede mellem 5,2 mg og 10,3 mg pr. kg tørvægt, var højest i Randers Fjord og Øresund (<i>Figur 5.2</i>). Koncentrationen af Ni i blåmuslinger varierede mellem 0,3 mg og 5,9 mg pr. kg tørstof. De højeste koncentrationer forekom i Randers Fjord, Odense Fjord og ved København (<i>Figur 5.2</i>). Det bemærkes, at koncentrationen af Ni i Ringkøbing Fjord var relativt høj også i forhold til koncentrationen i sandmusling fra Limfjorden. Koncentrationen af Pb var generelt mindre end ca. 1 mg pr. kg tørstof. Kun i Øresundsområdet var koncentrationen af Pb i blåmuslinger lettere forhøjet i forhold til de øvrige områder (<i>Figur 5.3</i>).
<i>Organotinforbindelser (TBT/DBT/MBT)</i>	Organotinforbindelser anvendes bl.a. som biocider til skibsmaling og træbeskyttelse. Disse forbindelser anvendes også som additiver i mange plastprodukter. I havmiljøet er det især tributyltin (TBT), der frigives fra skibes bundmalinger, som er af interesse. TBT's lange nedbrydningstid har medført, at der er sket en ophobning af TBT i havmiljøet især i sedimenter og bundlevende dyr. TBT er giftig for en lang række organismer og er specielt kendt for at forårsage imposex hos visse marine sneglearter. For yderligere oplysninger om forekomsten af imposex og andre effekter af TBT henvises til afsnit 5.2.



Figur 5.2 Koncentrationen af zink (Zn), kobber (Cu) og nikkel (Ni) i muslinger.

Koncentrationen af TBT, dibutyltin (DBT) og monobutyltin (MBT) beregnet som Sn (TBT-Sn, DBT-Sn og MBT-Sn), varierede mellem 0,5 - 38, 0,2 - 31, henholdsvis 0,06 - 10,6 μg pr. kg vådvægt. De højeste koncentrationer af TBT er fundet i Odense Fjord. Dette område er karakteriseret ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter som fx værft, der kan udgøre kilder til TBT. Forholdsvis høje koncentrationer er også fundet i Århus Bugt, Roskilde Fjord og ved København, hvor udslip fra spildevandsanlæg sandsynligvis også bidrager til de forhøjede koncentrationer. Koncentrationen af DBT i muslinger var generelt en faktor 2-3 lavere end TBT, og koncentrationen af MBT yderligere en faktor 2 lavere på flere lokaliteter, hvilket kunne indikere, at muslingerne indtil for nyligt havde været eksponeret for TBT. Det bemærkes imidlertid, at på 22 af de 24 lokaliteter, der også blev målt i 1998, var koncentrationen af TBT lavere i 1999 sammenlignet med i 1998, samtidigt med at koncentrationen af nedbrydningsprodukterne DBT og MBT på henholdsvis 58% og 75% af lokaliteterne var på det samme niveau eller højere i 1999 sammenlignet med i 1998.

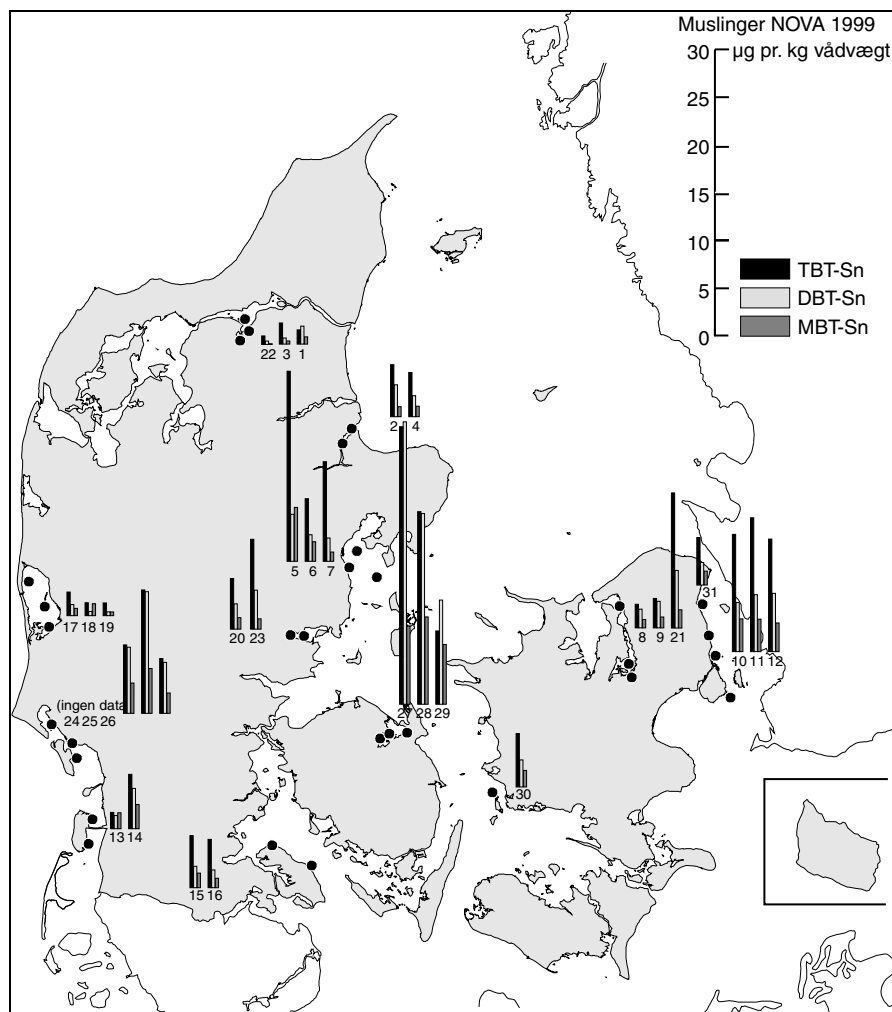


Figur 5.3 Koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger.

I 1998 blev der målt en meget høj DBT-koncentration ved Lynetten i København, der var ca. 3 gange højere end TBT-koncentrationen. Koncentrationen i 1999 af DBT var kun ca. 1/10 del af DBT-koncentrationen i 1998 (5,96 µg pr. kg vådvægt). Dette sandsynliggør, at den væsentligste kilde i 1998 for organotin ved Lynetten ikke var antibegravningsmiddel men spildevandsudledningen fra Lynetten. DBT fra plast stabilisatorer kan fx udgøre en væsentlig årsag hertil.

Triphenyltin

I 1998 blev der kun fundet påviselige mængder af triphenyltin i enkelte prøver i to områder (Horsens og Odense Fjord). I 1999 er der ikke fundet koncentrationer over detektionsgrænsen (1 µg pr. kg vådvægt) i nogen prøve.



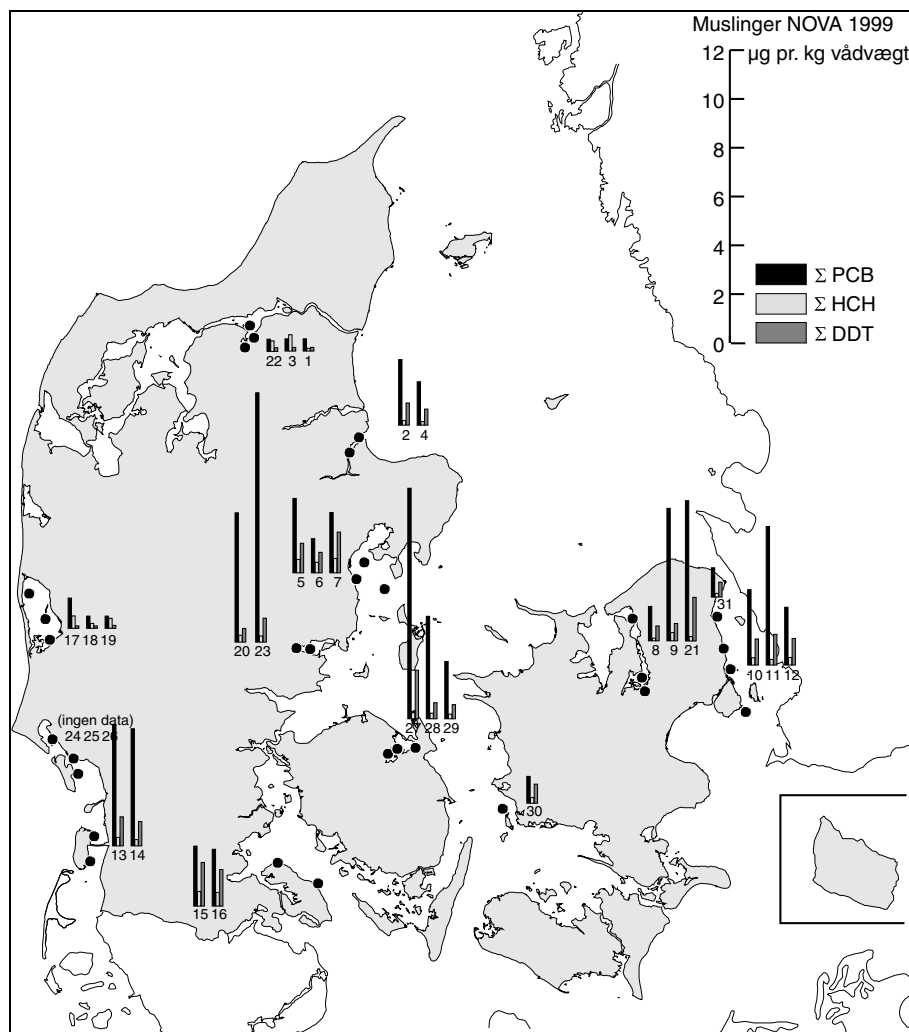
Figur 5.4 Koncentrationen af organotin i muslinger.

Klorerede aromatiske forbindelser
(Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT)

De organiske aromatiske klorforbindelser, der indgår i overvågningsprogrammet (PCB, HCH og DDT) er persistente, tungt nedbrydelige stoffer, tungt-opløselige i vand men let opløselige i fedt. De opkoncentreres derfor i de højere led af fødekæden, fx i fisk og pattedyr. Stofferne mistænkes for at virke generelt hæmmende på reproduktion og på immunforsvaret samt forstyrrer hormonsystemet. Brugen af disse stoffer er generelt forbudt i Danmark og den vestlige del af Europa, men en stor del af fx PCB er stadigvæk i cirkulation i miljøet. Kilderne er derfor primært diffuse, og de mere letflygtige af disse stoffer kan transporteres langt via atmosfæren.

Koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT varierede mellem 1,1 - 10,2; 0,11 - 0,7 respektive 0,10 - 1,9 µg pr. kg vådvægt (Figur 5.5).

Σ PCB er summen af koncentrationen af de 10 kongenerer, der er obligatoriske i NOVA (CB-28, CB-31, CB-52, CB-101, CB-105, CB-118, CB-138, CB-153, CB-156 og CB-180). Σ HCH er summen af alpha-HCH, beta-HCH og gamma-HCH, og Σ DDT er summen af pp'-DDE, pp'-DDD, pp'-DDT.



Figur 5.5 Koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT i muslinger.

De højeste værdier af Σ PCB er fundet i den indre del af Horsens Fjord og Odense Fjord. Forholdsvis høje koncentrationer er også fundet i de områder, som i 1998 udviste høje værdier af Σ PCB, dvs. i Roskilde Fjord, ved Lynetten ved København samt i Vadehavet.

De højeste værdier af Σ HCH er målt i prøver fra Limfjorden, ved Als og fra Århus Bugt (0,6 - 0,7 µg pr. kg vådvægt).

På 83%, 92% respektive 83% af de stationer, der også blev målt i 1998 (24 i alt), er koncentrationen af Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT lavere i 1999 end i 1998. Årsagen hertil kan være en reel nedgang af PCB i miljøet, men forskelle mellem årene i muslingernes konditionsindeks kan eventuelt også være en medvirkende faktor.

Værdien af Σ PCB varierede i 1998 på en station i Roskilde Fjord (station 60) mellem 1,7 og 25 µg pr. kg vådvægt. På samme station varierede værdien i 1999 mellem 1,4 og 1,8 µg pr. kg vådvægt. Den meget høje værdi, der blev fundet på station 60 i 1998, afspejler sandsynligvis derfor ikke koncentrationen på denne station og kan eventuelt tilskrives en analysefejl eller en forurening af prøven.

(Aromatiske hydrocarboner, PAH'er)

Den væsentligste kilde (ca. 75%) til den marine forurening med PAH'er i Danmark er af petrogen (olierelateret) oprindelse som fx oliespild og spild fra industrielle processer, mens pyrogene kilder (forbrændingsprocesser), specielt forbrænding af fossilt kulstof, andrager stort set resten (25%). Den biologiske dannelse (biogene processer) er under danske forhold normalt ubetydelig. PAH fra olie og olieprodukter er ofte rigt på indhold af lette og methylerede PAH'er. PAH'er dannet ved forbrændingsprocesser (pyrogene PAH'er) har ofte et stort indhold af de relativt højmolekylære PAH'er med 4-7 ringe. Ud fra forholdet mellem de enkelte PAH-forbindelser er det ofte muligt at få en indikation af vægtningen mellem kilderne.

I Figur 5.6 og Figur 5.7 er vist Σ PAH (= summen af koncentrationen af alle PAH'er og øvrige aromatiske hydrokarboner, der indgår i overvågningsprogrammet (26 i alt), summen af de lette PAH'er, dvs. dem med 2-3 ringe, tunge PAH'er, dvs. dem med 4-7 ringe samt summen af de methylerede PAH-forbindelser.

Værdien af Σ PAH i blåmuslinger varierede mellem 47 og 273 μg pr. kg vådvægt med en medianværdi på 127 μg pr. kg vådvægt. Koncentrationerne på mange stationer i 1999 adskiller sig ikke væsentligt fra dem, der blev fundet i 1998. På enkelte lokaliteter er der imidlertid fundet en forskel i koncentrationen mellem de to år på op til en faktor 4, uden at der dog er fundet en generel systematik i dette. De højeste værdier af Σ PAH er fundet ved Egholm Flak i Storebælt. Høje værdier af Σ PAH er også fundet i Lillebælt og i det indre af Horsens Fjord. De laveste koncentrationer i blåmuslinger er fundet i Vadehavet ved Juvre Dyb. Tilsvarende lave værdier af Σ PAH er også fundet i sandmusling i Ringkøbing Fjord, 47 μg pr. kg vådvægt.

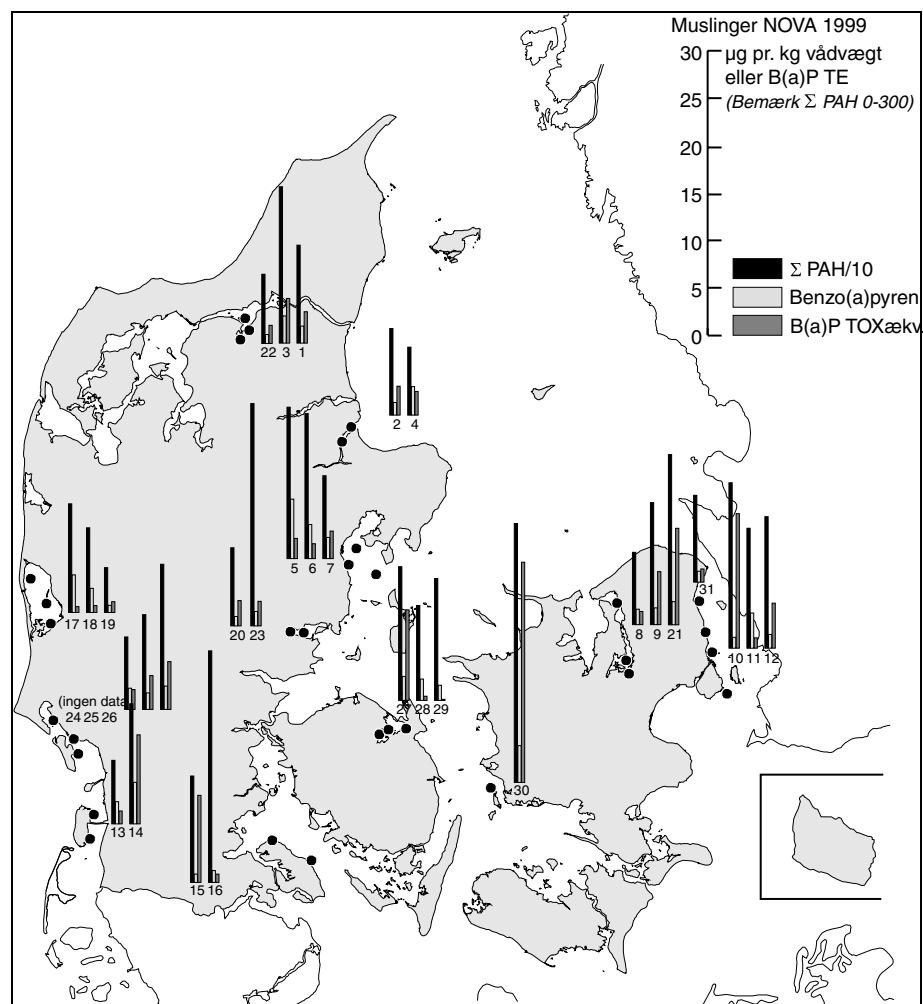
Det bemærkes, at i NOVA-programmet medtages betydeligt flere PAH'er, end i mange andre undersøgelser vedrørende forekomsten af PAH'er i det marine miljø. Som beskrevet i Markager et al. (1999), er udvidelsen af antallet af enkeltstoffer foretaget dels på basis af ny toksikologisk viden og dels for at medtage nogle kilde-markører. En af disse er den svovlholdige dibenzothiophen, der, hvis den findes i relativ stor koncentration, indikerer ikke raffineret olie. DMU's station ved Egholm Flak i Storebælt (station 30 på Figur 5.1) indeholdt som i 1998 også i 1999 forholdsvis høje koncentrationer af de lette 2-3 ringede PAH'er og den højest målte koncentration af alkylerede PAH'er (144 μg pr. kg vådvægt) og samtidigt forholdsvis store mængder dibenzothiophen. Dette indikerer dels en petrogen kilde, og dels at en stor del af denne udgøres af råolie. Høje koncentrationer af de lette PAH'er er også fundet fx i Lillebælt og i Horsens Fjord.

Relativt høje koncentrationer af de højmolekylære PAH'er er fundet fx i Århus Bugt. I den nordlige del af Roskilde Fjord er der yderligere fundet høje koncentrationer af anthracen, som er en markør for specielt højindustrielle processer. Relativt høje koncentrationer af anthracen, er også fundet i Århus Bugt, Horsens inderfjord, Odense Fjord samt i enkelte prøver ved København, alle områder med en høj industrialisering.

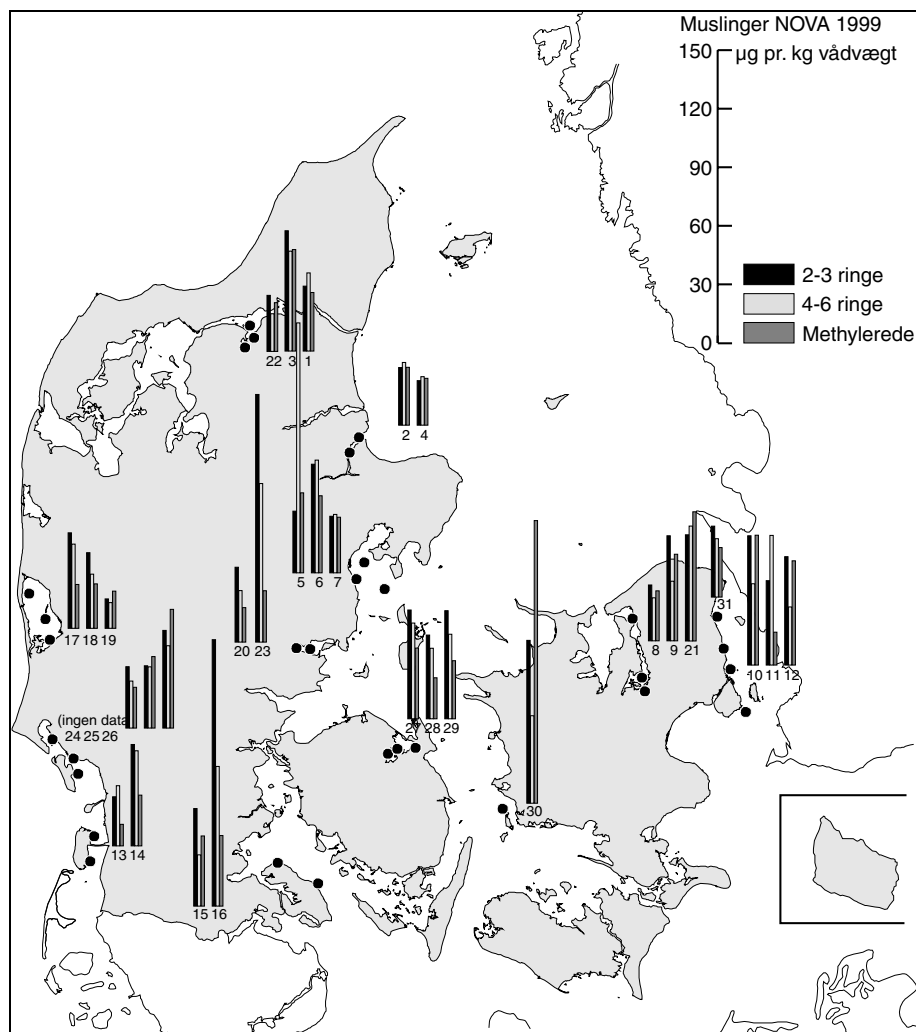
Mange PAH'er, specielt de lavmolekylære forbindelser (2-3 ringe), er akut toksiske for marine dyr, mens flere af de højmolekylære (4-7

ringe) er klassificeret som cancerogene og mutagene for såvel mennesker som dyr. Her er benzo(a)pyren det vigtigste eksempel, da det er meget potent. For at få et samlet indtryk af de målte PAH'ers mutagene og cancerogene potentiale sættes de øvrige PAH'ers toksicitet i forhold til toksiciteten af benzo(a)pyren. En B(a)P toksicitets ækvivalent kan derefter udregnes for den enkelte PAH, der så kan summeres. Summen af blåmuslingernes indhold af B(a)P toksicitetsækvivalenter er vist i Figur 5.6 sammen med Σ PAH og koncentrationen af benzo(a)pyren som enkeltstof.

For danske havområder, der ikke er forurenede af egentlige punktkilder, findes typisk værdier af Σ B(a)P toksicitetsækvivalenter (Σ B(a)P-TE), der er $< 5 \mu\text{g pr. kg vådvægt}$; for lettere forurenede marine områder værdier mellem $5\text{--}10 \mu\text{g } \Sigma$ B(a)P-TE pr. kg vådvægt, og for forurenede marine områder værdier mellem $10\text{--}35 \mu\text{g } \Sigma$ B(a)P-TE pr. kg vådvægt. Specielt høje værdier af Σ B(a)P-TE er fundet ved Egholm Flak i Storebælt, i den indre del af Odense Fjord samt i den ydre del af Roskilde Fjord; områder hvor der også er fundet relativt høje koncentrationer af mange PAH'er.



Figur 5.6 Koncentrationen af Σ PAH, benzo(a)pyren og Σ indhold af B(a)P toksicitetsækvivalenter i muslinger.



Figur 5.7 Koncentrationen af Σ PAH'er med 2-3 ringe, Σ PAH'er med 4-7 ringe samt Σ af methylerede PAH- forbindelserne i muslinger.

Variation i koncentration
på en lokalitet

Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem parallelle prøver er angivet i Tabel 5.2. Variationen er beregnet som en CV-%, ((standardafvigelsen)/(middelværdien)*100). Tabellen viser også de tilsvarende værdier for 1998.

Tabel 5.2 Den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem prøver på en lokalitet udtrykt som en CV-%. Antal målinger pr. lokalitet = 3. Værdier for 1998 og 1999.

	Stof										
	TBT	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb	Σ PCB	Σ HCH	Σ DDT	Σ PAH
CV-% (1999)	17	7	8	13	15	17	19	12	23	11	8
CV-% (1998)	15	8	7	13	13	14	17	9	11	10	11

Af tabellen fremgår det, at den gennemsnitlige variation i koncentrationen mellem prøver på en lokalitet, udtrykt som CV-%, varierede mellem 7 - 23% i både i 1998 og 1999. Dette må betragtes som relativt lav, da det skyldes såvel reelle forskelle i koncentrationen som forskelle på grund af variation i selve analysen.

FISK

Fisk

Koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller målt i fisk fremgår af *Tabel 5.3* og *Tabel 5.4*. Stationsplaceringen fremgår af *Figur 5.1*.

Koncentrationen af Hg i fisk er målt i muskelvæv, og Cd, Cu, Zn, Pb og Ni er målt i leveren, alle på tørstofbasis. PCB og andre klorerede forbindelser er målt på vådvægtbasis i lever.

Σ PCB, Σ HCH og Σ DDT er beregnet som angivet for muslinger.

Tabel 5.3 Middelkoncentrationen og standardafvigelsen (std.) af metaller målt i fisk. Enhed: mg pr. kg tørstof.

Lokalitet	Stof					
	Zn gennemsnit ± std.	Cu gennemsnit ± std.	Ni gennemsnit ± std.	Hg gennemsnit ± std.	Pb min. / maks.	Cd gennemsnit ± std.
København ^{1,2)}	227 ± 19	85 ± 16	0,5 ± 0,1	0,60 ± 0,14	<0,2 / 0,3	0,28 ± 0,09
Vedbæk ^{1,2)}	164 ± 14	43 ± 7	0,4 ± 0,1	0,35 ± 0,03	<0,2 / <0,2	0,14 ± 0,02
Nivå ^{1,3)}	175 ± 10	56 ± 5	0,3 ± 0,4	0,67 ± 0,05	<0,2 / 0,2	0,91 ± 0,18
Storebælt ^{1,3)}	153 ± 9	59 ± 5	0,2 ± 0,03	0,30 ± 0,03	<0,2 / 0,2	0,68 ± 0,1
Vadehavet	Ingen data modtaget					
Hvide Sande ^{3,4)}	167 ± 14	22 ± 3	0,7 ± 0,1	0,28 ± 0,02	<0,2 / 0,4	0,47 ± 0,04

1) Skrubber

2) 10 fisk målt

3) 25 fisk målt

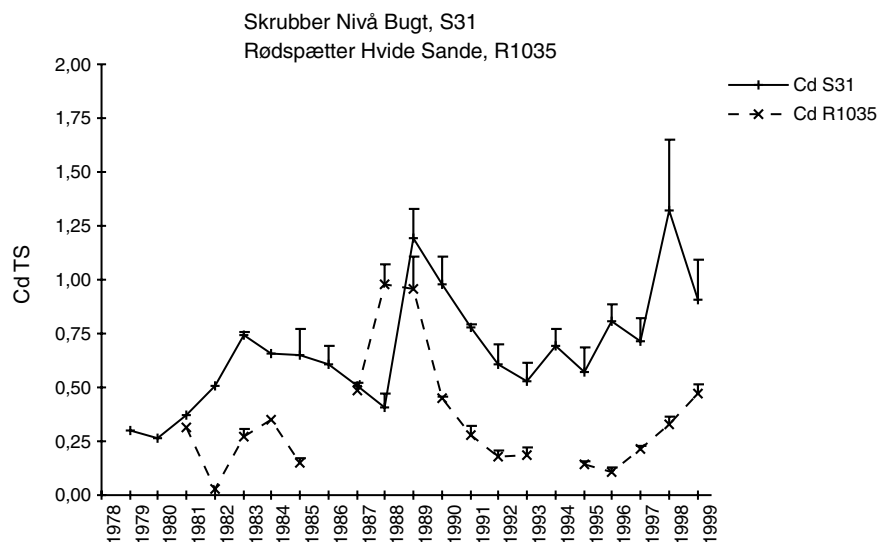
4) Rødspætte

Tabel 5.4 Middelkoncentrationen og standardafvigelsen (std.) af miljøfremmede stoffer samt % ekstraherbart fedt målt i skrubber. Enhed: µg pr. kg vådvægt.

Lokalitet	Σ PCB gennemsnit ± std.	Σ DDT gennemsnit ± std.	Σ HCH gennemsnit ± std.	Ekstraherbart fedt, % gennemsnit ± std.
København ¹⁾	38,6 ± 4,6	17,1 ± 2,2	4,2 ± 0,5	9,4 ± 1,1
Vedbæk ¹⁾	46,2 ± 7,7	21,4 ± 4,6	2,4 ± 0,2	12,5 ± 1,0
Vadehavet	Ingen data modtaget			
Nivå ¹⁾	76,8 ± 15,4	31,7 ± 7,5	3,3 ± 0,5	12,8 ± 0,7
Storebælt ¹⁾	32,8 ± 8,6	13,1 ± 2,8	4,0 ± 1,0	13,5 ± 3
Hvide Sande ¹⁾	49,6 ± 9,5	9,1 ± 1,6	1,3 ± 0,2	4,6 ± 0,6

1) 10 fisk målt

<i>Geografiske variation</i>	Kun få stationer indgår i programmet, se <i>Figur 5.1</i> . Hertil kommer, at der ikke er rapporteret nogle data fra Vadehavet. Det er derfor kun muligt i et meget begrænset omfang at diskutere den geografiske variation af koncentrationen af miljøfremmede stoffer og metaller baseret på disse resultater .
<i>Tungmetaller</i>	Koncentrationen af Hg i skrubber var lettere forhøjede såvel ved København som ved Nivå Bugt. Den laveste koncentration af Hg er fundet i rødspætter fra Hvide Sande. Koncentrationen af Pb og Ni var generelt lave i alle områder. Såvel Zn som Cu var højest ved København, hvorimod den højeste Cd-koncentration fandtes ved Nivå bugt (<i>Tabel 5.3</i>).
<i>Miljøfremmede stoffer</i>	Værdien af Σ PCB og Σ DDT var højest i skrubber fra Nivå bugt og lavest i skubber fra Storebælt respektive fra Hvide Sande, som også indholdt de laveste koncentrationer af Σ HCH (<i>Tabel 5.4</i>). Fedtprocenten varierede mellem 4,6% og 13,5% med de laveste værdier i fisk fra Hvide Sande. Det er velkendt, at klorerede aromatiske forbindelser opkoncentreres i fedtvæv. Den lave fedtprocent i fisk fra Hvide Sande er sandsynligvis en medvirkende årsag til de her forekommende lave værdier af Σ HCH og Σ DDT. Det bemærkes, at hvis Σ PCB beregnes i forhold til fedtprocenten, er Σ PCB ca. en faktor 2 større i fisk fra Hvide Sande end fra Nivå bugt.
<i>Tidslig udvikling af metalkoncentrationen</i>	Af amternes rapport i 1999 vedrørende Øresund, fremgår det, at kviksølvindholdet i skrubber ved København og Vedbæk er faldet fra 1973 til 1999 og var i 1999 lidt under niveauet for målingerne foretaget i 1998 i forbindelse med NOVA-programmet (Frederiksborg Amt et al. 2000). Der var heller ikke i 1999 fundet koncentrationer over grænseværdien for konsum af skrubber (0,5 mg Hg pr. kg vådvægt) (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985). Cadmium- og blykoncentrationerne er i begge undersøgte områder i Øresund faldet, i forhold til en enkel undersøgelse udført i 1973, til værdier, der svarer til dem, der er fundet i Levnedsmiddelstyrelsens undersøgelse af tungmetaller i danske kystfisk 1979 - 1982 (Frederiksborg Amt et al. 2000). Det bemærkes, at den høje koncentration fundet i 1973 for Cd (ca. 0,4 mg pr. kg vådvægt svarende til ca. 2 mg pr. kg tørvægt) eventuelt kan skyldes en metodefejl, da analysemetoden ikke var så veludviklet på dette tidspunkt. Danmarks Miljøundersøgelser har siden 1978 årligt bestemt metal-koncentrationen i fisk fra danske kystområder som et led i Danmarks internationale overvågningsforpligtelser. Baseret på disse data er den årlige variation i koncentrationen af Cd i fisk fra Hvide Sande og Nivå Bugt i Øresund vist i <i>Figur 5.8</i>. Heraf fremgår det, at koncentrationen, specielt ved Nivå Bugt, har været stigende i perioden men med store årlige variationer. Dette er i overensstemmelse med svenske data fra såvel Kattegat som Østersøen, hvor man også har fundet en stigende koncentration af Cd i forskellige fiskearter, dog uden at man har kunnet forklare årsagen hertil (Naturvårdsverket).



Figur 5.8 Den årlige variation i koncentrationen af Cd i fisk fra Øresund (skrubber, station S31) og Hvide Sande (rødspætter, station R1035) målt i lever (Cd).

HAVVAND

Koncentrationen af de halogenerede alifatiske kulbrinter og PCP i de to vandprøver fra de to stationer i Odense Fjord og Randers Fjord var i alle prøver under detektionsgrænsen på 0,02 µg pr. liter respektive 0,05 µg pr. liter, se Tabel 5.5 hvor også vandkvalitetskriterier for de målte stoffer i henhold til Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 921 tillige er angivet. Koncentrationerne af LAS var 1 og 5 µg pr. liter i Odense Fjord og < 1 µg pr. liter i Randers Fjord (Tabel 5.5).

Tabel 5.5 Koncentrationen af miljøfremmede stoffer i vand i Odense Fjord og Randers Fjord (µg pr. liter).

Stof	Bekendtgørelse nr. 921	Odense Fjord		Randers Fjord	
		Station 1 (V1)	Station 2 (V2)	Station 1 (500 m)	Station 2 (1000 m)
<i>Halogenerede alifatiske kulbrinter</i>					
Trichlormethan	-	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05
Trichlorethylen	10	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05
Tetrachlorethylen	10	< 0,02	< 0,02	< 0,05	< 0,05
1,2 dichlorethan	10	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 0,05
<i>Pentachlorphenol, PCP</i>	1	< 0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,02
<i>Lineær alkylbenzen-sulfonat, LAS</i>	-	1	5	< 1	< 1

5.2 Biologisk effektmonitoring af tributyltin (TBT)

5.2.1 Indledning

Imposex og intersex

Forekomsten af imposex og intersex i havsnegle kan anvendes i forbindelse med overvågning af havmiljøet for effekter af miljøgiften TBT. TBT er et biocid, der fortrinsvis anvendes som antibegroningsmiddel i skibes bundmaling.

Undersøgte arter af havsnegle

TBT kan meget specifikt forårsage kønsændringer af havsnegle i form af en irreversibel udvikling af synlige hanlige køns karakterer i ellers særkønnede hunsnegle. Ved imposex, der bl.a. kan forekomme i forskellige arter af konksnegle (neogastropoder) som fx dværgkonk (*Hinia reticulata*), almindelig konk (*Buccinum undatum*) og rødkonk (*Neptunea antiqua*), udvikles som noget unaturligt en penis og sædleder ud over hunnens normale kønsorganer. Ved intersex, der unaturligt kan forekomme i almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*), foregår der en decideret omdannelse af hunnens æggeleder til en hanlig prostatakirtel.

De forskellige arter af havsnegle udvikler imposex/intersex i forskelligt omfang, hvilket skyldes, at de ikke alle er lige følsomme overfor TBT. Rødkonk er den mest følsomme art efterfulgt af almindelig konk og dværgkonk og med almindelig strandsnegl som den mindst følsomme. Alligevel er almindelig strandsnegl den eneste af de her undersøgte arter, der kan udvikle egentlig sterilitet pga. de fremprovokerede kønsændringer.

Mål for imposex og intersex

Intensiteten af imposex i havsnegle indsamlet i et område angives i denne rapport ved den procentvise andel af hunner med imposex karakterer og ved *vas deferens sekvens indeks* (VDSI), der er gennemsnittet af værdier af imposexstadier i samtlige hunner (maks.værdi: 4,0). VDSI beskriver derved, hvor fremskreden udviklingen af imposex er i sneglene. På tilsvarende måde angives intensiteten af intersex ved den procentvise andel med intersex og ved *intersex indeks* (ISI, maks.værdi: 4,0).

For en mere detaljeret beskrivelse af imposex og intersex og klassificering af stadier henvises til NOVA-programmets tekniske anvisning for marin overvågning (Kaas & Markager 1998).

5.2.2 Måleprogram

I 1999 indgik der i det marine overvågningsprogram undersøgelser i danske havområder af 4 arter af havsnegle, henholdsvis for imposex i dværgkonk, almindelig konk og rødkonk samt for intersex i almindelig strandsnegl (Figur 5.9).

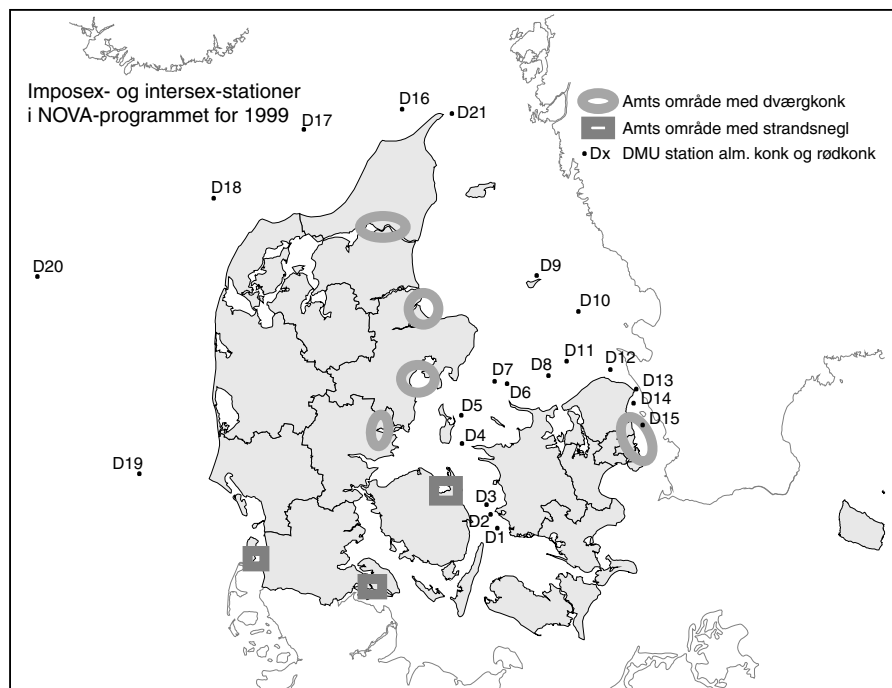
Kystnære stationer

I Hevring Bugt, Horsens Fjord, Limfjorden ved Ålborg, Øresund og Århus Bugt er dværgkonk (413 hunner og 453 hanner fordelt på 16 stationer) indsamlet i foråret 1999 og undersøgt i forskellig afstand til større havneområder, der må forventes at være betydelige kilder til TBT pga. de tilstedeværende skibe og en høj akkumulering af TBT i havnesedimentet.

I Odense Fjord, Flensborg Fjord og Lister Dyb i Vadehavet, hvor dværgkonk ikke forekommer, er almindelig strandsnegl (268 hun og 394 han fordelt på 9 stationer) undersøgt i stedet for i områder omkring større havne.

*Stationer i mere åbne
havområder*

Fra de dybere dele af vore farvande er desuden almindelig konk (564 hun og 528 han fordelt på 18 stationer) og rødkonk (203 hun og 165 han fordelt på 15 stationer) undersøgt fra 3 stationer i Skagerrak, 6 stationer i Kattegat, 5 stationer i Storebælt og 4 stationer i Øresund med fokus på de områder, hvor større sejlruiter passerer igennem. Der skulle også have været indsamlet fra 3 stationer i Nordsøen (D18-D20), hvilket dog mislykkedes pga. tab af fangstredskab. Til gengæld er der indsamlet konksnegle fra en ekstra station i Skagerrak (ved Skagen, D21).



Figur 5.9 Kort over områder med indsamling af havsnegle. De nummerede lokaliteter er indsamlingsstationer for almindelig konk og rødkonk, som er undersøgt af Danmarks Miljøundersøgelser. Områder, hvor de lokale amter har indsamlet og undersøgt dværgkonk og almindelig strandsnegl, er omkranset med henholdsvis en cirkel og en firkant.

5.2.3 Resultater

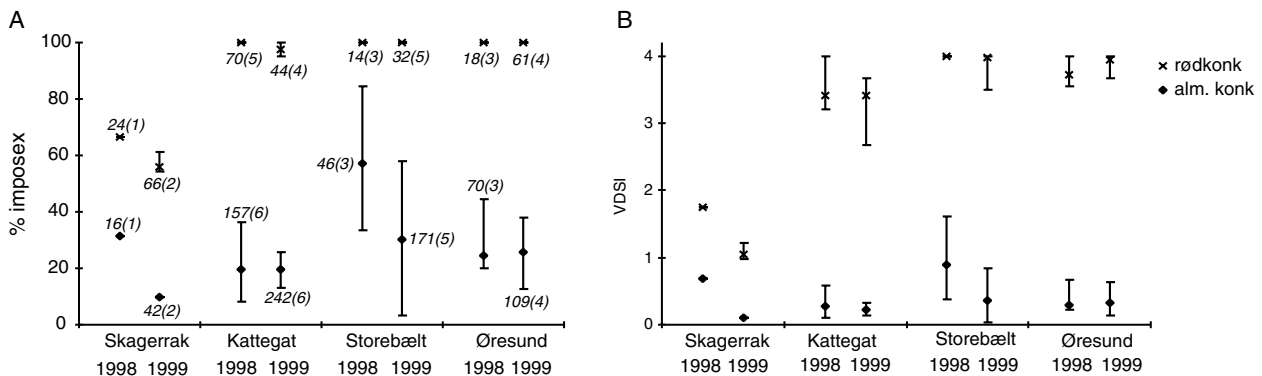
*Imposex i almindelig konk
og rødkonk*

Imposex forekommer i almindelig konk og rødkonk i alle de undersøgte områder (Figur 5.10) i særdeleshed i rødkonk, der er den mest følsomme af de undersøgte havsnegle. På nær én enkelt havde samtlige hunner af rødkonk indsamlet i de indre danske farvande udviklet imposex og ofte i fremskredne imposexstadier (95,0 - 100%, VDSI = 2,67 - 4,00). I Skagerrak havde til gengæld kun 54,2 - 61,1% udviklet imposex og oftest i de begyndende stadier (VDSI = 0,97 - 1,22).

Af almindelig konk havde 3,4 - 58,1% udviklet imposex i Skagerrak, Kattegat, Storebælt og Øresund og oftest kun i de begyndende stadier

(VDSI = 0,03 - 0,84). Det højeste niveau af imposex forekom som i 1998 i Storebælt ud for Halsskov (station D2).

Resultaterne for imposex i almindelig konk og rødkonk fra de enkelte områder i 1999 ligner gennemgående resultaterne fra 1998 med undtagelse af resultaterne fra Vejrø (station D5) og Skagerrak (station D16). Ved Vejrø havde 66,7% af almindelig konk udviklet imposex i 1998 mod kun 3,4% i 1999. I Skagerrak havde 31,3% af almindelig konk udviklet imposex i 1998 mod kun 10,0% i 1999. Hvad der ligger til grund for disse forskelle er umiddelbart svært at vurdere, men et mere begrænset prøvemateriale i 1998 kan være en mulig årsag.

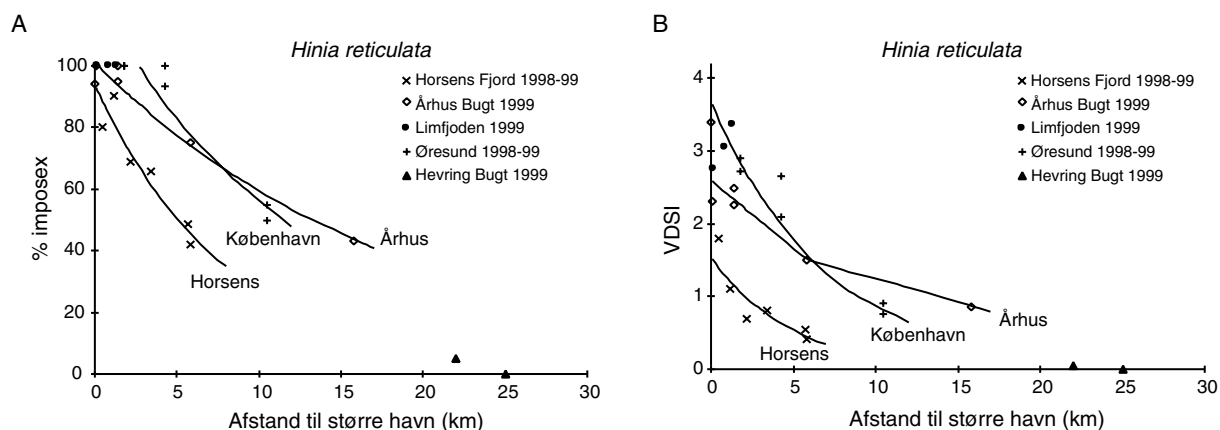


Figur 5.10 Forekomsten af imposex i almindelig konk (*Buccinum undatum*) og rødkonk (*Neptunea antiqua*) i 4 danske farvandsafsnit i 1998 og 1999 udtrykt som vægtede middelværdier af A) den procentvis andel af hunner med imposex og B) *vas deferens sekvens indeks* (VDSI). Antallet af undersøgte hunner er angivet, og derudover angiver tallet i parentes antallet af stationer, som indgår fra det pågældende farvandsafsnit. Usikkerhedsinterval angiver minimum- og maksimumværdier for de enkelte stationer.

Imposex i dværgkonk

Undersøgelserne af imposex i dværgkonk viser tydelige gradienter væk fra de større havneområder i Horsens Fjord, Limfjorden ved Aalborg, Øresund ved København og Århus Bugt (Figur 5.11). 0 - 4 km fra havneområderne forekommer imposex i størstedelen af sneglene og oftest i fremskredne stadier (65 - 100%, VDSI = 0,81 - 3,40). Selv 5 - 17 km væk fra havnene er tilstedeværelsen af imposex forhøjet (42 - 75%, VDSI = 0,42 - 1,50) sammenlignet med forekomsten af imposex i Hevring Bugt, der ligger 23 - 25 km fra Randers havn, og hvor kun 0 - 5,0% har udviklet imposex (VDSI = 0,00 - 0,05). Dette lave niveau må anses som baggrunds niveauet af imposex i dværgkonk i de indre danske farvande.

I Limfjorden lå alle 3 stationer i 1999 inden for en afstand af 2 km fra nærmeste større havn, og da samtlige undersøgte hunner af dværgkonk også udviste imposex, endda i fremskredne stadier, vil 2 af stationerne i år 2000 blive flyttet længere væk fra Aalborg med forventning om, at der kan beskrives en tydeligere gradient.



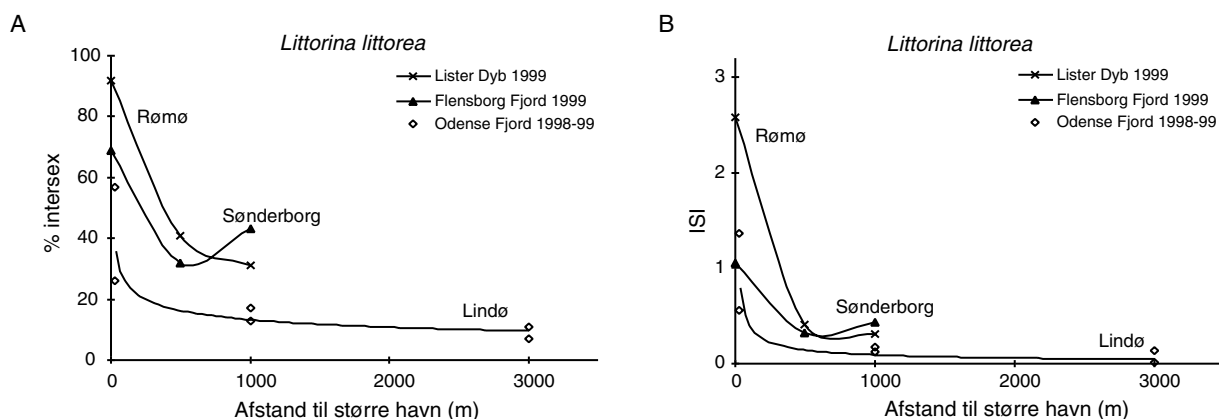
Figur 5.11 Relation mellem imposex i dværgkonk (*Hinia reticulata*) og afstanden til nærmeste større havn i forskellige kystnære områder. Forekomsten af imposex er angivet som A) den procentvis andel af hunner med imposex og B) vas deferens sekvens indeks (VDSI). Helsingør Bugt anses som referenceområde.

Intersex i almindelig strandsnegl

Også undersøgelserne af intersex i almindelig strandsnegl ved Rømø havn i Lister Dyb, Sønderborg marina i Flensborg Fjord og Lindøværftet i Odense Fjord viste tydelige gradienter væk fra større havneområder, men over noget kortere afstande end observeret hos dværgkonk (Figur 5.12). Dette kan relateres til strandsneglens lavere følsomhed overfor TBT. Faktisk forekom deciderede effekter kun i umiddelbar nærhed af havneområderne. I en afstand af 0 - 25 m havde 26 - 92% udviklet intersex. Deraf havde 15 - 86% af hunsneglene udviklet en prostatakirtel svarende til intersex i stadium 3, og de må derfor betragtes som sterile. I afstande fra 500 - 3000 m fra havnene havde 7 - 43% af hunnerne udviklet en synligt forstørret kønsåbning, hvilket svarer til intersex i stadium 1. Det er vurderet, at op mod 30% af hunnerne hos almindelig strandsnegl kan udvikle stadium 1 af andre mere naturlige årsager end TBT (J. Oehlmann, pers. samtale). Det er derfor vanskeligt at vurdere, i hvilket omfang TBT ligger til grund for de observerede forekomster af intersex uden for havneområderne.

En undersøgelse af almindelig strandsnegl indsamlet i 7 forskellige havneområder i Århus Amt i 1999 viste, at 25-100% havde udviklet intersex. Deraf kunne 6 - 81% betragtes som sterile (Jensen 2000).

I tillæg til NOVA-programmets undersøgelser af intersex i hunsnegle er også antallet af peniskirtler hos hunsnegle af almindelig strandsnegl blevet bestemt fra de samme områder i Sønderjyllands og Fyns Amt. Dette viser, at der også forekommer effekter på hunsnegle, idet antallet af peniskirtler er markant lavere i nærheden af havneområderne. Et reduceret antal peniskirtler kan formodes også at have indflydelse på sneglens reproduktion (Bauer et al. 1997).



Figur 5.12 Relation mellem intersex i almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) og afstanden til nærmeste større havn i forskellige kystnære områder. Forekomsten af intersex er angivet som A) den procentvise andel af hunner med intersex og B) intersex indeks (ISI).

5.3 Diskussion

5.3.1 Koncentrationsmålinger i biota

EAC og reference/
baggrundskoncentrationer

Koncentration af miljøfremmede stoffer og metaller i muslinger er i dette afsnit vurderet i forhold til vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecological Assessment Criteria (EACs)", udarbejdet i OSPARCOM-regi (OSPAR 1998) samt andre relevante reference/baggrundskoncentrationer for danske områder, se Tabel 5.6.

EAC-værdier er udarbejdet på basis af tilgængelige toksicitetsdata til brug for en vurdering af miljøtilstanden ud fra koncentrationsniveauer i relevante matricer. EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse er fastlagt, så det er sandsynligt, at der vil forekomme effekter i miljøet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger i intervallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, men der vil sandsynligvis ikke opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse.

Vurdering af
metalkoncentrationer i
muslinger

Der er ikke fastsat en EAC-værdi for metaller i muslinger. Statens Forureningstilsyn (SFT) i Norge har udarbejdet klassificeringskriterier for tilstanden i det marine miljø for udvalgte miljøgifte baseret på såvel nationale (norske) som internationale data. Det norske system udtrykkes i en femdelt klassificering af tilstand; god (I), mindre god (II), til meget dårlig (V) tilstand. Grænsen mellem klasse I og II er fastlagt, så områder, der sandsynligvis kun er påvirket af langtransporterede forureninger, klassificeres som tilhørende klasse I. I Tabel 5.6 er grænseværdien mellem klasse I og II angivet, her forkortet "SFT-værdier" i den videre tekst. Koncentrationer vil også blive vurderet i forhold til baggrundsværdier udarbejdet af Oslo-Paris Kommissionen, referenceværdier for metalindhold i muslinger i Kattegat og Østersøen udarbejdet af Naturvårdsverket, Sverige, og baseret på en statistisk fordeling af nationale data, se Tabel 5.6.

SFT-værdien for Hg i muslinger er 0,2 mg pr. kg. tørvægt. Samme koncentration (eller højere) er fundet i Øresund og i Vadehavet. Dette

tyder på, at disse områder er påvirket af lokale kilder, fx tidligere spildevandsudledninger af Hg, der er opkoncentreret i sedimentet (Øresund) og af transport fra de tyske floder med den Jyske Kyststrøm (Vadehavet).

Alle Hg-koncentrationer er imidlertid lavere end grænseværdien for konsum på 0,3 mg pr. kg vådvægt svarende til ca. 1,5 mg pr. kg tør-vægt (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985).

De højeste koncentrationer, der er fundet for Cd, Zn og Cu, ligger som i 1998 på eller over SFT-grænsen for klasse I; dvs. det tyder på, at specielt disse områder også er påvirket af lokale kilder.

EAC for TBT-Sn er 0,08-0,8 µg pr. kg vådvægt blåmusling (Tabel 5.6). En sammenligning af denne værdi med de målte koncentrationer i blåmusling (fra ca. 1,5 µg TBT-Sn pr. kg vådvægt) viser, at samtlige TBT-koncentrationer ligger over den vejledende EAC-værdi. I nogle tilfælde ligger den, som i 1998, meget langt over, fx i Odense Fjord. Det betyder, at man kan forvente effekter af TBT i samtlige undersøgte områder, hvor blåmusling er brugt som monitoringsorganisme. Der henvises til *Afsnit 5.3.3* vedrørende en yderligere diskussion af effekter af TBT i de danske farvande.

Vurdering af TBT-koncentrationer i muslinger

Tabel 5.6 Forskellige vejledende grænseværdier og klassificeringsinddelinger for koncentrationer i blåmusling.

Stof	Enhed	EACs ¹	Baggrund ¹	Naturvårds-verket ²	SFT ³
Pb	mg pr. kg DW	-	0,08-1,4	0,9/2,0	< 5
Cd	mg pr. kg DW	-	0,5-0,8	1,3/4,0	< 2
Cu	mg pr. kg DW	-	5,7-8,3	8,0/10,0	< 10
Hg ⁵	mg pr. kg DW	-	0,04-0,08	0,5/0,2	< 0,2
Ni	mg pr. kg DW	-	-	1,0/4,0	< 5
Zn	mg pr. kg DW	-	-	-/120	< 200
DDT	µg pr. kg WW	1-10 * (kun DDE)	-	-	< 2
Σ HCH	µg pr. kg WW	-	-	-	< 0,5
Σ PCB **	µg pr. kg WW	1-10 *	-	-	< 10
Σ PAH	µg pr. kg WW	-	-	-	< 100
Anthracene	µg pr. kg WW	1-10 * 4	-	-	-
B(a)P	µg pr. kg WW	(1-10) x 10 ³ * 4	-	-	< 1
TBT	µg pr. kg WW	0,2-2 *	-	-	-
Som TBT-Sn	µg pr. kg WW	0,08-0,8	-	-	-

* omregnet fra dw til ww eller ww til dw ved at dividere eller multiplicere med en faktor 5.

** 7 congener.

DW: tørvægtbasis; WW: vådvægtbasis; B(a)P: Benzo(a)pyren,

1) Ref.: OSPAR 1998.

2) Ref.: Naturvårdverket. 5% percentilen for alle data. x/y: Værdi for henholdsvis Kattegat/Østersøen.

3) Den øvre grænse for koncentrationsniveau for tilstandsklasse "god", ref. SFT 1993.

4) Foreløbig grænseværdi.

5) Grænseværdi for konsum: 1,5* mg pr. kg DW; Ref.: Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447, 1985.

EAC er fastlagt for blåmuslinger. Det betyder, at EAC-værdien ikke direkte kan overføres til en bedømmelse af miljøet baseret på en koncentrationsmåling af TBT i sandmusling, som er den art, der er brugt som monitoringsorganisme i Ringkøbing Fjord og Limfjorden. Det bemærkes imidlertid, at koncentrationerne i sandmusling er relativt lave (0,5 – 2,9 µg TBT-Sn pr. kg vådvægt).

Generelt var TBT-koncentrationen i 1999 lavere sammenlignet med 1998, samtidigt med at koncentrationen af nedbrydningsprodukterne DBT og MBT på de fleste lokaliteterne var på det samme niveau eller højere i 1999 end i 1998, hvilket kunne tyde på, at indsatsen for at fjerne TBT-holdige produkter er begyndt at have en virkning i disse områder.

Vurdering af PCB-koncentrationer i muslinger

EAC for Σ PCB er 1-10 µg PCB pr. kg vådvægt. Den øvre grænse svarer til SFT's grænse mellem et klasse I og klasse II område, se *Tabel 5.5*. I mange områder er koncentrationen i 1999 lavere end i 1998. På trods af dette er der i alle områder målt Σ PCB-koncentrationer i blåmuslinger, der overskrider den nedre EAC-grænse på 1 µg PCB pr. kg vådvægt. Det vil sige, det kan ikke udelukkes, at der i disse områder kan forekomme effekter i miljøet pga. forhøjede koncentrationer af PCB.

Vurdering af PAH-koncentrationer i muslinger

PAH-koncentrationerne er vurderet i forhold til EAC-værdier. Der foreligger EAC-værdier for 6 af de målte PAH'er (naphtalen, phenanthrene, flouranthrene, pyren, benzo(a)pyren og anthracen). EAC-værdierne er generelt højere end de koncentrationer, der forekommer i det danske marine miljø. Anthracen udgør en undtagelse, hvor EAC-intervallet er (1-10) µg pr. kg vådvægt. I flere områder overskrides den lavere grænse, fx i Horsens inderfjord, Odense Fjord og ved København, og i den ydre del af Roskilde Fjord overskrides også den øvre grænse.

Sammenfattende vurderes det, at PAH-koncentrationen i de kystnære danske farvande er på samme niveau, som ses i ikke særligt forurenede havområder, mens der stedvist i fjordene, og her specielt i områder med ringe vandudskiftning og/eller kraftige punktkilder, kan optræde forhøjede værdier, og hvor det ikke kan udelukkes, at der kan opstå effekter på økosystemet på grund af enkelte PAH'er i disse områder.

FISK

Vurdering af koncentrationer i fisk

Der er ikke udarbejdet EAC-værdier for metaller i fisk. Der er imidlertid udarbejdet EAC-værdier for Lindan, DDE og Σ PCB baseret på koncentrationsmålinger i fisk generelt, men ikke specifikt for målinger i lever. Det kan derfor være problematisk direkte at bruge disse EAC-værdier ved en vurdering af eventuelle effekter i miljøet baseret på koncentrationsmålinger i fiskelever. Koncentrationerne af såvel metaller som miljøfremmede stoffer er generelt relativt lave og ikke i noget tilfælde overskrider de gældende grænseværdier for konsumtion. Det er værd at bemærke, at koncentrationen af Cd i fisk er stigende, og at dette ikke kun gælder for de danske farvande.

5.3.2 Koncentrationsmålinger i havvand

Vandprøverne i Odense Fjord er udtaget henholdsvis 400 og 900 m fra å-udløbet, dvs. forholdsvis langt fra udløbet fra renseanlægget, der ligger flere kilometer op ad Odense Fjord (Fyns Amt 2000). Vandprøverne i Randers Fjord er udtaget ca. 500 og 1.000 m nedstrøms fra udløbet fra Randers Centralrenseanlæg (Nordjyllands Amt & Århus Amt 2000). Der vil derfor kunne være en stor fortynding af eventuelt udledte stoffer fra renseanlæggene ved de forskellige prøvetagningssteder. Der er heller ikke i noget tilfælde fundet koncentrationer i havvand af de halogenerede alifatisk kulbrinter og PCP over detektionsgrænsen for de respektive analysemetoder. Detektionsgrænserne ligger i alle tilfælde langt under de i *Tabel 5.5* opgivne vandkvalitetskriterier. Også koncentrationen af LAS i havvand er generelt lav. Det vurderes derfor, at de her målte stoffer sandsynligvis ikke har en negativ effekt i de undersøgte områder.

5.3.3 Biologisk effektmonitoring af TBT

Undersøgelserne af forekomsten af imposex og intersex i 4 arter af havsnegle viste, at effekter af TBT er udbredt overalt i vore farvande, såvel i de kystnære som i de mere åbne havområder.

De 4 arter af havsnegle udviste ikke de pågældende kønsændringer i samme omfang, hvilket skyldes en differentieret følsomhed over for TBT. Rødkonk synes mest følsom efterfulgt af almindelig konk og dværgkonk og med almindelig strandsnegl som den mindst følsomme.

Undersøgelserne af dværgkonk og almindelig strandsnegl viste tydelige gradienter væk fra større havneområder lokaliseret i forskellige kystnære områder, hvilket viser, at havnene er betydelige lokale kilder til TBT. I umiddelbar nærhed af mange havneområder var en væsentlig andel af hunnerne hos almindelig strandsnegl decideret sterile pga. intersex.

Undersøgelserne af især rødkonk, men også almindelig konk, viste yderligere, at effekter af TBT også forekommer i de mere åbne havområder. Samtlige rødkonk, på nær en enkelt, indsamlet i de indre danske farvande havde udviklet imposex og ofte i fremskredne stadier. Cirka halvdelen af rødkonk fra Skagerrak havde udviklet imposex og oftest i de begyndende stadier, hvilket indikerer et lavere niveau af TBT i dette område sammenlignet med de indre danske farvande. Det er ikke muligt at vurdere eventuelle tidlige udviklinger i forekomsten af imposex og intersex på baggrund af blot to års datamateriale.

6 Sammenfatning, målsætning og konklusion

6.1 Sammenfatning

Eutrofieringsrelaterede effekter

Efter de to meget nedbørsfattige år 1996 og 1997, steg nedbøren atter i 1998, og 1999 blev det vådeste år, der er observeret siden de meteorologiske målinger begyndte i 1874. Samtidigt var sommeren i 1999 varmere, mere solrig og vindstille end normalt. For havmiljøet betød de store mængder af nedbør, at tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet var øget dels med afstrømningen af ferskvand fra land og dels som følge af den atmosfæriske våddeposition. Herudover kom der i 1999 et ekstra bidrag af næringsstoffer til de indre danske farvande med den Jyske Kyststrøm.

De forhøjede koncentrationer af næringsstoffer gav anledning til lidt højere biomasser af fytoplankton end i de foregående tre år både i de kystnære og i de åbne havområder. Det varme, stille og solrige sensommervejr stimulerede yderligere algernes produktion i de frie vandmasser. Der var en meget stærk lagdeling af vandmasserne i 1999, som betød at græsningen fra de bundlevende filtratorer var reduceret i forhold til 1998. Således var de klimatiske forhold i 1999 alt i alt meget gunstige for fytoplanktonet, og i nogle områder udvikledes der massive opblomstringer af alger, hvoriblandt der forekom potentielt toksiske arter.

De højere biomasser af alger i de frie vandmasser bidrog til, at vandets sigtbarhed også var lavere i 1999 end i de 3 foregående år. For hele overvågningsperioden 1989 - 1999 har sigtdybden været stigende i de kystnære farvande, og der er påvist en signifikant sammenhæng mellem stor sigtdybden og lille tilførsel af fosfor i de kystnære farvande, mens sigtdybden i de åbne farvande er tættest korreleret med kvælstoftilførslen. De forbedringer, der er sket i sigtdybde igennem de sidste 10 år, kan således forklares med de stærkt faldende koncentrationer af fosfor i de kystnære områder.

I overensstemmelse med den store lysindstråling, men lave sigtbarhed i 1999, havde ålegræsset fremgang på lavt vand, mens dybdegrænsen blev reduceret i 1999. For overvågningsperioden som helhed var der ingen signifikant udvikling i ålegræssets dybdegrænse, men makroalgerne artsantal steg, mens dækningsgraden af enårige makroalger faldt, og disse tendenser er positive. På stenrevne i de åbne havområder sås en tilsvarende effekt af den lavere sigtbarhed i form af en ringe dybdeudbredelse af makroalger.

I både de kystnære og åbne farvande medvirkede de lange vindstille perioder i sommeren 1999 og en konstant udstrømning fra Østersøen til, at lagdeling af vandsøjlen blev stærkere end normalt, og dermed blev transporten af ilt til bundvandet reduceret. Der udvikledes således langvarige og udbredte iltsvind i løbet af sensommeren og efteråret i

Bælthavet og Det Sydfynske Øhav samt i en lang række fjorde. I nogle tilfælde medførte iltsvindene, at dele af bundfaunaen døde. Iltsvindet forekom, efter at de fleste bundfaunaprøver var taget, og effekten af iltsvindene kan først vurderes til næste år.

Bortset fra mulige negative effekter af iltsvindshændelserne i slutningen af 1999 så ses der ikke nogen tydelige udviklingstendenser for bundfaunaen i overvågningsperioden. Generelt er der en sammenhæng mellem stor eutrofieringsgrad og stor bundfaunabiomasse. I Kattegat er biomassen af krebsdyr således korreleret med det foregående års afstrømning til Kattegat. Analyser af bundfaunasamfundet har vist store geografiske forskelle i de kystnære områder, mens faunaen i Kattegat-området er mere ensartet. I alle områder ændrer faunaen sig signifikant fra år til år.

De klimatiske forhold i 1999 havde en række negative effekter på havmiljøet og den bedring, der startede i 1996, blev i nogen udstrækning brudt i 1999. Set over hele overvågningsperioden 1989 - 1999 er der sket nogen bedring. Den mest markante ændring i eutrofieringstilstanden er faldet i fosfatkoncentrationen, som nu er ved at have stabiliseret sig. I enkelte områder er der tendens til faldende kvælstofkoncentrationer, men på landsplan er der imidlertid ingen klar tendens. Det bør dog bemærkes, at kvælstofkoncentrationen i de kystnære farvande var lavere i 1999 end forventet ud fra nedbørmængden, men hvorvidt der er tale om en egentlig nedadgående tendens, vil de kommende år vise. I de kystnære områder har fytoplanktonet vist faldende produktion, men forekomsten af udbredte algeopblomstringer og iltsvind viser, at det generelle eutrofieringsniveau stadig er højt.

Miljøfremmede stoffer og tungmetaller

I hovedparten af de undersøgte områder gav de relativt lave tungmetalkoncentrationer i fisk og muslinger ikke anledning til bekymring. Koncentrationerne af tungmetaller og PAH'er var stedvist forhøjede i de indre dele af nogle fjorde, specielt i områder med ringe vandudskiftning og lokale punktkilder. For enkelte PAH'er (anthracene) blev der fundet koncentrationer i flere områder, hvor det, ifølge OSPAR's vejledende økotoksikologiske vurderingskriterier (EAC-værdier), ikke kan udelukkes, at der kan forekomme effekter på grund af forekomsten af dette stof. I de øvrige undersøgte områder var PAH-koncentrationerne på niveau med, hvad der kan karakteriseres som ikke særligt forurenede områder.

PCB forekom i flertallet af de undersøgte områder i en så høj koncentration, at EAC-værdien for Σ PCB var overskredet, dvs. det kan heller ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter på grund af PCB.

TBT-koncentrationerne i blåmuslinger overskred de vejledende økotoksikologiske vurderingskriterier for TBT på alle stationer. Det betyder, at der er en stor sandsynlighed for, at der vil forekomme effekter på grund af de forhøjede TBT-koncentrationer.

Den udbredte forekomst af imposex og intersex i fire arter af havsnegle viste også, at effekter af TBT var udbredt overalt i vore farvande, såvel i de kystnære som i de mere åbne havområder. Under-

søgelserne af dværgkonk og almindelig strandsnegl viste tydelige gradienter væk fra større havneområder lokaliseret i forskellige kystnære områder, hvilket viser, at havnene er betydelige lokale kilder til TBT. Undersøgelserne af især rødkonk, men også almindelig konk, viste, at effekter af TBT også forekommer i de mere åbne havområder. Samtlige rødkonk, på nær en enkelt, indsamlet i de indre danske farvande havde udviklet imposex og ofte i fremskredent stadium. Cirka halvdelen af rødkonkene fra Skagerrak havde udviklet imposex og oftest i et begyndende stadium.

6.2 Målsætningsopfyldelse

Målsætninger for eutrofieringsrelaterede problemstillinger

Kystnære områder

I fjordene og de kystnære områder var havmiljøets tilstand generelt ringere i 1999 end i de foregående 3 år. Sigtbarheden var lavere, klorofylkoncentrationen var højere, bundvegetationen på det dybeste vand var mere sparsom, og der var udbredte iltvind. Der var store forskelle i havmiljøets udvikling fra område til område. I nogle områder var der positive udviklingstendenser mens miljøtilstanden i andre områder var forværret. Af amternes rapporter fremgår det, at det kun var få områder, hvor de regionalt opstillede målsætninger var opfyldt. Undtagelserne var de kystnære områder af Skagerrak, det sydlige Kattegat og Karrebæksminde Bugt.

Åbne farvande

Målsætningen for de åbne farvandsområder er, at der ikke forekommer unaturlige udsving i økosystemerne, og at der ikke i stor målestok forekommer eutrofieringsrelaterede miljøproblemer: Den store udbredelse af iltvindsområderne i 1999, forekomsten af forholdsvis massive opblomstringer af fytoplankton i sensommeren og den ringere udvikling af bundvegetationen på de største vanddybder viser, at havmiljøet er påvirket af eutrofiering, og at målsætningen dermed ikke er opfyldt. De seneste års variationer i ålegræssets og makroalgernes dybdeudbredelse, i fytoplanktonbiomassen og i iltindhold viser, at havmiljøets tilstand er ustabil.

Målsætningsopfyldelse for miljøfremmede stoffer og tungmetaller

I henhold til den generelle målsætning og de generelle krav for danske kystvande, gælder det bl.a.

- at der skal være ingen eller kun svag påvirkning af biota og
- at der skal være lave koncentrationer af giftige stoffer i vand, sediment og organismer

Der er imidlertid endnu ikke fastlagt nogle mere konkrete kvalitetskriterier/grænseværdier for de giftige stoffer (miljøfremmede stoffer og metaller) som udgangspunkt ved en vurdering af, om den sidstnævnte målsætning er opfyldt.

Det må imidlertid vurderes, at indholdet af flere af de målte miljøfremmede stoffer og tungmetaller i flere af vore havområder ligger på et koncentrationsniveau, hvor skadelige effekter ikke kan udelukkes. Den udbredte forekomst af imposex og intersex i fire arter af havsnegle viser desuden, at effekter af TBT er udbredte overalt i vore farvande,

såvel i de kystnære som i de mere åbne havområder. Målsætningen om, at der skal være ingen eller kun en svag påvirkning af biota, er derfor ikke opfyldt.

6.3 Konklusion

Eutrofieringrelaterede miljøforhold

Miljøtilstanden i farvandene omkring Danmark udviser stor følsomhed overfor variationer i klimaet fra år til år. Igennem den seneste årrække har observationerne fra overvågningsprogrammet således vist, at havmiljøet forværres i år med megen regn, og dermed øget tilførsel af næringsstoffer, og år med lange vindstille perioder om sommeren, mens der i de tørre år 1996 og 1997 sås betydelig forbedringer. Havmiljøet er følsomt overfor klimatiske forhold, fordi det generelle eutrofieringsniveau er højt som følge af menneskelig aktivitet. Det høje eutrofieringsniveau betyder, at der er potentiale for massive algeopblomstringer, når de rette klimatiske forhold er til stede. Eutrofieringsniveauet er ligeledes styrende for, hvor følsomme de enkelte områder er for at udvikle iltsvind, hvis vandsøjlen i perioder bliver stillestående.

Havmiljøet og klimaet

*Klimaet i 1999 var
ugunstigt for havmiljøet*

I 1999 var klimaet ugunstigt for havmiljøet. Den megen regn medførte en stor tilførsel af næringsstoffer, som førte til forhøjede algekoncentrationer, nedsat sigtbarhed og en ringe udvikling af ålegræs og makroalger på dybt vand. Det varme og vindstille sommervejr udløste langvarige iltsvind i mange områder. Den positive udvikling i havmiljøet de foregående tre år blev i nogen grad brudt i 1999.

*Positive
udviklingstendenser*

I perioden efter Vandmiljøplanens vedtagelse er der positive udviklingstendenser. Mest markant er de faldende fosfatkoncentrationer, men også mængden af alger i de frie vandmasser har vist tendens til fald. Selvom mange parametre på landsplan viste en negativ udvikling i forhold til de foregående år, må det bemærkes, at forholdene ikke blev helt så dårlige, som det kunne forventes på baggrund af klimaet alene. For de fleste parametre, set over hele perioden, har det ikke været muligt at spore nogen sikker udviklingstendens hverken positiv eller negativ.

Havmiljøets fremtid

På nuværende tidspunkt er målsætningerne for havmiljøet ikke opfyldt. Nogle af de miljøforbedringer, som er indtruffet igennem de sidste 10 år kan relateres til det kraftige fald i fosfatkoncentrationerne, men data fra overvågningsprogrammet tyder nu på, at effekterne er ved at have stabiliseret sig. Med de nuværende koncentrationer af kvælstof og fosfor forventes der ikke væsentlige ændringer i havmiljøets tilstand i de kommende år. For at opnå yderligere forbedring af havmiljøet er det nødvendigt at nedbringe tilførslen af kvælstof, således som det er målsat i Vandmiljøplanen.

Miljøfremmede stoffer

I hovedparten af de undersøgte områder giver de relativt lave tungmetalkoncentrationer i fisk og muslinger ikke anledning til bekymring. Der findes dog områder med forhøjede koncentrationer, der indikerer lokale kilder. Koncentrationen af PAH'er og PCB'er var i nogle områder

på et niveau, hvor effekter ikke kan udelukkes. Dog var hovedparten af områderne ikke særligt forurenede med PAH.

TBT-koncentrationerne overskrider på alle stationer, hvor der er målt i blåmuslinger, de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier for TBT. Det betyder, at der er en stor sandsynlighed for, at der vil forekomme effekter på grund af de forhøjede TBT-koncentrationer.

Den udbredte forekomst af imposex og intersex i fire arter af havsnegle viser da også, at effekter af TBT er udbredte overalt i vore farvande, såvel i de kystnære som i de mere åbne havområder. Undersøgelserne af de forskellige sneglearter viste tydelige gradienter væk fra større havneområder, hvilket viser, at havnene er betydelige lokale kilder til TBT. Da de miljøfremmede stoffer og tungmetallerne kun har indgået i programmet i to år, kan den tidlige udvikling ikke vurderes.

7 Referencer

- Agger, C., Kaas, H., Knipschildt, F., Brodersen, C., Dahl, K., Rasmussen, B., Jensen, J.N., Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (1994): Marine områder - Fjorde, kyster og åbent hav. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Danmarks Miljøundersøgelser. 177 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 117.
- Agger, C.T. & Ærtebjerg, G. (1996): Longterm development of autumn oxygen concentrations in the Kattegat and Belt Sea area. - Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 29-34.
- Amternes Vadehavssamarbejde: Ribe Amt & Sønderjyllands Amt (2000): Vandmiljøovervågning, Marine områder, Vadehavet, 1999.
- Andersen, P. & Thorbjørnsen, B.R. (2000): Statusrapport over overvågningen af toksiske alger og algetoksiner i forbindelse med muslingefiskeri i danske farvande 1999. Fødevaredirektoratet.
- Andersson, L. & Rydberg, L. (1993): Exchange of water and nutrients between the Skagerrak and the Kattegat. - Estuarine and Coastal Shelf Science 36: 159-181.
- Babenerd, B. (1991): Increasing oxygen deficiency in Kiel Bay (Western Baltic). A paradigm of progressing coastal eutrophication. - Meeresforschung 33: 121-140.
- Bauer, B., Fioroni, P., Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J. & Kalbfus, W. (1997): The use of *Littorina littorea* for tributyltin (TBT) effect monitoring - Results of the German TBT survey 1994-95 and laboratory experiments. Environmental Pollution 96(3): 299-309.
- Bornholms Amt (2000): Vandmiljøovervågning - Kystvande 1999.
- Borum, J., Pedersen, M. F., Kær, L. og Pedersen, P.M. (1994): Vækst og næringsstoffdynamik hos marine planter. Havforskning fra Miljøstyrelsen nr. 41. Miljø- og Energiministeriet.
- Borum, J. & Sand-Jensen, K. (1996): Is total primary production in shallow coastal marine waters stimulated by nitrogen loading? Oikos 76: 406-410.
- Campbell, R.C. (1979): Statistics for biologists. Cambridge University Press, London.
- Cappelen, J. (2000): The Climate of Denmark 1990-1999. Online Technical Report 00-08. Danish Meteorological Institute.
- Dahl, K. (1999): Stenrevne - Havbundens biologiske skatkammer. Miljø og vandpleje, nr. 23, dec. 1999.
- Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. og Larsen, H.S. (in prep.) Faglig rapport fra DMU.

- Danielsson, Å., Rahm, L., Conley, D. & Carstensen, J. (2000): Skewed nutrient distributions in the Kattegat. In preparation.
- DHI (2000): Farvandsmodellen. Hydrografi og stoftransport. Miljø- og energiministeriet. København, Danmark.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. (1995): Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. - *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33: 245-303.
- Dickson, R., Lazier, J., Meincke, J., Rhines, P. & Swift, J. (1996): Long-term coordinated changes in the convective activity of the North Atlantic. *Progress of Oceanography*, 38, 241-295.
- Duarte, C. M. (1995): Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrients regimes. *Ophelia* 41, 87-112, 1995.
- Ecosystems (eds. B.B. Jørgensen & K. Richardson). American Geophysical Union.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjoth, C.A. (2000): Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 332.
- Folketinget (1987): Beretning om vandmiljøhandlingsplan. Beretning afgivet af miljø- og planlægningsudvalget den 30. april 1987, blad nr. 817, 32 s.
- Frederiksborg Amt (2000): Overvågning af det sydlige Kattegat 1999.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt (2000): Overvågning af Roskilde Fjord 1999.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt (2000): Overvågning af Øresund 1999.
- Fyns Amt (2000): Kystvande 1999, Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen. 262 pp.
- Grant, R. et al. (2000): Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 334.
- Gray, J. S. (1992): Eutrophication in the sea. - In Colombo, G., Ferrari, I., Ceccherelli, V.U. & Rossi, R. (eds): *Marine Eutrophication and Population Dynamics*. p. 3-15. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Greve, T. (1999): Iltodynamik i ålegræsmeristemer – implikationer for vækst og overlevelse. Speciale-rapport. Københavns Universitet.
- Gustafsson, B. (2000a): Time-dependent modeling of the Baltic Entrance Area. 1: Quantification of circulation and residence times in the Kattegat and the straits of the Baltic Sill. *Estuaries*, (23)231-252.
- Gustafsson, B. (2000b): Time-dependent modelling of the Baltic Entrance Area. Part 2: Water and salt exchange of the Baltic Sea. *Estuaries*, (23)254-267.

- Hagerman, L., Josefson, A.B. & Jensen, J.N. (1996): Benthic macrofauna and demersal fish. - In Jørgensen, B.B. & Richardson, K. (eds): Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies, Vol. 52: 155-178. American Geophysical Union.
- 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.
- HELCOM (1996): Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93; Background document. - Balt. Sea Environ. Proc. No. 64 B: 252pp.
- Henriksen, P., Knipschildt, F., Moestrup, Ø. & Thomsen, H.A. (1993): Autecology, life history and toxicology of the silicoflagellate *Dictyocha speculum* (Silicoflagellata, Dictyochophyceae). *Phycologia* 32: 29-39.
- Hurrell, J.W. (1995): Decadal Trends in the North Atlantic Oscillation: Regional Temperatures and Precipitation. *Science* 269:676-679.
- Hänninen, J., Vuorinen, I. & Hjelt, P. (2000): Climatic factors in the Atlantic control the oceanographic and ecological changes in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr. Notes* 45 (3), 703-710.
- Jensen, C.A. (2000): Tributyltin (TBT) i det marine miljø og misdannelser af marine snegle i Århus Amt 1998-99. Rapport fra Århus Amt, Afdeling for Natur og Miljø.
- Jones, P.D., Jonsson, T. & Wheeler, D. (1997): Extension to the North Atlantic Oscillation using early instrumental pressure observations from Gibraltar and South-West Iceland. *Int. J. Climatol.* 17:1433-1450.
- Josefson, A.B. & Rasmussen, B. (2000): Nutrient retention by benthic macrofaunal biomass of Danish estuaries: Importance of nutrient load and residence time. - *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50: 205-216.
- Juhl, E. (1999): Effekter af iltvind og opløst sulfid på *Zostera marina* (ålegræs). Speciale-rapport. Odense Universitet.
- Kjørboe, T. (1996): Material flux in the water column. - I 'Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems' (eds. B.B. Jørgensen & K. Richardson). American Geophysical Union.
- Krause-Jensen, D. & Christensen, P.B. (1997): Trådalgemåtter er ustabile samfund. *Vand & Jord* 4: 79-83.
- Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. & Larsen, S.E. (2000): Test af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Danmarks Miljøundersøgelser. 122 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 323.
- Kaas, H., Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H. S., Svendsen L. M., Windolf, J., Middelboe, A. L., Sand-Jensen K., & Foldager Pedersen, M. (1996): Marine områder. Danske fjorde - status over miljøstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 179.

- Kaas, H. & Markager, S. (eds.) (1998): Teknisk anvisning for marin overvågning, NOVA.
 Kap. 15, Miljøskadelige stoffer i biota
 Kap. 17, Miljøskadelige stoffer i havvand
- Laursen, M., Nielsen, J.P. & Thesbjerg, I. (1998): Vandmiljø og overvågning. Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 1997. Ringkøbing Amt.
- Lillebæltsamarbejdet: Fyns Amt, Vejle Amt & Sønderjyllands Amt (2000): Vandmiljøovervågning, Lillebælt 1999.
- Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt (2000a): Vandmiljø i Limfjorden 1999.
- Limfjordsovervågningen: Ringkøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt (2000b): Limfjorden. Kortlægning af ålegræs og blåmuslinger 1998-1999. Metodebeskrivelse og resultater.
- Little, C., & Kitching, J.A. (1996): The Biology of Rocky Shores. Oxford University Press, Inc, New York.
- Lundholm, N., Skov, J., Pocklington, R. & Moestrup, Ø. (1997): Studies on the marine planktonic diatom *Pseudo-nitzschia*. 2. Autecology of *P. pseudodelicatissima* based on isolates from Danish coastal waters. Phycologia 36: 381-388.
- Markager, S., Nielsen, T.G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Lauersen, J.S., Hertel, O., Skov, H., Svendsen, L.M., Cleemann, M. & Pritzl, G. (1999): Marine områder. Status over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 164 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 290.
- Matthäus, W. & Franck, H. (1992): Characteristics of major Baltic inflows - a statistical analysis. Continental Shelf Research, 12(12): 1375-1400.
- Middelboe, A.L. (2000): Species diversity, distribution and abundance of marine macrophytes. Ph.D. afhandling. Københavns Universitet.
- Middelboe, A. L. & Sand-Jensen, K. (submitted): Patterns of species richness and abundance in macroalgal communities in coastal waters.
- Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Krause-Jensen, D. (1998): Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology 34: 457-466.
- Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985. Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler.
- Miljøstyrelsen (1999): Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 "NOVA 2003.
- Miljøstyrelsen (2000): Punktkilder 1999. Orientering fra Miljøstyrelsen (i tryk).

Møhlenberg, F. (1999): Effect of meteorology and nutrient load on oxygen depletion in a Danish micro-tidal estuary, *Aquat. Ecol.*, 33, 55-64.

Naturvårdsverket: Svenske monitoringsdata 2000; www.nrm.se/mg/monitor.html.en

Nordjyllands Amt (2000): Limfjorden - Kap. 5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller.

Nordjyllands Amt & Århus Amt (2000): Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde.

Nordjyllands Amt, Ringkjøbing Amt & Ribe Amt (2000). Åbne farvande langs Vestkysten, Vandmiljøovervågning

Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Münier, B., Møller, P.F., Rissager, M., Rune, F., Skriver, J. & Søndergaard, M. (1999): Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling. Faglig rapport fra DMU nr. 285.

Ohr, R. J., Heck, K. L. Jr. & Montfrans, J. van (1984): Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuary* 7: 339-350.

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 Commission (2000): QSR 2000 – Chapter 2 (Geography, hydrography and Climate), Draft 2, Version 4.

Ovesen & Svendsen (2000): Klima og afstrømning. I: Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU, nr. 336.

Ovesen & Svendsen (2000): Stofftilførslerne med ferskvand til marine kystafsnit. I: Vandløb og kilder 1999. Faglig rapport fra DMU, nr. 336.

Pearson, T.H. & Rosenberg, R. (1978): Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. - *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.

Pedersen, M.F. (1993): Vækst og næringshusholdning hos marine planter. Ph.D. afhandling. Københavns Universitet.

Petersen, J.K., Larsen, M.M. & Loo L.-O. (1998): Myndighedernes kontrol- og overvågningsprogram for Øresundsforbindelsens kyst-til-kyst anlæg. Bundfauna. Blåmuslinger. Tilstandsrapport 1998. SEMAC JV.

Petersen, J.K., Markager, S., Stedmon, C. & Stenalt, E. (2000): Mariager Fjord - primærproduktion, iltomsætning og blåmuslinger efter iltvindet i 1997. Danmarks Miljøundersøgelser.

Rask, N., Bondgaard, E.J., Rasmussen, M.B. & Laursen, J.S. (2000): Ålegræs - udbredelse før og nu. *Vand & Jord*: 51-54.

- Rasmussen, B. (1995): Stratification in Kattegat. PhD-thesis. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark, 143 pp.
- Rasmussen, B. & Gustafsson, B. (2000): Computations of nutrient pools and fluxes at the entrance to the Baltic Sea, 1974-1999. Submitted to Continental Shelf Research, 20 July 2000.
- Rasmussen, B., Gustafsson, B., Stockenberg A. & Ærtebjerg, G. (2000): Nutrient pools, loads and advection at the entrance to the Baltic Sea. In prep.
- Ringkøbing Amt (2000): Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 1999.
- 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.
- Sand-Jensen, K., Middelboe, A.L., Krause-Jensen, D., Christensen, P. B. & Nielsen, K. (1997): Ålegræssets udbredelse. Vand og Jord 5: 210-213.
- Skov, H., Ellermann, T., Hertel, O., Manscher, O. H., Frohn, L.M. (1996): Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, 1995, Atmosfærisk deposition af kvælstof. Hovedrapport og Bilagsrapport. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 173, 85 s.
- Snedecov, G.W. & Cochran, W.G. (1989): Statistical methods, 8 ed. IOWA State University Press.
- Stigebrandt, A. (1995): The large-scale vertical circulation of the Baltic Sea. In: A. Omsted (ed.) First conference on BALTEX, Conference proceedings, International Baltex secretariat, Pub. 3.
- Storstrøms Amt (2000): Havmiljø 1999.
- Sønderjyllands Amt (2000): Vandmiljøovervågning 1999. Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord. Teknisk rapport.
- Terrados, J., Duarte, C.M., Kamp-Nielsen, L., Agawin, N.S.R., Gacia, E., Lacap, D., Fortes, M.D., Borum, J., Lubanski, M. & Greve, T. (1999): Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? Aquatic Botany 65: 175-197.
- Tonberg, B. G. & Nielsen, W.G. (1998): Due climatic oscillation influence cyclical patterns of soft bottom macrobenthic communities on the Swedish west coast. Marine Ecology Progress Series (170) 85-94.
- Vejle Amt (2000): Overvågning af Kystvande 1999.
- Vestsjællands Amt (2000): Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 1999 - NOVA 2003.
- Vestsjællands Amt, Frederiksborg Amt & Roskilde Amt (2000): Vandmiljøovervågning - Isefjord 1999 - NOVA 2003.
- Wassmann, P. (1991): Dynamics of primary production and sedimentation in shallow fjords and polls of western Norway. Oceanographical Marine Biological Annual Review 29:87-154.

Weichart, G. (1992): Oxygen in the western Baltic Sea - A trend analysis. - ICES C:M. 1992/E:17.

Ærterbjerg, G. (1999a): Monitoring Cruise with R/V Gunnar Thorson in the Sound, Belt Sea, Kattegat, Skagerrak, North Sea and Arkon Sea. 13-16 September 1999. Cruise no. 191. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark.

Ærterbjerg, G. (1999b): Monitoring Cruise with R/V Gunnar Thorson in the Sound, Belt Sea, Kattegat, Skagerrak, North Sea and Arkon Sea. 8-18 February 1999. Cruise no. 189. National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark.

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.

Århus Amt (2000): Århus Bugt, Tilstand og udvikling 1999.

Bilag 1 Oversigt over rapporter fra amterne

Amt	Rapport
Bornholms Amt	Vandmiljøovervågning - Kystvande 1999
Frederiksborg Amt	Overvågning af det sydlige Kattegat 1999
Fyns Amt	Kystvande 1999 - Næringsstofftilførsler, vandkvalitet og forurenings-tilstand - Årsager og udvikling 1976-1999
Nordjyllands Amt	Limfjorden - Kap. 5 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller
Ringkjøbing Amt	Ringkøbing Fjord og Nisum Fjord 1999
Storstrøms Amt	Havmiljø 1999
Sønderjyllands Amt	NOVA Vandmiljøovervågning - Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord 1999
Vejle Amt	Overvågning af kystvande 1999
Vestsjællands Amt	Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 1999 - NOVA 2003
Århus Amt	Århus Bugt - Tilstand og udvikling 1999
Fællesrapporter:	
Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommune & Roskilde Amt	Overvågning af Øresund 1999
Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt	Vandmiljøovervågning - Isefjord 1999 - NOVA 2003
Nordjyllands Amt, Ringkjøbing Amt & Ribe Amt	Åbne farvande langs Vestkysten, Vandmiljøovervågning, 2000
Lillebæltsamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt	Vandmiljøovervågning, Lillebælt 1999
Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt	Vandmiljø i Limfjorden 1999
Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt	Limfjorden. Kortlægning af ålegræs og blåmuslinger 1998-1999. Metodebeskrivelse og resultater.
Frederiksborg Amt & Roskilde Amt	Overvågning af Roskilde Fjord 1999
Amternes Vadehavssamarbejde: Ribe Amt & Sønderjyllands Amt	Marine områder - Vadehavet - Vandmiljøovervågning 2000
Århus Amt & Nordjyllands Amt	Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 1999

Bilag 2 Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringssalte og klorofyl fra perioden 1989-99 er blevet analyseret ved hjælp af en tresidet variansanalyse. Alle koncentrationer er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

1. De tre faktorer forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringssalte og klorofyl. Ved logaritmisk transformation bliver den multiplikative model til en additiv model.
2. Store koncentrationer har større variationer end små koncentrationer. Ved logaritmisk transformation opnås varianshomogenitet.
3. Residualerne fra en variansanalyse uden transformation vil have en højreskæv fordeling. Ved logaritmisk transformation bliver residualerne fra variansanalysen tilnærmelsesvis normalfordelte.

De logaritmisk transformerede koncentrationer deles op i variationer, som kan tilskrives stationsafhængighed (STATION), sæsonvariation (MÅNED) og år til år variation (ÅR). Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk} \quad \text{hvor } e_{ijk} \in N(0, \sigma^2)$$

Hovedeffekterne, som estimeres ved hjælp af modellen, har følgende fortolkning:

- STATION_i er middelniveauet for de enkelte stationer, når der er taget højde for år til år variationen og sæsonvariationen.
- ÅR_j er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNED_k er middelniveauet for årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år-til-år variationen.

Hovedvariationerne er signifikante for alle næringssalte og klorofyl. Efterfølgende er residualerne fra variansanalysen afbildet i histogrammet, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte.

Efterfølgende er de estimerede hovedeffekter transformeret tilbage vha. exponential funktionen. Hvis α er middelværdien og β^2 er variansen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver middelværdien μ for de utransformerede data

$$\mu = e^{\alpha + \frac{\beta^2}{2}}$$

Et approximativt 95% konfidensinterval for de utransformerede data fås som

$$[e^{\alpha - 2\beta}; e^{\alpha + 2\beta}]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for $\log(\text{DIN})$ i 1999 var normalfordelt $N(2,10;0,0228)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er 8,17 $\mu\text{mol/l}$ med et 95% konfidensinterval på [7,80;8,55].

Bilag 3 Stoftilførsler til de 9 1. ordens marine kystafsnit

Bilag 3.1

Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger i 1999

Månedsvandtransport (millioner m³) i 1999

Farvandsområde	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	707	571	786	486	349	336	309	249	287	679	387	908	5031
Skagerrak	67	35	73	39	26	43	30	34	30	65	30	90	415
Kattegat	776	552	859	570	388	416	375	332	339	610	401	948	5392
Nordlige Bælthav	214	125	230	92	51	51	41	41	38	90	44	220	986
Lillebælt	266	160	268	101	61	56	43	39	43	108	55	317	1419
Storebælt	321	199	366	108	77	57	33	35	28	52	38	254	1436
Øresund	72	45	82	30	24	17	8	18	11	14	9	68	403
Sydlig Bælthav	21	13	24	4	4	1	1	1	0	1	1	15	86
Østersøen	75	45	78	30	26	9	4	5	3	12	13	81	388
Danmark	2521	1744	2765	1460	1006	987	845	755	780	1631	977	2902	18372

Månedtilførsel af kvælstof til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger inkl. havdambrug (ton) i 1999

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	3346	2592	3370	1986	1268	1159	1018	785	1016	2747	1455	3955	24697
Skagerrak	450	214	475	224	143	207	139	153	153	364	167	539	3229
Kattegat	5159	3295	5359	2956	2177	2301	1924	1766	1792	2868	2107	5265	36969
Nordlige Bælt.	1781	954	1668	545	264	189	160	145	175	547	247	1982	8657
Lillebælt	1579	985	1534	601	319	246	207	186	235	706	319	1918	8835
Storebælt	2843	1627	2806	499	304	305	141	255	147	429	217	2613	12185
Øresund	561	376	629	212	162	138	117	168	132	142	129	541	3307
Sydlig Bælthav	221	136	228	23	20	4	2	2	1	2	3	158	801
Østersøen	621	351	536	178	174	47	21	20	19	39	49	749	2803
Total	16559	10531	16604	7224	4831	4596	3729	3481	3672	7845	4693	17719	101484

Månedtilførsel af nitrat-nitrit kvælstof til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger inkl. havdambrug (ton) i 1999

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	2350	1775	2516	1514	986	864	747	603	750	2016	1112	2962	18193
Skagerrak	384	191	414	192	119	163	106	129	120	292	135	443	2688
Kattegat	4039	2592	4328	2353	1898	1915	1611	1458	1470	2248	1751	4256	29920
Nordlige Bælthav	1456	746	1289	411	179	119	98	89	107	389	175	1542	6600
Lillebælt	652	418	604	215	119	93	69	67	73	208	99	721	3337
Storebælt	2593	1476	2515	432	247	251	115	223	125	385	190	2357	10909
Øresund	266	200	296	134	114	107	95	125	105	110	104	278	1932
Sydlig Bælthav	210	132	210	22	18	3	1	1	1	2	3	150	752
Østersøen	584	322	495	162	159	39	18	17	17	34	41	652	2540
Total	12533	7854	12668	5433	3837	3554	2859	2712	2768	5682	3610	13362	76872

Månedtilførsel af fosfor til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger inkl. havdambrug (ton) i 1999

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	82	72	93	63	36	36	34	21	35	91	42	103	706
Skagerrak	17	9	15	8	8	12	10	7	11	21	8	20	146
Kattegat	115	82	122	90	74	82	68	58	63	97	61	123	1036
Nordlige Bælthav	34	19	38	16	11	12	11	10	9	18	8	37	224
Lillebælt	48	30	52	22	16	17	15	14	15	28	15	59	331
Storebælt	44	36	50	19	19	21	15	20	13	20	12	44	313
Øresund	24	22	25	19	18	17	16	20	17	16	16	22	231
Sydlig Bælthav	3	2	3	1	1	0	1	1	0	1	0	3	15
Østersøen	10	6	13	4	6	3	3	2	3	3	2	8	63
Total	376	279	411	241	189	201	172	154	166	295	165	419	3067

Månedtilførsel af orthofosfat fosfor til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger inkl. havdambrug (ton) i 1999

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	21	16	23	17	9	10	10	8	10	24	10	25	183
Skagerrak	6	3	5	4	3	5	5	4	5	8	3	5	57
Kattegat	57	37	57	38	29	37	36	33	31	47	29	58	490
Nordlige Bælthav	18	9	15	5	5	5	6	6	6	10	5	20	111
Lillebælt	20	13	19	10	8	9	9	9	9	15	9	27	159
Storebælt	29	20	27	12	13	16	12	17	11	16	10	30	210
Øresund	18	16	17	15	15	14	14	16	15	14	13	17	184
Sydlig Bælthav	2	1	2	1	0	0	0	1	0	0	0	2	10
Østersøen	5	3	5	2	4	3	2	2	2	2	2	4	36
Total	176	118	170	103	87	100	94	96	90	137	82	188	1441

Månedtilførsel af BOD₅ til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger inkl. havdambrug (ton) i 1999

Farvandsområder	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	år
Nordsøen	906	848	1142	790	528	503	516	302	419	1004	470	1099	8527
Skagerrak	280	183	296	159	134	203	202	142	142	225	139	358	2463
Kattegat	1677	1278	1936	1318	1237	1795	1238	922	878	1316	836	1841	16271
Nordlige Bælthav	341	249	433	294	224	214	163	153	134	201	95	303	2805
Lillebælt	378	284	482	292	232	185	151	175	167	303	152	455	3256
Storebælt	1007	1005	1150	870	882	799	725	756	701	789	710	1015	10409
Øresund	183	182	227	160	141	120	97	139	104	104	98	190	1744
Sydlig Bælthav	51	43	41	21	71	10	5	10	4	4	3	40	303
Østersøen	136	83	130	62	83	45	30	27	27	33	39	114	809
Total	4960	4155	5837	3967	3531	3874	3127	2626	2576	3978	2542	5414	46586

Bilag 3.2

Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD₅-tilførslen til marine kystafsnit via vandløb og direkte udledninger for 1989 til 1999

Afstrømning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	4083	4987	4240	4554	4600	6178	5356	2837	3100	5031	6056	4638
2. Skagerrak	253	350	292	297	270	466	363	244	245	415	564	342
3. Kattegat	4272	5143	4528	4493	4560	6711	5531	3454	3610	5392	6565	4933
4. Nordlige Bælthav	543	890	734	698	940	1373	961	377	478	986	1236	838
5. Lillebælt	732	1059	903	969	1170	1652	1244	580	628	1419	1517	1079
6. Storebælt	703	1115	1296	1065	1590	2156	1462	372	471	1436	1569	1203
7. Øresund	214	282	353	244	380	504	375	135	165	403	399	314
8. Sydlige Bælthav	41	86	83	73	110	119	79	29	36	86	87	75
9. Bornholm	188	175	274	238	340	430	254	163	153	388	381	271
Danmark	11029	14087	12703	12631	13960	19589	15625	8191	8886	15557	18372	13694

% af samlet afstrømning	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99	% af op-lands-areal	op-lands-areal
1. Nordsøen	37,0	35,4	33,4	36,1	33,0	31,5	34,3	34,6	34,9	32,3	33,0	33,9	25,2	10860
2. Skagerrak	2,3	2,5	2,3	2,4	1,9	2,4	2,3	3,0	2,8	2,7	3,1	2,5	2,5	1098
3. Kattegat	38,7	36,5	35,6	35,6	32,7	34,3	35,4	42,2	40,6	34,7	35,7	36,0	36,8	15852
4. Nordlige Bælthav	4,9	6,3	5,8	5,5	6,7	7,0	6,2	4,6	5,4	6,3	6,7	6,1	7,3	3128
5. Lillebælt	6,6	7,5	7,1	7,7	8,4	8,4	8,0	7,1	7,1	9,1	8,3	7,9	7,9	3383
6. Storebælt	6,4	7,9	10,2	8,4	11,4	11,0	9,4	4,5	5,3	9,2	8,5	8,8	12,6	5417
7. Øresund	1,9	2,0	2,8	1,9	2,7	2,6	2,4	1,6	1,9	2,6	2,2	2,3	4,0	1709
8. Sydlige Bælthav	0,4	0,6	0,7	0,6	0,8	0,6	0,5	0,4	0,4	0,6	0,5	0,5	1,0	418
9. Bornholm	1,7	1,2	2,2	1,9	2,4	2,2	1,6	2,0	1,7	2,5	2,1	2,0	2,8	1206
Danmark	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	43070

Kvælstoftilførsel (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	17425	23232	19730	25617	22100	27700	21560	12172	12237	21513	24659	20722
2. Skagerrak	2473	3641	2762	3931	2400	3600	2610	1699	1608	2979	3222	2811
3. Kattegat	27154	34338	28922	32567	31900	42700	33110	18965	19988	33630	36969	30931
4. Nordlige Bælthav	5484	9219	6776	7816	9700	10800	6580	3008	3528	8851	8610	7307
5. Lillebælt	7740	11584	8985	10567	10600	12900	8440	4001	4459	10615	8786	8971
6. Storebælt	8335	15231	12843	12859	17500	17400	11300	2620	3785	13960	12036	11624
7. Øresund	7227	11161	7327	6433	8000	7700	5980	3165	2562	4241	3307	6100
8. Sydlige Bælthav	617	1185	867	1080	1270	1100	770	294	214	985	801	835
9. Bornholm	2178	2435	3484	3322	4350	4500	2500	1623	1505	3861	2803	2960
Danmark	78633	112026	91696	104192	107820	128400	92850	47548	49886	100635	101193	92262

Kvælstof: samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	22,2	20,7	21,5	24,6	20,5	21,6	23,2	25,6	24,5	21,4	24,4	22,5
2. Skagerrak	3,1	3,3	3,0	3,8	2,2	2,8	2,8	3,6	3,2	3,0	3,2	3,0
3. Kattegat	34,5	30,7	31,5	31,3	29,6	33,3	35,7	39,9	40,1	33,4	36,5	33,5
4. Nordlige Bælthav	7,0	8,2	7,4	7,5	9,0	8,4	7,1	6,3	7,1	8,8	8,5	7,9
5. Lillebælt	9,8	10,3	9,8	10,1	9,8	10,0	9,1	8,4	8,9	10,5	8,7	9,7
6. Storebælt	10,6	13,6	14,0	12,3	16,2	13,6	12,2	5,5	7,6	13,9	11,9	12,6
7. Øresund	9,2	10,0	8,0	6,2	7,4	6,0	6,4	6,7	5,1	4,2	3,3	6,6
8. Sydlige Bælthav	0,8	1,1	0,9	1,0	1,2	0,9	0,8	0,6	0,4	1,0	0,8	0,9
9. Bornholm	2,8	2,2	3,8	3,2	4,0	3,5	2,7	3,4	3,0	3,8	2,8	3,2
Danmark	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fosfortilførsel (ton) (*)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	1416	981	760	590	514	730	583	301	298	503	703	671
2. Skagerrak	224	280	236	177	134	200	141	69	67	81	143	159
3. Kattegat	1476	1566	1032	916	850	1250	916	600	613	828	1036	1008
4. Nordlige Bælthav	523	413	236	191	225	310	197	118	112	190	219	249
5. Lillebælt	834	787	557	464	326	390	329	180	159	300	327	423
6. Storebælt	598	879	555	459	432	460	278	197	171	318	296	422
7. Øresund	1563	1514	1240	1023	986	1000	765	460	357	283	231	857
8. Sydlige Bælthav	55	56	29	22	24	24	23	16	8	16	15	26
9. Bornholm	145	192	145	164	130	130	90	68	43	77	63	113
Danmark	6834	6668	4790	4006	3621	4494	3322	2009	1828	2596	3033	3927

Fosfor: samlet belastning (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	20,7	14,7	15,9	14,7	14,2	16,2	17,5	15,0	16,3	19,4	23,2	17,1
2. Skagerrak	3,3	4,2	4,9	4,4	3,7	4,5	4,2	3,4	3,7	3,1	4,7	4,1
3. Kattegat	21,6	23,5	21,5	22,9	23,5	27,8	27,6	29,9	33,5	31,9	34,1	25,7
4. Nordlige Bælthav	7,7	6,2	4,9	4,8	6,2	6,9	5,9	5,9	6,1	7,3	7,2	6,3
5. Lillebælt	12,2	11,8	11,6	11,6	9,0	8,7	9,9	9,0	8,7	11,6	10,8	10,8
6. Storebælt	8,8	13,2	11,6	11,5	11,9	10,2	8,4	9,8	9,4	12,2	9,8	10,7
7. Øresund	22,9	22,7	25,9	25,5	27,2	22,3	23,0	22,9	19,5	10,9	7,6	21,8
8. Sydlige Bælthav	0,8	0,8	0,6	0,5	0,7	0,5	0,7	0,8	0,4	0,6	0,5	0,7
9. Bornholm	2,1	2,9	3,0	4,1	3,6	2,9	2,7	3,4	2,4	3,0	2,1	2,9
Danmark	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

(*) eksklusiv havbrug

Bilag 3.3

Kildefordeling for de samlede kvælstof- og fosfor tilførsler til de marine kystafsnit 1989 til 1999

De diffuse udledninger inkluderer udledninger fra spredt bebyggelse til ferskvand

KVÆLSTOF

Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	72,6	83,1	83,8	86,5	88,5	91,2	89,1	85,4	85,3	91,0	92,4	86,8
2. Skagerrak	60,7	74,9	66,3	54,9	79,1	86,4	80,4	85,6	86,7	92,1	94,1	77,4
3. Kattegat	78,2	85,2	85,1	88,8	88,0	90,8	90,2	86,2	88,0	91,5	93,0	88,1
4. Nordlige Bælthav	60,7	78,4	75,8	81,5	89,7	91,4	85,2	75,8	78,5	90,1	89,2	83,3
5. Lillebælt	58,7	76,4	75,9	81,3	89,7	90,3	87,6	81,4	84,7	91,1	89,8	83,0
6. Storebælt	67,5	83,7	82,1	82,7	90,3	92,4	89,4	61,5	77,6	92,3	91,4	86,0
7. Øresund	16,7	47,7	24,8	24,4	40,0	38,6	26,8	13,2	26,9	61,9	60,4	34,9
8. Sydlige Bælthav	70,3	84,6	90,4	94,2	94,5	88,7	94,7	83,8	85,5	95,0	87,4	89,4
9. Bornholm	76,9	79,4	84,6	81,6	89,7	92,2	88,0	90,0	90,9	95,1	93,9	88,0
Danmark	66,4	78,9	77,4	80,7	85,2	87,9	84,9	78,8	82,5	90,3	91,0	82,8
Punktkilder ferskvand (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	16,0	9,2	8,0	8,3	8,7	7,0	8,3	12,0	11,8	8,1	6,9	9,0
2. Skagerrak	6,9	4,5	5,5	3,9	3,8	2,5	5,8	7,9	5,4	4,1	3,0	4,6
3. Kattegat	10,8	7,8	7,9	6,9	6,0	4,8	5,5	8,1	7,1	5,4	4,7	6,6
4. Nordlige Bælthav	26,5	15,1	18,3	13,5	7,6	5,8	7,5	12,8	10,8	6,1	6,9	11,1
5. Lillebælt	10,3	6,4	7,3	7,0	4,9	4,2	6,0	9,2	7,6	4,9	5,5	6,3
6. Storebælt	12,1	6,9	7,5	6,8	4,1	3,6	4,4	18,9	9,2	4,4	4,8	6,1
7. Øresund	5,8	3,9	6,3	5,5	3,8	4,2	4,2	5,2	7,8	5,8	6,9	5,1
8. Sydlige Bælthav	5,4	3,6	5,7	2,3	1,8	2,2	2,7	8,2	9,8	4,0	11,1	4,3
9. Bornholm	4,8	4,1	2,4	1,4	1,6	1,1	2,0	3,2	3,2	2,4	3,0	2,4
Danmark	12,3	7,8	8,1	7,3	5,9	4,9	6,0	9,7	8,6	5,7	5,5	7,1
Direkte udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	11,5	7,7	8,2	5,2	2,7	1,8	2,6	2,5	3,0	1,0	0,6	4,1
2. Skagerrak	32,3	20,6	28,2	41,3	17,1	11,1	13,8	6,4	7,9	3,9	2,9	18,0
3. Kattegat	11,0	7,0	7,1	4,4	6,0	4,4	4,3	5,7	4,9	3,1	2,3	5,3
4. Nordlige Bælthav	12,8	6,5	5,9	5,0	2,7	2,8	7,3	11,4	10,7	3,8	3,9	5,6
5. Lillebælt	31,0	17,3	16,9	11,7	5,5	5,4	6,4	9,4	7,7	4,0	4,7	10,7
6. Storebælt	20,4	9,4	10,4	10,6	5,6	4,0	6,2	19,6	13,2	3,3	3,8	7,9
7. Øresund	77,5	48,4	68,9	70,1	56,1	57,1	69,1	81,6	65,3	32,3	32,7	60,0
8. Sydlige Bælthav	24,3	11,8	3,9	3,5	3,7	9,1	2,6	8,0	4,7	1,0	1,5	6,4
9. Bornholm	18,4	16,4	13,0	16,9	8,7	6,7	10,0	6,8	5,9	2,5	3,1	9,6
Danmark	21,3	13,3	14,4	12,0	8,9	7,2	9,1	11,5	9,0	4,0	3,4	10,1
Punktkilder i alt (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
Nordsøen	27,4	16,9	16,2	13,5	11,5	8,8	10,9	14,6	14,7	9,0	7,6	13,2
Skagerrak	39,3	25,1	33,7	45,1	20,9	13,6	19,6	14,4	13,3	7,9	5,9	22,6
Kattegat	21,8	14,8	14,9	11,2	12,0	9,2	9,8	13,8	12,0	8,5	7,0	11,9
Nordlige Bælthav	39,3	21,6	24,2	18,5	10,3	8,6	14,8	24,2	21,5	9,9	10,8	16,7
Lillebælt	41,3	23,6	24,1	18,7	10,3	9,7	12,4	18,6	15,3	8,9	10,2	17,0
Storebælt	32,5	16,3	17,9	17,3	9,7	7,6	10,6	38,5	22,4	7,7	8,6	14,0
Øresund	83,3	52,3	75,2	75,6	60,0	61,4	73,2	86,8	73,1	38,1	39,6	65,1
Sydlige Bælthav	29,7	15,4	9,6	5,8	5,5	11,3	5,3	16,2	14,5	5,0	12,6	10,6
Bornholm	23,1	20,6	15,4	18,4	10,3	7,8	12,0	10,0	9,1	4,9	6,1	12,0
Danmark	33,6	21,1	22,6	19,3	14,8	12,1	15,1	21,2	17,5	9,7	9,0	17,2

FOSFOR

Diffuse udledninger (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	11,6	11,8	28,2	37,1	53,1	64,4	62,8	39,2	45,7	56,1	69,2	38,6
2. Skagerrak	11,4	41,7	18,6	22,6	33,6	53,5	46,1	60,9	62,3	61,7	81,5	39,6
3. Kattegat	19,6	43,8	35,1	42,5	44,5	60,5	58,2	52,0	54,0	55,7	68,2	46,9
4. Nordlige Bælthav	0,2	5,3	32,2	29,3	48,9	61,0	49,2	33,9	35,4	52,6	54,1	31,0
5. Lillebælt	15,7	28,4	26,2	33,0	49,4	60,5	55,9	41,1	48,6	56,7	60,0	37,6
6. Storebælt	0,0	40,1	24,5	29,2	39,4	58,0	43,2	32,0	35,8	47,5	48,0	34,4
7. Øresund	5,2	16,9	2,7	2,2	2,7	6,5	13,3	1,3	1,8	11,0	10,6	6,9
8. Sydlige Bælthav	11,9	17,3	37,9	59,1	50,0	62,5	65,2	37,5	19,2	43,8	30,6	35,2
9. Bornholm	5,8	45,9	35,2	22,6	25,4	47,7	0,0	50,0	43,6	59,7	52,7	33,0
Danmark	10,3	28,0	22,4	26,5	33,4	48,2	44,6	34,6	39,0	50,0	60,3	32,6
% punktkilder ferskvand	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	30,7	37,2	33,8	40,3	38,3	28,8	31,6	51,5	47,9	39,2	28,1	34,9
2. Skagerrak	27,9	19,0	21,6	22,6	12,7	6,5	10,6	17,4	15,3	19,8	10,5	17,4
3. Kattegat	45,7	30,7	35,5	25,0	29,6	19,5	23,7	28,5	26,8	29,2	22,3	29,5
4. Nordlige Bælthav	64,1	58,4	50,8	46,6	36,9	22,9	26,9	36,4	38,7	38,4	34,8	44,9
5. Lillebælt	23,7	20,8	23,2	22,4	20,2	19,0	20,1	23,9	25,0	26,7	21,8	22,2
6. Storebælt	46,6	28,1	38,0	27,9	28,5	22,4	28,8	32,5	31,4	33,0	32,5	32,1
7. Øresund	7,6	7,2	7,7	6,2	6,7	6,5	6,3	6,5	10,8	17,0	19,9	7,7
8. Sydlige Bælthav	15,3	16,6	34,5	13,6	25,0	20,8	21,7	31,3	55,8	50,0	59,1	25,4
9. Bornholm	31,5	16,6	9,7	4,3	11,5	6,2	11,1	14,7	19,2	23,4	27,2	14,8
Danmark	31,5	25,5	26,2	22,5	22,8	17,6	20,4	26,5	27,6	30,3	25,0	25,2
% direkte udledninger	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
1. Nordsøen	57,7	51,0	38,0	22,5	8,6	6,8	5,7	9,3	6,4	4,8	2,7	26,5
2. Skagerrak	60,7	39,3	59,7	54,8	53,7	40,0	43,3	21,7	22,4	18,5	8,0	43,0
3. Kattegat	34,8	25,5	29,5	32,5	25,9	20,0	18,1	19,5	19,2	15,1	9,5	23,5
4. Nordlige Bælthav	35,8	36,3	16,9	24,1	14,2	16,1	23,9	29,7	25,9	8,9	11,1	24,0
5. Lillebælt	60,7	50,8	50,6	44,6	30,4	20,5	24,0	35,0	26,4	16,7	18,2	40,1
6. Storebælt	53,3	31,9	37,5	42,9	32,2	19,6	28,1	35,5	32,7	19,5	19,6	33,5
7. Øresund	87,2	76,0	89,6	91,7	90,6	87,0	80,4	92,2	87,4	72,1	69,5	85,3
8. Sydlige Bælthav	72,7	66,1	27,6	27,3	25,0	16,7	13,0	31,3	25,0	6,3	10,2	39,4
9. Bornholm	62,8	37,5	55,2	73,2	63,1	46,2	88,9	35,3	37,2	16,9	20,1	52,2
Danmark	58,1	46,5	51,4	51,0	43,8	34,1	35,0	38,9	33,3	19,7	14,7	42,1
Punktkilder i alt (%)	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	1989-99
Nordsøen	88,4	88,2	71,8	62,9	46,9	35,6	37,2	60,8	54,3	43,9	30,8	61,4
Skagerrak	88,6	58,3	81,4	77,4	66,4	46,5	53,9	39,1	37,7	38,3	18,5	60,4
Kattegat	80,4	56,2	64,9	57,5	55,5	39,5	41,8	48,0	46,0	44,3	31,8	53,1
Nordlige Bælthav	99,8	94,7	67,8	70,7	51,1	39,0	50,8	66,1	64,6	47,4	45,9	69,0
Lillebælt	84,3	71,6	73,8	67,0	50,6	39,5	44,1	58,9	51,4	43,3	40,0	62,4
Storebælt	100,0	59,9	75,5	70,8	60,6	42,0	56,8	68,0	64,2	52,5	52,0	65,6
Øresund	94,8	83,1	97,3	97,8	97,3	93,5	86,7	98,7	98,2	89,0	89,4	93,1
Sydlige Bælthav	88,1	82,7	62,1	40,9	50,0	37,5	34,8	62,5	80,8	56,3	69,4	64,8
Bornholm	94,2	54,1	64,8	77,4	74,6	52,3	100,0	50,0	56,4	40,3	47,3	67,0
Danmark	89,7	72,0	77,6	73,5	66,6	51,8	55,4	65,4	61,0	50,0	39,7	67,4

Bilag 4 Årstilførsel og kildeopsplitning for tilførsler til de 49 2. ordens kystafsnit

Bilag 4.1

Tilførslen af kvælstof via vandløb og direkte udledninger og samlet til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1999, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab samt den diffuse tilførsel (inkl. retention)

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb kg	Direkte udled- ninger kg	Samlet tilførsel kg	Retention i fersk- vand kg	Diffuse kilder %	Punkt- kilder ferskvand %	Direkte punkt- kilder %	Op- lands- tab kg/ha	Diffuse tilførsel inkl. ret. kg/ha
11	171	681482	347	681829	162907	99,0	1,0	0,0	39,9	48,9
12	1639	3373133	37050	3410183	150622	90,2	8,7	1,0	20,6	19,6
13	3485	6086425	9177	6095602	599847	93,0	6,8	0,1	17,5	17,9
14	268	252937	0	252937	25713	99,7	0,3	0,0	9,4	10,4
15	75	20318	0	20318	6608	100,0	0,0	0,0	2,7	3,6
16	5222	14091960	106482	14198442	297666	94,0	5,3	0,7	27,0	26,1
21	492	1328238	914	1329152	19973	97,8	2,1	0,1	27,0	26,8
22	567	1643366	50467	1693833	15674	94,4	2,6	3,0	29,0	28,5
23	39	157935	41489	199424	3782	77,4	2,2	20,4	40,5	40,3
30	138	295103	5651	300754	0	98,1	0,0	1,9	21,4	21,4
31	86	130156	16726	146882	1167	83,2	5,5	11,3	15,2	14,4
32	1952	2910535	80872	2991407	226507	90,5	7,0	2,5	14,9	14,9
33	42	86618	3681	90299	5327	95,3	0,8	3,8	20,8	21,9
34	725	1553938	37338	1591276	123539	95,5	2,3	2,2	21,4	22,6
35	3499	6908477	24528	6933005	1344712	93,4	6,4	0,3	19,7	22,1
36	743	1968046	65890	2033936	47575	94,6	2,2	3,2	26,5	26,5
37	7608	19551880	328769	19880649	1492688	95,7	2,7	1,5	25,7	26,9
38	522	1391770	16489	1408259	14139	97,4	1,5	1,2	26,7	26,5
39	537	1320338	271926	1592264	17397	82,2	0,9	16,9	24,6	24,6
40	131	567385	6966	574351	0	94,4	4,4	1,2	43,2	41,2
41	312	598270	4460	602730	273422	97,7	1,8	0,5	19,2	27,4
42	1191	2839197	167131	3006328	83370	87,1	7,5	5,4	23,8	22,6
43	777	2433779	68471	2502250	39726	95,4	1,9	2,7	31,3	31,2
44	657	1689115	88627	1777742	114765	86,1	9,2	4,7	25,7	24,8
45	60	145031	1523	146554	5296	99,0	0,0	1,0	24,3	25,2
51	1045	2529668	7933	2537601	69828	91,8	7,9	0,3	24,2	22,9
52	506	1591133	140148	1731281	37468	88,9	3,2	7,9	31,4	31,1
53	234	653634	7707	661341	36668	98,0	0,9	1,1	27,9	29,2
54	508	1036179	54310	1090489	69177	92,3	3,0	4,7	20,4	21,1
55	94	232525	8702	241227	41659	93,4	3,5	3,1	24,7	28,1
56	289	522890	57504	580394	20814	89,2	1,2	9,6	18,1	18,6
57	210	556286	34812	591098	11839	91,6	2,6	5,8	26,5	26,3
58	258	725510	66787	792297	32814	90,4	1,5	8,1	28,1	28,9
59	239	527554	32681	560235	21191	91,7	2,7	5,6	22,1	22,3
61	1213	2602223	121911	2724134	915976	94,0	2,6	3,3	21,5	28,2
62	2345	4691045	116340	4807385	1101015	94,7	3,3	2,0	20,0	23,9
63	281	585690	38456	624146	14748	91,5	2,5	6,0	20,8	20,8
64	455	977364	87537	1064901	27646	90,6	1,4	8,0	21,5	21,8
65	436	1038896	23712	1062608	26646	96,8	1,0	2,2	23,8	24,2
66	289	975635	23360	998995	10984	96,6	1,1	2,3	33,8	33,7
67	398	707602	45779	753381	17073	92,0	2,1	5,9	17,8	17,8
71	994	1707292	308589	2015881	81643	81,2	4,1	14,7	17,2	17,1
72	467	294463	762620	1057083	314945	37,6	6,8	55,6	6,3	11,1
73	248	224359	9360	233719	325747	94,6	3,7	1,7	9,0	21,3

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb kg	Direkte udled- ninger kg	Samlet tilførsel kg	Retention i fersk- vand kg	Diffuse kilder %	Punkt- kilder ferskvand %	Direkte punkt- kilder %	Op- lands- tab kg/ha	Diffuse tilførsel inkl. ret. kg/ha
81	40	98180	2720	100900	6128	96,5	0,9	2,5	24,6	25,9
82	378	690756	9353	700109	12391	88,8	9,9	1,3	18,3	16,7
91	588	1410807	59627	1470434	0	95,3	0,7	4,1	24,0	23,8
92	106	222029	2832	224861	3616	96,0	2,7	1,2	20,9	20,7
93	512	1083652	23977	1107629	16984	95,4	2,5	2,1	21,2	20,9
Danmark	43070	97710804	3481818	101192622	8289420	92,6	4,2	3,2	22,7	23,5
Nordsøen	10860	24506255	191143	24697398	1243363	93,3	5,9	0,7	22,6	22,3
Skagerrak	1098	3129539	99170	3228709	39429	94,6	2,4	3,0	28,5	28,2
Kattegat	15852	36116864	852270	36969134	3273049	94,2	3,6	2,1	22,8	23,9
N. Bælthav	3128	8272778	384578	8657356	516579	90,4	5,4	4,2	26,4	26,5
Lillebælt	3383	8375380	459684	8835064	341457	91,0	4,0	5,0	24,8	24,7
Storebælt	5417	11578456	606595	12185051	2114088	93,2	2,5	4,2	21,4	24,6
Øresund	1709	2226113	1080569	3306682	722335	68,2	5,0	26,8	13,0	16,1
S.Bælthav	418	788936	12073	801009	18519	89,8	8,8	1,5	18,9	17,6
Østersøen	1206	2716488	86736	2803224	20600	95,4	1,6	3,1	22,5	22,3
Danmark	43070	97710809	3772818	101483627	8289420	92,4	4,2	3,4	22,7	23,5

Belastningen fra havdambrug kendes kun på 1. ordens niveau og er derfor ikke medregnet under direkte udledninger for 2. ordens kystafsnit.

Bilag 4.2

Tilførslen af fosfor via vandløb og direkte udledninger og samlet til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1999, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab samt den diffuse tilførsel (inkl. retention)

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb kg	Direkte udled- ninger kg	Samlet tilførsel kg	Retention i fersk- vand kg	Diffuse kilder %	Punkt- kilder ferskvand %	Direkte punkt- kilder %	Op- lands- tab kg/ha	Diffuse tilførsel inkl. ret. kg/ha
11	171	13139	87	13226	1579	88,2	11,2	0,6	0,77	0,76
12	1639	85047	8980	94027	1460	61,7	28,9	9,4	0,52	0,36
13	3485	160212	1280	161492	5815	75,2	24,1	0,8	0,46	0,36
14	268	9785	0	9785	249	98,1	1,9	0,0	0,37	0,37
15	75	2110	0	2110	64	100,0	0,0	0,0	0,28	0,29
16	5222	413240	8768	422008	2851	77,0	20,9	2,1	0,79	0,63
21	492	52844	232	53076	194	92,4	7,2	0,4	1,08	1,00
22	567	75318	9931	85249	152	81,4	6,9	11,6	1,33	1,23
23	39	3380	1347	4727	37	55,9	15,9	28,3	0,87	0,68
30	138	12026	1128	13154	0	91,4	0,0	8,6	0,87	0,87
31	86	4245	1487	5732	11	59,1	15,0	25,9	0,50	0,40
32	1952	71628	13423	85051	-1121	41,1	43,0	16,0	0,37	0,18
33	42	990	432	1422	52	58,0	12,7	29,3	0,24	0,20
34	725	23599	4975	28574	1198	63,2	20,1	16,7	0,33	0,26
35	3499	187207	360	187567	14672	76,0	23,8	0,2	0,54	0,44
36	743	45796	5055	50851	461	79,6	10,5	9,9	0,62	0,55
37	7608	478732	40055	518787	14469	79,3	13,2	7,5	0,63	0,56
38	522	54783	945	55728	137	91,6	6,7	1,7	1,05	0,98
39	537	58120	30914	89034	169	63,1	2,3	34,7	1,08	1,05
40	131	7173	1431	8604	0	48,9	34,5	16,6	0,55	0,32
41	312	9276	532	9808	2650	72,7	23,0	4,3	0,30	0,29
42	1191	81325	2068	83393	800	70,8	26,7	2,5	0,68	0,50
43	777	49510	3444	52954	385	82,3	11,3	6,5	0,64	0,57
44	657	46204	16464	62668	1112	44,5	29,6	25,8	0,70	0,43
45	60	1559	368	1927	51	80,6	0,8	18,6	0,26	0,27
51	1045	84438	1431	85869	677	71,9	26,4	1,7	0,81	0,60
52	506	41092	20808	61900	363	55,5	11,1	33,4	0,81	0,68
53	234	14822	516	15338	355	89,7	7,0	3,3	0,63	0,60
54	508	29838	6392	36230	671	69,9	12,7	17,3	0,59	0,51
55	94	7271	1983	9254	404	61,0	18,4	20,5	0,77	0,63
56	289	15506	4295	19801	202	70,0	8,5	21,5	0,54	0,48
57	210	26421	4589	31010	115	80,1	5,1	14,7	1,26	1,19
58	258	24340	14479	38819	318	56,8	6,2	37,0	0,94	0,86
59	239	23731	4884	28615	205	78,7	4,4	16,9	0,99	0,95
61	1213	43102	12079	55181	3242	60,4	19,0	20,7	0,36	0,29
62	2345	100390	16776	117166	1690	64,7	21,2	14,1	0,43	0,33
63	281	13462	5610	19072	143	55,2	15,6	29,2	0,48	0,38
64	455	16528	10272	26800	268	52,3	9,7	37,9	0,36	0,31
65	436	24558	4029	28587	258	78,7	7,3	14,0	0,56	0,52
66	289	19455	3024	22479	106	84,1	2,5	13,4	0,67	0,66
67	398	20792	6202	26994	165	67,7	9,5	22,8	0,52	0,46
71	994	32336	33272	65608	796	21,3	28,6	50,1	0,33	0,14
72	467	25123	124890	150013	3053	7,3	11,1	81,6	0,54	0,24
73	248	13097	2662	15759	3158	67,5	18,4	14,1	0,53	0,51
81	40	2420	186	2606	59	83,3	9,7	7,0	0,61	0,56
82	378	11387	1385	12772	120	51,5	37,7	10,7	0,30	0,18
91	588	17098	9188	26286	0	61,6	3,5	35,0	0,29	0,28
92	106	6023	466	6489	35	74,4	18,5	7,1	0,57	0,46
93	512	26922	2927	29849	165	70,8	19,5	9,8	0,53	0,41
Danmark	43070	2587401	446051	3033452	64016	68,2	17,4	14,4	0,60	0,49

	Areal	Tilførsel via vandløb	Direkte udled- ninger	Samlet tilførsel	Retention i fersk- vand	Diffuse kilder	Punkt- kilder ferskvand	Direkte punkt- kilder	Op- llands- tab	Diffuse tilførsel inkl. ret.
	km ²	kg	kg	kg	kg	%	%	%	kg/ha	kg/ha
Nordsøen	10860	683533	22915	706448	12018	74,8	22,0	3,2	0,63	0,49
Skagerrak	1098	131543	14510	146053	382	82,9	7,2	9,9	1,20	1,11
Kattegat	15852	937127	98774	1035901	30048	74,5	16,2	9,3	0,59	0,50
N. Bælthav	3128	195048	29207	224255	4999	64,0	23,2	12,7	0,62	0,47
Lillebælt	3383	267457	63977	331434	3310	67,6	13,3	19,1	0,79	0,67
Storebælt	5417	238287	74792	313079	5873	61,7	14,8	23,4	0,44	0,36
Øresund	1709	70557	160824	231381	7007	16,0	16,6	67,5	0,41	0,22
S.Bælthav	418	13807	1571	15378	180	57,0	32,9	10,1	0,33	0,21
Østersøen	1206	50042	12581	62623	200	67,3	12,7	20,0	0,41	0,35
Danmark	43070	2587401	479151	3066552	64016	67,5	17,2	15,3	0,60	0,49

Belastningen fra havdambrug kendes kun på 1. ordens niveau og er derfor ikke medregnet under direkte udledninger for 2. ordens kystafsnit.

Bilag 4.3

Tilførslen af BOD via vandløb og direkte udledninger og samlet til 1. og 2. ordens marine kystafsnit i 1999, kilderne hertil, retention i ferskvand, oplandstab samt den diffuse tilførsel (inkl. retention)

Marin kode	Areal km ²	Tilførsel via vandløb kg	Direkte udled- ninger kg	Samlet tilførsel kg	Diffuse kilder %	Punkt- kilder ferskvand %	Direkte punkt- kilder %	Op- lands- tab kg/ha	Diffus tilførsel kg/ha
11	171	131500	1084	132584	90,2	9,0	0,8	7,7	7,0
12	1639	1177765	17861	1195626	60,5	38,0	1,5	7,2	4,4
13	3485	2703916	9610	2713526	65,9	33,7	0,4	7,8	5,1
14	268	130612	0	130612	94,4	5,6	0,0	4,9	4,6
15	75	30852	0	30852	100,0	0,0	0,0	4,1	4,1
16	5222	4174511	94049	4268560	68,8	29,0	2,2	8,0	5,6
21	492	749769	2813	752582	91,9	7,8	0,4	15,3	14,1
22	567	935778	426734	1362512	64,7	4,0	31,3	16,5	15,5
23	39	31680	289058	320738	8,5	1,3	90,1	8,1	7,0
30	138	179677	11056	190733	94,2	0,0	5,8	13,0	13,0
31	86	47537	10197	57734	72,5	9,9	17,7	5,6	4,9
32	1952	614444	140069	754513	51,9	29,6	18,6	3,1	2,0
33	42	8728	78159	86887	8,6	1,5	90,0	2,1	1,8
34	725	549426	148966	698392	72,3	6,4	21,3	7,6	7,0
35	3499	4218897	4426	4223323	85,5	14,4	0,1	12,1	10,3
36	743	574517	66877	641394	74,9	14,6	10,4	7,7	6,5
37	7608	6136387	547092	6683479	75,5	16,3	8,2	8,1	6,6
38	522	796903	7225	804128	96,5	2,6	0,9	15,3	14,9
39	537	827607	1302191	2129798	37,3	1,6	61,1	15,4	14,8
40	131	86914	16058	102972	70,0	14,4	15,6	6,6	5,5
41	312	91120	7299	98419	83,8	8,8	7,4	2,9	2,6
42	1191	768568	32382	800950	63,0	32,9	4,0	6,5	4,2
43	777	402208	43893	446101	74,6	15,5	9,8	5,2	4,3
44	657	920822	65677	986499	76,6	16,7	6,7	14,0	11,5
45	60	47630	5006	52636	90,1	0,4	9,5	8,0	8,0
51	1045	960992	14936	975928	62,4	36,1	1,5	9,2	5,8
52	506	463013	136430	599443	64,2	13,0	22,8	9,1	7,6
53	234	151996	10135	162131	89,0	4,7	6,3	6,5	6,2
54	508	349417	46626	396043	76,3	11,9	11,8	6,9	6,0
55	94	58149	12543	70692	66,4	15,8	17,7	6,2	5,0
56	289	120164	29171	149335	70,2	10,3	19,5	4,2	3,6
57	210	144131	65273	209404	62,5	6,3	31,2	6,9	6,2
58	258	142910	90714	233624	50,2	10,9	38,8	5,5	4,5
59	239	107234	44443	151677	62,9	7,8	29,3	4,5	4,0
61	1213	573087	1179664	1752751	26,7	6,0	67,3	4,7	3,9
62	2345	1062451	2934536	3996987	20,6	6,0	73,4	4,5	3,5
63	281	140065	45293	185358	62,1	13,5	24,4	5,0	4,1
64	455	180139	2680295	2860434	5,2	1,1	93,7	4,0	3,3
65	436	245052	36525	281577	79,5	7,5	13,0	5,6	5,1
66	289	172471	26948	199419	82,9	3,6	13,5	6,0	5,7
67	398	182086	100852	282938	54,9	9,4	35,6	4,6	3,9
71	994	402714	349312	752026	32,3	21,2	46,4	4,1	2,4
72	467	284508	588760	873268	19,6	12,9	67,4	6,1	3,7
73	248	113372	5619	118991	77,1	18,2	4,7	4,6	3,7
81	40	22215	1389	23604	82,1	12,0	5,9	5,6	4,9
82	378	267769	11436	279205	34,2	61,7	4,1	7,1	2,5
91	588	233975	213637	447612	50,0	2,3	47,7	4,0	3,8
92	106	52631	9825	62456	75,8	8,5	15,7	5,0	4,5
93	512	263904	33037	296941	74,9	14,0	11,1	5,2	4,3
Danmark	43070	33032214	11995181	45027395	58,0	15,4	26,6	7,7	6,1

	Areal	Tilførsel via vandløb	Direkte udled- ninger	Samlet tilførsel	Diffuse kilder	Punkt- kilder ferskvand	Direkte punkt- kilder	Op- lands- tab	Diffus tilførsel
	km ²	kg	kg	kg	%	%	%	kg/ha	kg/ha
Nordsøen	10860	8349158	178104	8527262	67,1	30,8	2,1	7,7	5,3
Skagerrak	1098	1717227	745605	2462832	65,0	4,8	30,3	15,6	14,6
Kattegat	15852	13954124	2317158	16271282	72,7	13,0	14,2	8,8	7,5
N. Bælthav	3128	2317265	487315	2804580	64,0	18,6	17,4	7,4	5,7
Lillebælt	3383	2498004	757771	3255775	59,5	17,3	23,3	7,4	5,7
Storebælt	5417	2555350	7853213	10408563	20,2	4,4	75,4	4,7	3,9
Øresund	1709	800595	943691	1744286	29,0	16,9	54,1	4,7	3,0
S.Bælthav	418	289983	12825	302808	37,9	57,8	4,2	6,9	2,7
Østersøen	1206	550508	258199	808707	61,0	7,0	31,9	4,6	4,1
Danmark	43070	33032215	13553881	46586096	56,0	14,9	29,1	7,7	6,1

Belastningen fra havdambrug kendes kun på 1. ordens niveau og er derfor ikke medregnet under direkte udledninger for 2. ordens kystafsnit.

Bilag 5 Statistiske beregninger for bundvegetation i fjorde og kystnære områder

Bilag 5.1

Gennemsnit og indeks af dybdegrænser for ålegræs samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.1.1 Ålegræssets maksimale dybdegrænse - gennemsnit for fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Gennemsnit af ålegræssets dybgrænse		År												
Område	Områdetype	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Gennemsnit	
Augustenborg	i	3,3	4,2	4,1	1,5	1,8	2,0	4,2	3,7	3,9	3,2	3,8	3,4	
Fjord	y	4,4	4,4	4,5	3,8	4,1	4,5	4,2	4,2	5,2	2,4	2,4	4,1	
Dybsø Fjord	i	1,3		1,9	1,9	1,6	1,3				1,8	1,6	1,7	
Endelave	aa	3,5	3,2	2,6	1,8	2,0	1,2	1,9	1,0	2,3	4,3	5,1	3,2	
Flensborg Fjord	i	3,0	2,8	2,6	2,4	2,5	3,3	2,8	3,0	3,2	4,6	2,2	2,7	
	y	5,2	5,5	6,0	5,1	5,0	5,1	4,4	5,5	6,4	7,4	6,1	5,6	
Horsens Fjord	i	1,8	1,8	2,1	1,5	1,7	1,9	3,0	3,2	1,8			2,1	
	y	3,6	3,3	3,1	2,1	2,6	1,7	2,3	2,7	2,6	3,7	4,5	3,0	
Isefjord	i	4,0		5,9	5,4	5,4	4,7	4,1	4,3			1,3	4,4	
Kalundborg Fjord	i		4,0	4,3	6,0	4,6			4,6				4,6	
Kolding Fjord	i	1,9	2,0	2,1	2,3	2,0	2,2	2,2	2,4	2,6	2,6	2,3	2,2	
	y	3,7	4,8	4,2	3,9	3,9	4,1	3,1	3,1	3,0	4,7	4,5	3,8	
Korsør Nor	i		2,5	2,5	2,5	2,5						1,8	2,1	
Løgstør Bredning	y	2,6	3,8	2,7	3,1	2,5	2,5	2,9	2,7	2,2	2,9	2,4	2,8	
Nivå Bugt	aa						4,9	8,9	7,6	6,3		6,5	6,7	
Nordlige Lillebælt	y	5,7		3,0		2,5	3,0			3,7	4,6	3,8	3,8	
	aa	4,5	4,7	5,1	3,8	3,5	3,8	3,9	4,5	4,4	4,1	3,4	4,2	
Odense Fjord	y	4,5	4,6	4,8	2,5	4,2	2,9	3,2	3,8	4,1	3,3	3,7	3,7	
Præstø Fjord	i	3,6			4,5	4,3	4,0			4,3	3,6	3,6	3,8	
Roskilde Fjord	i	2,8	3,5	3,0	2,2	3,1	3,2	4,0			3,8	1,8	2,7	
Sejrø Bugt	aa		4,5	5,0	5,7	5,6			5,1			4,0	5,5	
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	2,5	1,7	1,4	1,7	1,2	1,4	1,5	2,2	1,5	2,3	1,6	1,7	
	y	4,0	2,9	2,4	3,2	3,1	3,2	3,6	2,1	3,2	2,8	2,4	3,0	
Sydfynske Øhav	i	6,2				3,3	5,4		5,7	5,2			5,2	
	y	3,6	3,8	4,0	4,3	3,6	4,0	4,0	3,6	3,7	3,4	3,6	3,7	
Vejle Fjord	i	2,1	2,4	2,6	2,7	2,6	2,3	2,5	2,4	2,4	2,6	3,5	2,4	
	y	3,8	3,6	3,9	3,3	3,5	3,5	3,6	4,2	4,0	3,7	4,3	3,7	
Vestlige Limfjord	i	2,6	3,3	3,0	2,9	2,8	2,7	2,6	2,3	2,4	2,1	1,9	2,5	
	y	3,2	3,6	3,3	3,8	3,2	3,0	2,9	2,7	2,1	2,9	2,6	3,0	
Østlige Limfjord	i	3,2	3,2	3,6	3,4	3,2	2,8	2,2	2,2	2,3	2,4	2,2	2,7	
Åbenrå Fjord	i	4,0	3,4	4,3	3,5	3,8	3,5	4,0	3,5	3,8	4,2	4,5	3,9	
	y	4,0	5,1	4,6	3,7	3,7	4,7	2,8	3,2	4,2	4,9	4,1	4,1	
Århus Bugt	i	6,5		6,4		4,9		5,7		6,2	6,5	7,0	6,2	
	y	6,8		6,4		5,4		5,2		7,3	6,5	5,8	6,1	
Grand total		3,7	3,6	3,7	3,3	3,3	3,2	3,5	3,5	3,7	3,7	3,5	3,4	
Max		6,8	5,5	6,4	6,0	5,6	5,4	8,9	7,6	7,3	7,4	7,0		
Min		1,3	1,7	1,4	1,5	1,2	1,2	1,5	1,0	1,5	1,8	1,3		

Bilag 5.1.2 Indeks for ålegræssets maksimale dybdegrænse - gennemsnit for fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Dybgrænse, indeks		År												
Område	Områdetype	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Gennemsnit 89-99	
Augustenborg Fjord	i	98%	123%	119%	44%	52%	59%	124%	110%	115%	95%	112%	100%	
	y	107%	108%	109%	93%	99%	110%	101%	103%	127%	58%	58%	100%	
Dybsø Fjord	i	79%		115%	115%	99%	79%				106%	97%	100%	
Endelave	aa	110%	100%	82%	56%	63%	38%	59%	31%	71%	134%	161%	100%	
Flensborg Fjord	i	108%	102%	95%	89%	89%	119%	101%	109%	115%	167%	80%	100%	
	y	93%	99%	108%	92%	90%	91%	80%	98%	115%	133%	110%	100%	
Horsens Fjord	i	85%	86%	98%	68%	82%	87%	142%	149%	84%			100%	
	y	121%	113%	106%	70%	87%	59%	79%	90%	89%	126%	152%	100%	
Isefjord	i	92%		135%	124%	124%	107%	94%	99%			30%	100%	
Kalundborg Fjord	i		86%	93%	129%	99%			99%				100%	
Kolding Fjord	i	88%	91%	97%	105%	91%	101%	101%	107%	116%	117%	104%	100%	
	y	96%	126%	109%	102%	102%	106%	80%	82%	78%	122%	117%	100%	
Korsør Nor	i		122%	122%	122%	122%						89%	100%	
Løgstør Bredning	y	95%	138%	96%	112%	91%	89%	105%	97%	78%	105%	85%	100%	
Nivå Bugt	aa						73%	133%	113%	94%		97%	100%	
Nordlige Lillebælt	y	152%		80%		67%	80%			98%	122%	101%	100%	
	aa	108%	113%	122%	91%	84%	91%	94%	107%	107%	99%	82%	100%	
Odense Fjord	y	123%	126%	131%	68%	115%	80%	88%	103%	112%	91%	101%	100%	
Præstø Fjord	i	96%			119%	114%	106%			114%	95%	95%	100%	
Roskilde Fjord	i	103%	129%	109%	80%	113%	118%	148%			140%	66%	100%	
Sejrø Bugt	aa		82%	91%	103%	101%			93%			73%	100%	
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	143%	97%	77%	97%	66%	77%	86%	127%	86%	131%	91%	100%	
	y	136%	97%	81%	108%	105%	108%	122%	71%	108%	95%	81%	100%	
Sydfynske Øhav	i	119%				64%	103%		110%	100%			100%	
	y	97%	102%	107%	115%	98%	107%	108%	97%	99%	92%	98%	100%	
Vejle Fjord	i	85%	97%	106%	110%	106%	93%	102%	96%	97%	106%	145%	100%	
	y	101%	98%	106%	90%	94%	94%	97%	114%	106%	100%	115%	100%	
Vestlige Limfjord	i	105%	132%	119%	116%	110%	108%	103%	93%	97%	83%	76%	100%	
	y	106%	118%	108%	125%	106%	99%	94%	88%	69%	94%	84%	100%	
Østlige Limfjord	i	117%	117%	132%	125%	116%	101%	79%	81%	83%	89%	81%	100%	
Åbenrå Fjord	i	102%	86%	108%	89%	95%	89%	102%	89%	95%	105%	114%	100%	
	y	97%	125%	112%	91%	91%	114%	68%	78%	103%	120%	101%	100%	
Århus Bugt	i	105%		104%		80%		93%		101%	105%	114%	100%	
	y	111%		105%		89%		85%		119%	106%	95%	100%	
Grand total		106%	108%	106%	98%	94%	93%	99%	98%	99%	109%	98%	100%	

Bilag 5.1.3 Kendalls tau for udviklingen i ålegræssets dybdegrænse gennem overvågningsperioden 1989-99. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	Kendall	Sign
Augustenborg Fjord	i	0,055	
	y	-0,164	
Dybsø Fjord	i	-0,153	
Endelave	aa	-0,018	
Flensborg Fjord	i	-0,03	
	y	0,242	
Horsens Fjord	i	0,278	
	y	0,091	
Isefjord	i	-0,474	
Kalundborg Fjord	i	0,6	
Kolding Fjord	i	0,673	**
	y	-0,11	
Korsør Nor	i	-0,64	
Løgstør Bredning	y	-0,294	
Nivå Bugt	aa	0,0	
Nordlige Lillebælt	y	0,196	
Odense Fjord	y	-0,273	
Præstø Fjord	i	-0,392	
Roskilde Fjord	i	0,167	
Sejrø Bugt	aa	-0,067	
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	0,038	
	y	-0,246	
Sydfynske Øhav	i	-0,2	
	y	-0,351	
Vejle Fjord	i	0,316	
	y	0,345	
Vestlige Limfjord	i	-0,545	*
	y	-0,424	
Østlige Limfjord	i	-0,527	**
Åbenrå Fjord	i	0,309	
	y	-0,229	
Århus Bugt	i	0,294	
	y	-0,143	
Total		-0,189	
Indre områder total		-0,184	
Ydre områder total		-0,279	
Åbne områder total			

Bilag 5.2

Gennemsnit og indeks af dækningsgrad af ålegræs samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.2.1 Ålegræssets gennemsnitlige dækningsgrad i dybdeintervaller i fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystområder med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år.

Dybde	Område	År												Gennemsnit
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999		
0-1 m	Augustenborg Fjord	37	24	22	1	1	1	15	30	11	3	17	12	
	Dybsø Fjord	6			1	1	14			14			6	
	Endelave	7	14	4		6	1	6	2	2		38	7	
	Flensborg Fjord	38	12	12	8	11	23	12	22	17	21	32	18	
	Horsens Fjord	11	15	7	9	12	15	7	5	3		38	11	
	Isefjord	1	1	88	54	88	44	6	14	6	14	17	26	
	Kalundborg Fjord		9	19	54	19			6				19	
	Kertinge Nor		47	18	7		14	1		47	1	11	14	
	Kolding Fjord	11	13	16	15	17	14	10	15	16		33	16	
	Løgstør Bredning	6	1	8	18	6	11			1			6	
	Nissum Fjord			20	37	19	18	1	1	4	13	2	10	
	Nordlige Lillebælt	4	6	31	21	14	18	1	6	7		15	11	
	Odense Fjord	2	10	8	8	6	6	15	4	25	8	38	10	
	Præstø Fjord	32				1	1	1		6		4	5	
	Ringkøbing Fjord	38	4	4	4	18	9	31	19	12	1	8	11	
	Roskilde Fjord	38	29			1	6	1			24	13	13	
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	1	6	22	22	33	15	24	41	7	33	27	19	
	Sydfynske Øhav	34	32	32	27	32	33	11	20	35	18	14	26	
	Vejle Fjord	19	11	31	22	17	14	14	18	10			17	
	Vestlige Limfjord	8	15	19	23	37	32	24	13	16	22	18	20	
Østlige Limfjord	40	51	29	24	16	10	19	6	12	30	31	23		
Århus Bugt	6		2		6		15		11		19	9		
1-2 m	Augustenborg Fjord	57	60	76	8	4	11	6	9	27	56	57	30	
	Dybsø Fjord	38		63	6	6	41			26	25	30	27	
	Endelave	17	14	23	14	1	2	6		10		50	13	
	Flensborg Fjord	44	39	37	32	39	53	40	46	28	64	52	43	
	Horsens Fjord	22	24	21	39	15	18	19	21	27	81	28	28	
	Isefjord	1	1	63	76	86	69	49	19	24	43	1	35	
	Kalundborg Fjord		50	65	76	29			38				52	
	Kertinge Nor		14	42	14	5	1	4	11	58	33	38	19	
	Kolding Fjord	17	27	40	38	41	40	42	54	56		64	42	
	Løgstør Bredning	4	14	21	14	14	6	6	6	6	39	11	11	
	Nissum Fjord					67	51	1	1	12	48	60	29	
	Nordlige Lillebælt	20	7	41	24	43	41	19	12	27		48	27	
	Odense Fjord	20	21	28	14	74	24	17	6	63	50	18	29	
	Præstø Fjord	69	1		50	76	38	40		38	18	31	38	
	Roskilde Fjord	38	48	95	48	66	19	30	15		64	71	50	
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	14	46	36	37	37	19	14	27	48	22	40	30	
	Sydfynske Øhav	48	44	31	50	49	30	22	38	54	31	40	39	
	Vejle Fjord	13	26	32	32	32	35	32	23	32		41	29	
	Vestlige Limfjord	32	32	30	41	54	47	46	21	27	29	26	35	
	Østlige Limfjord	57	80	82	88	82	80	81	84	86	58	38	75	
Århus Bugt	14		37		24		10		12	30	38	23		
2-4 m	Augustenborg Fjord	44	72	64				2	1	24	21	32	29	
	Endelave	7	38	55						3		28	23	

Dybde	Område	År												Gennemsnit
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999		
2-4 m	Flensborg Fjord	50	39	54	57	42	53	37	38	38	57	49	47	
	Horsens Fjord	8	14	19	14	5	11	16	18	14	6	29	13	
	Isefjord	1	1	67	52	85	51	30	30	28	23	8	30	
	Kalundborg Fjord		38	63	76	48			63				58	
	Kertinge Nor		42	21	1	29	38	11	95	46	59	39	36	
	Kolding Fjord	11	16	20	28	11	25	26	33	30		24	22	
	Løgstør Bredning	1	1	1	8	14	18	1	1	1	17	3	4	
	Nordlige Lillebælt	10	17	29	48	50	31	63	34	19		61	35	
	Odense Fjord	8	8	20	38	19	15	15	19	3	32	19	17	
	Præstø Fjord	59			50	76	51	52		38	24	39	48	
	Roskilde Fjord	21	36	70	3	4	24	20	20		6	10	19	
	Sejrø Bugt		23	14	33	38			63				33	
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	1	38	38	23	63	88	63	3	23	1	6	27	
	Sydfynske Øhav	39	46	64	50	67	41	11	56	60	57	57	49	
	Vejle Fjord	25	24	30	33	36	22	19	11	18		39	25	
	Vestlige Limfjord	13	7	24	23	32	29	20	9	20	21	12	19	
Østlige Limfjord	1	50	43	36	30	19	30	27	88	22	8	30		
Århus Bugt	23		33		25		50		39	40	52	37		
4-6 m	Flensborg Fjord	17	33	36	40	26	27	22	12	15	19	32	25	
	Horsens Fjord	4	1	65					6			21	14	
	Isefjord	1	1	26	1	23	15	18	4	1	8	14	8	
	Kalundborg Fjord		1	6	14	28			1				7	
	Kolding Fjord	6	6	6	1	1	38		6	6			7	
	Nordlige Lillebælt	13	13	42	37	88	1	18	21	6		6	21	
	Odense Fjord	6	1	4	14		1	6	1	3	38	18	7	
	Præstø Fjord				14	14	1			1		6	6	
	Sejrø Bugt		1	1	28	1			6				5	
	Sydfynske Øhav	14	63	6	36	49	56	23	12	49	38	56	35	
	Vejle Fjord	4	8	9	13	9	11	5	3	10		38	10	
	Vestlige Limfjord	1	1		1	1					1	1	1	
	Århus Bugt	6		22		16		10		25	54	37	23	
6-8 m	Flensborg Fjord		6	8	38	1	1	1	18	7	63	23	12	
	Nordlige Lillebælt		14	1			1	1	1	14			4	
	Odense Fjord	1	1	1				63		1			7	
	Sydfynske Øhav	1	1				14	3	6	14	1	38	7	
	Århus Bugt	1		2		6		3		6	4	12	4	
8-10 m	Århus Bugt	1		1		1				6	1		2	

Bilag 5.2.2 Indeks for ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller i fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystområder med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år.

Dybde	Område	År												Gennemsnit
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999		
0-1 m	Augustenborg Fjord	186	147	138	28	28	28	112	164	95	52	121	100	
	Dybsø Fjord	99			42	42	157			160			100	
	Endelave	103	143	77		90	38	94	56	49		249	100	
	Flensborg Fjord	151	81	80	65	76	114	79	110	98	108	138	100	
	Horsens Fjord	100	116	81	90	103	118	81	64	54	0	193	100	
	Isefjord	19	19	229	155	229	136	47	71	45	71	80	100	
	Kalundborg Fjord		68	98	181	99			54				100	
	Kertinge Nor		195	111	66		97	26		193	26	87	100	
	Kolding Fjord	83	92	100	98	104	92	79	99	102		151	100	
	Løgstør Bredning	96	40	115	178	96	136			40			100	
	Nissum Fjord			143	200	137	133	31	31	65	114	48	100	
	Nordlige Lillebælt	61	72	177	141	113	130	30	74	80		121	100	
	Odense Fjord	45	99	88	88	76	74	124	61	159	85	202	100	
	Præstø Fjord	266				44	44	44		109		93	100	
	Ringkøbing Fjord	192	56	56	56	129	90	172	130	105	29	85	100	
	Roskilde Fjord	179	156			27	67	27			141	102	100	
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	22	53	108	108	137	88	114	154	59	136	121	100	
	Sydfynske Øhav	118	114	114	102	114	115	64	87	119	83	71	100	
	Vejle Fjord	106	79	139	115	101	90	92	104	75			100	
	Vestlige Limfjord	61	85	96	107	141	129	112	78	89	106	96	100	
	Østlige Limfjord	136	158	114	102	82	63	90	48	72	116	118	100	
	Århus Bugt	83		51		78		131		109		148	100	
1-2 m	Augustenborg Fjord	146	152	182	49	33	58	42	52	94	145	147	100	
	Dybsø Fjord	120		167	44	44	127			97	95	107	100	
	Endelave	116	103	136	103	28	41	68		88		216	100	
	Flensborg Fjord	102	94	91	84	94	114	95	104	78	130	113	100	
	Horsens Fjord	88	92	86	121	71	78	81	86	99	199	101	100	
	Isefjord	16	16	147	169	188	156	123	72	82	114	16	100	
	Kalundborg Fjord		98	117	132	71			82				100	
	Kertinge Nor		85	158	85	50	22	44	76	195	137	148	100	
	Kolding Fjord	61	78	98	95	99	97	100	118	121		132	100	
	Løgstør Bredning	56	109	136	109	109	72	72	72	72	195	98	100	
	Nissum Fjord					170	140	18	18	62	135	156	100	
	Nordlige Lillebælt	84	47	128	94	131	127	83	64	100		141	100	
	Odense Fjord	82	84	98	67	182	91	76	44	161	139	76	100	
	Præstø Fjord	148	15		119	160	100	103		100	67	89	100	
	Roskilde Fjord	84	97	172	97	121	58	74	51		118	128	100	
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	65	129	111	112	112	78	66	94	132	84	117	100	
	Sydfynske Øhav	113	106	88	116	114	85	71	97	122	87	101	100	
	Vejle Fjord	64	94	104	106	105	110	105	86	106		122	100	
	Vestlige Limfjord	96	96	92	111	130	119	118	75	87	90	85	100	
	Østlige Limfjord	81	106	108	115	108	106	106	111	112	83	64	100	
	Århus Bugt	76		132		104		64		72	117	134	100	
	2-4 m	Augustenborg Fjord	128	181	165				26	18	90	85	107	100
Endelave		54	133	168						35		111	100	
Flensborg Fjord		105	89	110	114	93	109	87	89	89	113	103	100	
Horsens Fjord		78	101	120	100	63	90	111	116	102	66	152	100	
Isefjord		17	17	164	138	200	136	100	99	96	86	49	100	
Kalundborg Fjord			77	106	123	88			106				100	
Kertinge Nor			108	73	15	88	102	52	208	115	136	104	100	
Kolding Fjord		69	85	95	115	70	107	110	125	118		106	100	

Dybde	Område	År											
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Gennemsnit
2-4 m	Løgstør Bredning	48	48	48	137	181	208	48	48	48	202	84	100
	Nordlige Lillebælt	52	66	90	120	124	94	144	98	72		141	100
	Odense Fjord	68	68	110	156	107	96	96	107	41	143	107	100
	Præstø Fjord	114			102	138	103	104		86	66	88	100
	Roskilde Fjord	105	145	221	39	44	116	103	102		55	70	100
	Sejrø Bugt		83	61	99	108			149				100
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	18	121	121	93	167	223	167	32	93	18	45	100
	Sydfynske Øhav	86	95	119	101	123	90	44	109	113	109	110	100
	Vejle Fjord	100	97	109	116	123	92	87	65	84		128	100
	Vestlige Limfjord	84	62	114	112	135	128	104	70	105	106	79	100
	Østlige Limfjord	17	135	123	111	100	77	100	94	209	83	50	100
	Århus Bugt	75		93		80		120		103	105	123	100
4-6 m	Flensborg Fjord	81	118	124	131	103	104	93	69	76	86	116	100
	Horsens Fjord	49	26	239					63			122	100
	Isefjord	35	35	190	35	176	141	152	67	35	100	133	100
	Kalundborg Fjord		36	87	138	202			36				100
	Kolding Fjord	92	92	92	39	39	255		96	96			100
	Nordlige Lillebælt	78	77	147	136	251	21	90	98	50		51	100
	Odense Fjord	91	38	74	144		38	92	38	67	252	165	100
	Præstø Fjord				158	156	42			42		103	100
	Sejrø Bugt		45	45	252	45			112				100
	Sydfynske Øhav	60	144	38	102	123	134	79	57	123	106	134	100
	Vejle Fjord	60	89	97	117	96	106	72	55	101		207	100
	Vestlige Limfjord	100	100		100	100					100	100	100
	Århus Bugt	51		98		83		65		106	166	131	100
6-8 m	Flensborg Fjord		66	80	183	28	28	28	120	74	253	141	100
	Nordlige Lillebælt		196	52			52	52	52	196			100
	Odense Fjord	38	38	38				347		38			100
	Sydfynske Øhav	37	37				142	65	93	142	37	246	100
	Århus Bugt	48		75		115		84		115	93	170	100
8-10 m	Århus Bugt	78		78		78				186	78		100
Gennemsnit af indeks		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
0-1		111	98	111	107	97	97	81	87	94	82	124	
1-2		89	89	124	102	106	94	80	77	104	121	115	
2-4		72	95	116	105	113	118	94	96	94	98	98	
4-6		70	73	112	123	125	105	92	69	77	135	126	
Total		88	90	116	109	107	101	85	84	94	109	115	

Bilag 5.2.3 Kendalls tau for udviklingen i ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller gennem overvågningsperioden 1989-99. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Kendall- tau		Dybdeinterval												
Område	type	0-1	Sign	1-2	Sign	2-4	Sign	4-6	Sign	6-8	Sign	8-10	Sign	Total
Augustenborg Fjord	i	-0,223		-0,018		-0,255								-0,127
Dybsø Fjord	i	0,139		0,028										
Endelave	aa	-0,167		-0,085										
Flensborg Fjord	i	-0,367		-0,152		0,015		-0,182		0,49				
	y	0,076		0,121		-0,152		0,015						
Horsens Fjord	i	-0,333		0,098										
	y	-0,244		0,164		0,164		0,4	*					
Isefjord	i	-0,019		-0,074		-0,2		0,052						
Kertinge Nor	i	-0,588	*	0,111		0,278								
Kolding Fjord	i	0,111		0,822	**	0,244		0,292						
	y	0,644	**	0,566	**	0,566	*							
Løgstør Bredning	y	0,051				0,238								
Nissum Fjord	i	-0,536	*											
	aa	-0,019		0,289		0,333		-0,2						
Odense Fjord	i	0,4				-0,392		0,163						
	y	0,614	**	0,5	**	0,429	*	0,3						
Præstø Fjord	i			-0,367		-0,5	**	-0,533						
Ringkøbing Fjord	i	-0,074												
Roskilde Fjord	i	-0,278		-0,067		0,022								
Sejrø Bugt	aa					0,8	**	0,36						
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	0,184		-0,315		0,3								
Sydfynske Øhav	i	-0,048		-0,333		0,098		0,143						
	y	-0,121		-0,212		-0,121		-0,076		0,469				
Vejle Fjord	i	-0,333		0,156		0,378	*	0,392						
	y	-0,333		0,022		-0,244		0,022						
Vestlige Limfjord	i	-0,273		-0,121		0,182								
	y	0,394		-0,076		0,107								
Østlige Limfjord	i	-0,152		0,168		-0,333								
Åbenrå Fjord	i	-0,102		0,313		0,397		0,218						
	y	-0,073		0,018		-0,018		0,148						
Århus Bugt	i	0,533		0,429	*	0,048		0,524		0,245		0,32		
	y	0,2		0,143		0,524	*	0,429	*	0,96	**			
Alle områder		-0,273		0,127		-0,236		0,018						

Bilag 5.3

Gennemsnit og indeks af antal makroalgearter samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.3.1 Gennemsnitligt artsantal af makroalger i fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Artsantal		År												
Område	Områdetype	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	Gennemsnit	
Augustenborg Fjord	i	10	3	4	4	6	8	11	3	12	10		7,1	
	y	21	21	28	24	23	22	25	22	29	23		23,8	
Endelave	aa	11	14	14	7	13	12	13		5	32		13,4	
Flensborg Fjord	i	7	21	20	19	21	21	21	13	24	14		18,1	
	y	17	16	24	23	5	29	22	12	19	25		19,2	
Horsens Fjord	i		14	18	13	20	16	16	20	19	8		16,0	
	y	13	22	23	19	19	22	13	17	20	13		18,1	
Kertinge Nor	i		6	6	3	4	1	5	6				4,4	
Kolding Fjord	i	13	30	32	26	30	33	28	28	26	7		25,3	
Løgstør Bredning	y	12	19	24	26	20	19	19	21	27	16		20,3	
Nivå Bugt	aa						9	5	7	10	14		9,0	
Nord for Sjælland	aa						27	21	36	32	31		29,4	
Nordlige Lillebælt	aa		20	28	26	34	35	40	35	39	38	27	32,2	
Odense Fjord	y	20	21	19	16	23	4	5	26	22	12		16,8	
Roskilde Fjord	i			6	4	5	16	9	15		3		8,3	
Sejrø Bugt	aa		5	5	36	18			13		9		14,3	
Skive Fjord/ Lovns Bred	i	1	4	3	5	3	4	6	4	16	7		5,3	
	y	11	14		15	18	20	15	12	15	16		15,1	
Sydfynske Øhav	y	8	3		8	13	8	8	14	15	6		9,2	
Vejle Fjord	i	13	22	24	23	26	35	24	23	29	8		22,7	
	y	19	24	22	34	31	36	33	31	34	24		28,8	
Vestlige Limfjord	i	19	11	14	16	19	26	24	19	21	31	21	20,1	
	y	17	15	25	17	35	25	27	28	22	32	32	25,0	
Østlige Limfjord	i			1	4	4	3	5		7			4,0	
Åbenrå Fjord	i	14	19	6	15	15	25	20	7	26	26		17,3	
	y	22	22	23	22	17	25	18	15	29	19		21,2	
Århus Bugt	i	4		9		12		25		26	14		15,0	
	aa	6		28		33		35		39	32		28,8	

Bilag 5.3.2 Indeks for artsantal af makroalger i fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Artsantal		År											
Område	Områdetype	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	Gennemsnit
Augustenborg Fjord	i	141	42	56	56	85	113	155	42	169	141		100
	y	88	88	118	101	97	92	105	92	122	97		100
Endelave	aa	82	104	104	52	97	89	97		37	238		100
Flensborg Fjord	i	39	116	110	105	116	116	116	72	133	77		100
	y	89	83	125	120	26	151	115	63	99	130		100
Horsens Fjord	i	0	88	113	81	125	100	100	125	119	50		100
	y	72	122	127	105	105	122	72	94	110	72		100
Kertinge Nor	i		135	135	68	90	23	113	135				100
Kolding Fjord	i	51	119	126	103	119	130	111	111	103	28		100
Løgstør Bredning	y	59	94	118	128	99	94	94	103	133	79		100
Nivå Bugt	aa						100	56	78	111	156		100
Nord for Sjælland	aa						92	71	122	109	105		100
Nordlige Lillebælt	aa	62	87	81	106	109	124	109	121	118	84		100
Odense Fjord	y	119	125	113	95	137	24	30	155	131	71		100
Roskilde Fjord	i			72	48	60	193	109	181		36		100
Sejrø Bugt	aa		35	35	251	126			91		63		100
Skive Fjord/ Lovns Bred	i	19	75	57	94	57	75	113	75	302	132		100
	y	73	93		99	119	132	99	79	99	106		100
Sydfynske Øhav	y	87	33		87	141	87	87	152	163	65		100
Vejle Fjord	i	57	97	106	101	115	154	106	101	128	35		100
	y	66	83	76	118	108	125	115	108	118	83		100
Vestlige Limfjord	i	95	55	70	80	95	129	119	95	105	154	105	100
	y	68	60	100	68	140	100	108	112	88	128	128	100
Østlige Limfjord	i			25	100	100	75	125		175			100
Åbenrå Fjord	i	81	110	35	87	87	145	116	40	150	150		100
	y	104	104	108	104	80	118	85	71	137	90		100
Århus Bugt	i	27		60		80		167		173	93		100
	aa	21		97		114		121		135	111		100
Gennemsnit		92	64	93	89	104	96	108	108	99	132	98	
Standard Error		26	14	17	16	20	17	20	18	18	24	20	

Bilag 5.3.3 Kendalls tau for udviklingen i makroalgernes artsantal i fjord-/kystområder gennem overvågningsperioden 1989-99. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Artsantal			
Område	Områdetype	Kendall tau	Sign.
Augustenborg Fjord	i	0,373	
	y	0,28	
Endelave	aa	0,0	
Flensborg Fjord	i	0,163	
	y	0,111	
Horsens Fjord	i	0,251	
	y	-0,24	
Kertinge Nor	i	-0,102	
Kolding Fjord	i	-0,233	
Løgstør Bredning	y	0,137	
Nivå Bugt	aa	0,6	
Nord for Sjælland	aa	0,2	
Nordlige Lillebælt	aa	0,45	
Odense Fjord	y	-0,067	
Roskilde Fjord	i	0,048	
Sejrø Bugt	aa	0,139	
Skive Fjord/ Lovns Bred	i	0,63	**
	y	0,317	
Sydfynske Øhav	y	0,296	
Vejle Fjord	i	0,206	
	y	0,327	
Vestlige Limfjord	i	0,548	**
	y	0,529	**
Østlige Limfjord	i	0,694	*
Åbenrå Fjord	i	0,48	*
	y	-0,091	
Århus Bugt	i	0,733	**
	aa	0,6	
Gennemsnit		0,527	**

Bilag 5.4

Dominansforhold, E_Q samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.4.1 E_Q -Indeks for ensartethed for makroalgesamfundene i fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Index of Evenness (E_Q)		År											
Områdeafsnit	Afsnit	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	Gennemsnit
Augustenborg Fjord	y	0,19	0,14	0,14	0,13	0,17	0,17	0,19	0,10	0,12	0,13		0,15
Endelave	aa	0,15	0,09	0,08	0,10	0,11	0,10	0,12				0,12	0,11
Flensborg Fjord	i	0,51	0,13	0,11	0,10	0,16	0,18	0,11	0,11	0,18	0,14		0,17
	y	0,11	0,15	0,16	0,12	0,11	0,12	0,12	0,11	0,09	0,13	0,15	0,12
Horsens Fjord	i		0,16	0,10	0,13	0,11	0,08	0,11	0,04	0,06	0,06		0,09
Kolding Fjord	i	0,15	0,15	0,11	0,16	0,13	0,12	0,11	0,10	0,08	0,10		0,12
Løgstør Bredning	y	0,20	0,17	0,22	0,18	0,22	0,21	0,14	0,29	0,10	0,34		0,21
Nord for Sjælland	aa						0,12	0,09	0,10	0,22	0,15		0,14
Nordlige Lillebælt	y	0,24	0,17	0,16	0,18	0,16	0,14	0,17	0,24	0,15	0,09		0,18
Odense Fjord	y	0,15	0,16	0,19	0,22	0,22		0,08	0,13	0,08	0,15		0,16
Skive Fjord/ Lovns Bredning	y	0,29	0,18		0,33	0,25	0,17	0,34	0,24	0,19	0,23		0,25
Sydfynske Øhav	y	0,13				0,19	0,22	0,06	0,06	0,16			0,14
Vejle Fjord	i	0,23	0,13	0,10	0,10	0,10	0,09	0,09	0,09	0,07	0,09		0,11
	y	0,11	0,16	0,15	0,12	0,15	0,15	0,11	0,12	0,11	0,10		0,13
Vestlige Limfjord	i	0,16	0,14	0,23	0,19	0,21	0,11	0,10	0,12	0,14	0,13	0,17	0,15
	y	0,22	0,17	0,09	0,16	0,10	0,12	0,12	0,09	0,11	0,10	0,08	0,12
Åbenrå Fjord	i	0,27	0,13		0,16	0,18	0,18	0,14	0,19	0,17	0,25		0,18
	y	0,16	0,15	0,18	0,14	0,17	0,14	0,16	0,16	0,18	0,19	0,21	0,17
Århus Bugt	i			0,13		0,17		0,14		0,14	0,37		0,19
	y			0,13		0,13		0,14		0,22	0,12		0,15
Grand total		0,15	0,20	0,16	0,15	0,16	0,15	0,15	0,13	0,15	0,14	0,17	0,15

Bilag 5.4.2 Kendall tau analyser af udviklingen i E_Q -Indekset i fjord- og kystområderne gennem overvågningsperioden. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Index of Evenness (E_Q)			
Områdeafsnit	Afsnit	Kendal-tau	Sign.
Augustenborg Fjord	y	-0,29	
Endelave	aa	0,21	
Flensborg Fjord	i	-0,07	
	y	0,06	
Horsens Fjord	i	-0,61	**
Kolding Fjord	i	-0,24	
Løgstør Bredning	y	-0,64	**
Nord for Sjælland	aa	0,11	
Nordlige Lillebælt	y	0,40	*
Odense Fjord	y	-0,33	
Skive Fjord/ Lovns Bredning	y	-0,11	
Sydfynske Øhav	y	-0,17	
Vejle Fjord	i	-0,20	
	y	-0,82	**
Vestlige Limfjord	i	-0,33	
	y	-0,16	
Åbenrå Fjord	i	-0,49	
	y	0,17	
Århus Bugt	i	0,49	*
	y	0,40	
Grand total		-0,28	

Bilag 5.5

Gennemsnit og indeks af dækningsgrad af løstliggende eutrofieringsbetingede makroalger samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.5.1 Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i dybdeintervaller. Dækningsgraderne er arc-sin transformerede. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Dybde-interval	Område	Områdetype	År							Gennemsnit
			1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
0-1 m	Endelave	aa	15	17	10	9	50			17
	Flensborg Fjord	i	20	19	12	80	66		23	25
		y	5		12	34	100	20	10	30
	Horsens Fjord	i	11	10	2	7	30			13
		y	17	16	13	8	32			16
	Kolding Fjord	i	21	19	23	12	28			20
		y	10	10	2	5	20			8
	Odense Fjord	i		32	28	27		52	35	31
		y	0	29	57	25	35	33	12	47
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	5	5		8	33		30	12
	Sydfynske Øhav	y	48	35	40	36	32	32	27	37
	Vejle Fjord	i	13	15	5	14	24	15		14
1-2 m	Vestlige Limfjord	i	5	3	2	12	14		20	9
	Østlige Limfjord	i	6	13	24	6	10	10	12	11
	Augustenborg Fjord	i		20	13	81	15	10	27	33
	Endelave	aa	5	28	10	7	50			17
	Flensborg Fjord	i		70	43	25	50		24	38
		y		29	45	62	40	10	49	45
	Horsens Fjord	y	12	28	15	11	50			18
	Kolding Fjord	i	20	14	10	22	21			18
	Odense Fjord	i		51	27	22		66	31	39
		y		10	35	20	50	2	5	31
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	15	5			10	40	60	20
	Sydfynske Øhav	y	40	34	32	51	45	32	33	37
	Vejle Fjord	i	60	10	10	10	28	10		17
		y	10	10	15	5	29			17
	Vestlige Limfjord	i	3	1		28	21		1	12
2-4 m	Østlige Limfjord	i	80	60	40	10		30	28	39
	Åbenrå Fjord	y	19	2	58	80			7	31
	Augustenborg Fjord	i			20	85	15	20	17	41
		y		10	44	76	57		13	47
	Flensborg Fjord	i		20	56	46	66		18	44
		y	20	21	57	67	42	10	23	43
	Horsens Fjord	y	8		20	20	50	17		20
	Nordlige Lillebælt	aa	70		50	72	10		10	46
	Odense Fjord	y	1	10	43	30	50	2	1	32
	Sydfynske Øhav	y	23	16	46	37	32	6	19	24
	Vejle Fjord	i	10	10	10	50	50			21
4-6 m	Østlige Limfjord	i	3	5	15	13		3		7
	Åbenrå Fjord	y	55		67	64	10	60	11	45
	Augustenborg Fjord	i		10	30	68	10		1	32
	Flensborg Fjord	i		71	30	78	78		5	48
		y	30	25	54	87	41	20	32	50

Dybde-interval	Område	Områdetype	År							Gennemsnit
			1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
4-6 m	Nordlige Lillebælt	aa	30		45	57	15		30	36
	Odense Fjord	y	0	10	28	20	10	2		3
	Sydfynske Øhav	y	10	17	44	34	50	16	14	23
	Åbenrå Fjord	y	40	50	67	65	25		25	46
6-8 m	Flensborg Fjord	i		60	35	56	97		1	43
		y		19	55	70	43	10	40	49
	Nordlige Lillebælt	aa	5		20	10	10		1	8
	Odense Fjord	y	0	2	60	19	10	1		5
	Sydfynske Øhav	y	10	20	50	28	40	23	14	23
	Åbenrå Fjord	y	5	90	44	54	28	90	15	38
8-10 m	Flensborg Fjord	i		20	45	46	77		1	36
		y		11	45	62	33	5	39	40
	Sydfynske Øhav	y		10	20	32	34	20	11	21
	Åbenrå Fjord	y		20	5	55	50	80	3	26
10-12 m	Flensborg Fjord	y		20	32	46	81	20	12	40
	Åbenrå Fjord	y			5	28	28	20	5	19
12-14 m	Flensborg Fjord	y		30	5	61	43	20	6	32

Bilag 5.5.2 Indeks for dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i dybdeintervaller. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Dybde-interval	Område	Områdetype	År							Grand total
			1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
0-1 m	Endelave	aa	94	103	77	71	188			100
	Flensborg Fjord	i	88	85	66	210	179		95	100
		y	39		62	107	273	81	56	100
	Horsens Fjord	i	89	86	38	73	154			100
		y	103	103	91	70	148			100
	Kolding Fjord	i	103	100	109	77	121			100
		y	111	111	49	80	160			100
	Odense Fjord	i		102	94	92		135	107	100
		y	0	75	113	69	83	81	48	100
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	64	63		81	171		162	100
	Sydfynske Øhav	y	117	96	104	98	91	92	83	100
1-2 m	Vejle Fjord	i	94	101	58	98	133	101		100
	Vestlige Limfjord	i	76	58	50	117	129		154	100
	Østlige Limfjord	i	70	108	149	75	94	94	101	100
	Augustenborg Fjord	i		75	60	182	64	52	88	100
	Endelave	aa	53	130	75	64	184			100
	Flensborg Fjord	i		150	108	79	119		77	100
		y		76	100	122	93	44	105	100
	Horsens Fjord	y	81	126	90	76	179			100
	Kolding Fjord	i	107	89	74	113	109			100
	Odense Fjord	i		118	80	72		140	88	100
		y		55	108	79	133	24	38	100
	Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	87	49			69	148	191	100
	Sydfynske Øhav	y	104	95	91	121	112	91	93	100
	Vejle Fjord	i	209	76	76	76	130	76		100
		y	76	76	93	54	136			100
2-4 m	Vestlige Limfjord	i	53	35		161	138		29	100
	Østlige Limfjord	i	165	132	102	48		86	83	100
	Åbenrå Fjord	y	77	24	147	188			46	100
	Augustenborg Fjord	i			67	168	56	67	61	100
		y		43	96	141	113		49	100
	Flensborg Fjord	i		64	117	103	131		62	100
		y	65	67	120	134	100	45	70	100
	Horsens Fjord	y	62		99	99	167	92		100
	Nordlige Lillebælt	aa	132		105	136	43		43	100
	Odense Fjord	y	18	54	119	97	132	24	17	100
4-6 m	Sydfynske Øhav	y	98	81	147	129	118	49	90	100
	Vejle Fjord	i	68	68	68	165	165			100
	Østlige Limfjord	i	65	84	146	137		60		100
	Åbenrå Fjord	y	114		130	126	44	120	46	100
	Augustenborg Fjord	i		53	96	160	53		17	100
	Flensborg Fjord	i		132	75	142	142		28	100
		y	74	67	105	152	88	59	76	100
	Nordlige Lillebælt	aa	91		114	134	61		91	100
	Odense Fjord	y	0	196	336	282	196	86		100
	Sydfynske Øhav	y	66	84	143	124	156	82	78	100
	Åbenrå Fjord	y	92	106	129	126	70		70	100

Dybde-interval	Område	Områdetype	År							Grand total
			1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
6-8 m	Flensborg Fjord	i		124	88	119	197		14	100
		y		59	108	129	92	42	88	100
	Nordlige Lillebælt	aa	79		162	112	112		35	100
	Sydfynske Øhav	y	64	93	157	111	137	101	77	100
	Åbenrå Fjord	y	34	187	109	123	83	187	60	100
8-10 m	Flensborg Fjord	i		72	115	116	166		16	100
		y		50	108	132	90	33	99	100
	Sydfynske Øhav	y		68	98	128	132	98	73	100
	Åbenrå Fjord	y		87	43	158	148	209	33	100
10-12 m	Flensborg Fjord	y		67	88	109	162	67	50	100
	Åbenrå Fjord	y			50	124	124	104	50	100
12-14 m	Flensborg Fjord	y		97	38	151	120	78	41	100

Bilag 5.5.3 Kendall tau for udviklingen i dækninggraden af eutrofieringsbetingede makroalger i dybdeintervaller gennem overvågningsperioden. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	Dybdeinterval									
		0-1	Sign.	1-2	Sign.	2-4	Sign.	4-6	Sign.	6-8	Sign.
Endelave	aa			0,400							
Flensborg Fjord	i	0,200									
	y	0,200				0,048		-0,048			
Horsens Fjord	i			0,200							
	y	-0,200				0,320					
Kolding Fjord	i	0,200		0,200							
	y	0,107									
Nordlige Lillebælt	aa					-0,533	*	-0,107		-0,320	
	y	0,048				-0,048					
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	0,600	**	0,600							
	y					-0,238					
Sydfynske Øhav	y	-0,714	**	-0,143				0,048		0,048	
Vejle Fjord	i	0,333		-0,250		0,960	**				
	y			0,320							
Vestlige Limfjord	i	0,600		-0,200							
Østlige Limfjord	i	0,196		-0,733	**						
Åbenrå Fjord	y			0,200		-0,333		-0,333			

Bilag 5.5.4 Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i fjord-/kystområder. Dækningsgraderne er arc-sin transformerede. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Average of Daek_arcsin		År							
Område	Områdetype	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Grand total
Augustenborg Fjord	i	13	16	68	14	15	13		35
	y	10	27	66	40		26		43
Endelave	aa	12	21	10	8	50	23		19
Flensborg Fjord	i	20	41	37	51	61		10	38
	y	17	22	40	60	49	14	25	41
Horsens Fjord	i	9	10	2	18	37			17
	y	14	19	14	10	41	23		17
Kolding Fjord	i	20	17	19	21	28			21
	y	11	11	3	5	16			10
Nordlige Lillebælt	aa	18		33	45	12	20	7	23
Odense Fjord	i		42	28	25		57	34	34
	y	3	21	45	30	33	4	7	27
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	7	4		7	23	12	45	11
Sydfynske Øhav	y	34	27	39	39	37	24	23	32
Vejle Fjord	i	18	12	7	15	28	12		16
	y	8	10	12	7	29			19
Vestlige Limfjord	i	5	2	2	19	16		8	9
Østlige Limfjord	i	10	17	19	10	10	9	17	13
Åbenrå Fjord	y	26	31	44	55	27	64	11	34
Grand total		14	17	20	27	30	21	18	23

Bilag 5.5.5 Indeks for dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i fjord-/kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	År							Grand total
		1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	
Augustenborg Fjord	i	58	65	153	60	62	59		100
	y	45	76	132	96		74		100
Endelave	aa	81	106	72	65	176	113		100
Flensborg Fjord	i	69	103	97	119	135		49	100
	y	61	71	98	128	112	55	75	100
Horsens Fjord	i	71	75	33	104	153			100
	y	89	105	88	73	161	117		100
Kolding Fjord	i	98	89	95	99	116			100
	y	106	109	59	73	132			100
Nordlige Lillebælt	aa	86		122	146	71	92	53	100
Odense Fjord	i		112	89	83		138	99	100
	y	30	88	135	107	112	35	48	100
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	77	60		79	143	101	212	100
Sydfynske Øhav	y	104	91	113	113	110	85	84	100
Vejle Fjord	i	109	88	65	98	137	88		100
	y	64	71	78	60	127			100
Vestlige Limfjord	i	71	50	48	145	130		90	100
Østlige Limfjord	i	84	113	121	84	86	82	115	100
Åbenrå Fjord	y	87	95	117	134	87	149	54	100
Grand total		80	85	87	105	119	93	84	100
Standard Error		5	5	7	7	7	10	13	

Bilag 5.5.6 Kendall tau analyse af udviklingen i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede makroalger i fjord-/kystområder gennem perioden 1993-1999. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	Kendall	Sign
Augustenborg Fjord	i	0,333	
	y	0,196	
Endelave	aa	0,200	
Flensborg Fjord	i	0,200	
	y	0,143	
Horsens Fjord	i	0,600	
	y	0,200	
Kolding Fjord	i	0,600	
	y	0,500	
Nordlige Lillebælt	aa	-0,333	
Odense Fjord	i	0,048	
	y		
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	0,733	**
Sydfynske Øhav	y	-0,429	
Vejle Fjord	i	-0,067	
	y	0,400	
Vestlige Limfjord	i	0,200	
Østlige Limfjord	i	0,048	
Åbenrå Fjord	y	0,143	
Grand total		0,333	

Bilag 5.6

Gennemsnit og indeks af dækningsgrad af én- og flerårige makroalger samt Kendall-analyser heraf i NOVA-områderne

Bilag 5.6.1 Gennemsnitlig dækningsgrad af enårige makroalger i fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	År										Gennemsnit
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	
Augustenborg Fjord	i	24	38	37	50	14	31	21	65	8	26	26
	y	39	34	31	25	29	33	36	37	22	21	30
Endelave	aa	17	14	15	19	15	15	13		8	11	13
Flensborg Fjord	i	47	28	27	23	24	22	23	19	28	15	24
	y	27	24	25	25	23	18	27	30	23	20	24
Horsens Fjord	i		16	18	23	16	14	14	8	20	9	15
	y	18	18	19	17	17	13	13	14	9	12	15
Isefjord	i			10	29		15	34	11			18
Kalundborg Fjord	i		21	24	38	18			10			19
Kertinge Nor	i		16	17	14	56	14	13	32			22
Kolding Fjord	i	16	15	16	20	17	14	14	17	10	10	15
Løgstør Bredning	y	33	17	17	18	17	12	15	27	11	8	16
Nivå Bugt	aa						20	18	23	16	30	22
Nord for Sjælland	aa						17	17	22	24	17	21
Nordlige Lillebælt	y	15	19	20	18	20	10	14	15	15	13	15
Odense Fjord	y	22	17	20	21	20		13	14	11	14	17
Roskilde Fjord	i			10	48	43	21	29	38		35	30
Sejrø Bugt	aa		30	33	26	16			11		14	25
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	14	18	38	14	14	6	28	15	9	6	12
	y	21	16		15	17	17	12	30	10	8	15
Sydfynske Øhav	y	36			29	17	14	10	20	13	12	16
Vejle Fjord	i	23	18	21	21	17	12	14	12	14	6	16
	y	15	16	19	20	15	12	12	14	13	16	15
Vestlige Limfjord	i	19	21	23	21	15	8	8	23	10	10	12
	y	30	18	20	20	19	10	11	28	11	7	14
Østlige Limfjord	i				14	14	6	6		6		8
Åbenrå Fjord	i	22	15	14	30	18	11	42	45	33	15	22
	y	24	24	24	24	20	15	31	22	18	18	22
Århus Bugt	i	14		19		24		10		16	12	14
	y	21		28		22		12		16	13	16
Grand total		23	20	21	23	19	15	17	22	17	16	19

Bilag 5.6.2 Gennemsnitlig dækningsgrad af flerårige makroalger i fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Average of deak_sin		År										Grand total
Område	Områdetype	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	
Augustenborg Fjord	i	14	38	14	24	37	15	22	41	17	10	21
	y	25	22	32	30	31	39	40	39	29	15	31
Endelave	aa	24	22	24	33	25	23	32		23	18	22
Flensborg Fjord	i	36	37	46	43	24	25	42	11	17	20	30
	y	23	29	32	31	28	23	30	27	31	17	27
Horsens Fjord	i		22	24	18	21	15	22	24	20	30	21
	y	19	20	24	31	22	16	29	12	20	17	20
Kalundborg Fjord	i		6	21	19	31			10			28
Kolding Fjord	i	15	20	22	23	19	19	20	23	16	57	20
Løgstør Bredning	y	21	17	22	24	25	14	15	32	15	14	19
Nord for Sjælland	aa						17	15	14	23	17	19
Nordlige Lillebælt	y	19	22	24	23	23	14	19	16	21	25	20
Odense Fjord	y	16	17	17	20	24	26	24	12	6	18	19
Roskilde Fjord	i			18	84	6	24	53	32			42
Sejrø Bugt	aa		24	18	34	24			24		24	32
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i		14	24	14	14	8	19	30	12	30	15
	y	19	20		23	20	12	16	20	18	10	17
Sydfynske Øhav	y	14			22	16	19	6	8	11	6	11
Vejle Fjord	i	16	28	23	26	26	17	17	24	26	29	22
	y	19	19	19	23	21	14	17	16	19	27	18
Vestlige Limfjord	i	22	29	18	20	21	11	15	19	14	16	16
	y	27	27	19	27	24	15	18	32	17	13	20
Østlige Limfjord	i			14	14	38	18	18		11		17
Åbenrå Fjord	i	30	31	46	37	43	21	32	32	38	22	30
	y	20	27	31	27	28	24	27	26	28	24	26
Århus Bugt	i	17		26		21		19		29	18	22
	y	38		25		19		15		19	15	18
Grand total		20	23	24	27	24	17	21	21	20	19	21

Bilag 5.6.3 Indeks for dækningsgraden af enårige makroalger i fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; I = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	År										Gennemsnit
		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	
Augustenborg Fjord	i	96	123	121	146	70	109	89	174	55	99	100
	y	115	106	101	90	98	106	110	112	84	81	100
Endelave	aa	114	103	107	123	108	108	102		77	93	100
Flensborg Fjord	i	147	109	107	98	100	95	98	89	109	79	100
	y	107	99	101	101	98	85	107	113	97	90	100
Horsens Fjord	i		103	111	124	103	96	97	73	117	75	100
	y	109	110	114	107	108	95	94	97	79	88	100
Isefjord	i			73	129		92	141	76			100
Kalundborg Fjord	i		106	115	147	98			73			100
Kertinge Nor	i		82	86	77	172	77	75	123			100
Kolding Fjord	i	103	101	102	118	106	95	96	106	82	81	100
Løgstør Bredning	y	147	103	103	105	102	84	97	131	80	68	100
Nivå Bugt	aa						96	91	102	85	120	100
Nord for Sjælland	aa						90	90	103	108	89	100
Nordlige Lillebælt	y	100	110	114	108	115	82	96	99	98	92	100
Odense Fjord	y	116	101	111	113	111		89	93	81	90	100
Roskilde Fjord	i			56	132	123	82	98	115		109	100
Sejrø Bugt	aa		111	117	103	78			65		72	100
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	104	120	183	104	104	69	155	112	85	69	100
	y	119	103		102	107	108	89	146	82	73	100
Sydfynske Øhav	y	157			138	103	92	77	112	90	87	100
Vejle Fjord	i	122	107	116	118	106	86	93	88	96	61	100
	y	100	106	114	117	102	89	91	98	93	105	100
Vestlige Limfjord	i	124	132	138	132	109	79	80	141	90	90	100
	y	151	114	119	119	118	84	87	145	86	71	100
Østlige Limfjord	i				133	133	88	88		88		100
Åbenrå Fjord	i	100	81	77	119	90	70	143	150	125	81	100
	y	106	107	107	106	96	83	122	101	90	91	100
Århus Bugt	i	99		118		135		86		110	91	100
	y	115		132		116		84		98	87	100
Gennemsnit		117	106	110	116	108	90	99	109	91	86	100
Standard Error		4	2	5	3	4	2	4	5	3	3	

Bilag 5.6.4 Indeks for dækningsgraden af flerårige makroalger i fjord- og kystområder. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år; i = indre fjorde, y = ydre fjorde, aa = åbne områder.

Område	Områdetype	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1999	Grand total
Augustenborg Fjord	i	80	140	80	110	138	84	105	147	90	68	100
	y	88	83	101	98	99	114	116	114	97	67	100
Endelave	aa	107	101	106	126	108	103	124		104	90	100
Flensborg Fjord	i	111	112	128	124	88	90	121	58	73	80	100
	y	92	105	111	109	103	92	108	101	108	79	100
Horsens Fjord	i		102	107	94	100	83	103	108	98	124	100
	y	97	100	108	127	104	89	121	77	98	92	100
Kalundborg Fjord	i		45	85	80	107			56			100
Kolding Fjord	i	84	98	104	108	98	97	99	108	88	184	100
Løgstør Bredning	y	105	93	108	112	114	85	89	133	88	84	100
Nord for Sjælland	aa						96	90	84	111	94	100
Nordlige Lillebælt	y	97	106	112	109	109	84	97	91	103	114	100
Odense Fjord	y	94	96	96	104	115	120	115	79	55	99	100
Roskilde Fjord	i			62	166	35	72	117	86			100
Sejrø Bugt	aa		86	72	104	85			85		85	100
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i		96	132	96	96	75	116	148	91	149	100
	y	104	108		117	107	82	95	109	101	75	100
Sydfynske Øhav	y	109			142	119	130	72	85	96	72	100
Vejle Fjord	i	83	114	101	110	108	86	85	104	108	116	100
	y	100	101	101	112	107	86	95	92	101	123	100
Vestlige Limfjord	i	118	137	106	110	115	82	96	110	91	99	100
	y	118	116	97	116	111	85	94	129	90	79	100
Østlige Limfjord	i			89	89	156	102	102		80		100
Åbenrå Fjord	i	100	102	129	113	123	83	105	105	115	84	100
	y	86	102	110	102	103	95	102	100	104	97	100
Århus Bugt	i	87		110		96		91		117	89	100
	y	151		120		102		92		105	91	100
Gennemsnit		101	102	103	112	106	92	102	100	96	97	
Standard Error		4	4	3	4	4	3	3	5	3	6	

Bilag 5.6.5 Kendall tau analyse af udviklingen i dækningsgraden af hhv. enårige og flerårige makroalger i fjord- og kystområder gennem overvågningsperioden. I analysen indgår kun fjord-/kystafsnit med data for mindst 5 år, og for disse områder indgår samtlige stationer, der er undersøgt i de enkelte år.

Kendall tau		Enårige makroalger	Flerårige makroalger
Område	Områdetype		
Augustenborg Fjord	i	-0,156	-0,170
Endelave	aa	-0,444	
Flensborg Fjord	i	0,167 *	-0,244
	y	-0,244	-0,200
Horsens Fjord	i	-0,333	0,222
	y	-0,689 **	-0,200
Isefjord	i	0,200	
Kalundborg Fjord	i	-0,400	0,200
Kertinge Nor	i	-0,098	
Kolding Fjord	i	-0,378	0,289
Korsør Nor	i		
Løgstør Bredning	y	-0,600	-0,200
Nivå Bugt	aa	0,200	
Nord for Sjælland	aa	0,200	
Nordlige Lillebælt	aa	-0,378 **	0,067
Odense Fjord	y	-0,556 **	0,067
Roskilde Fjord	i	0,048	0,200
Sejrø Bugt	aa	-0,733 **	-0,067
Skive Fjord/ Lovns Bredning	i	-0,350	0,202
	y	-0,389	-0,333
Sydfynske Øhav	y	-0,643 **	-0,474 **
Vejle Fjord	i	-0,644 **	0,200
	y	-0,200	0,067
Vestlige Limfjord	i	-0,244	-0,467 **
	y	-0,467	-0,467
Østlige Limfjord	i	-0,074	-0,960 **
Åbenrå Fjord	i	0,200	-0,022
	y	-0,378 *	-0,022
Århus Bugt	i	-0,200	0,067
	y	-0,467 **	-0,733 **
total		-0,511 *	-0,315

Fortegnstest

	Enårige	Flerårige
Positive	6	10
Negative	23	14
95% konfidensinterval	8-19	7-18
Signifikans	.*	-

Bilag 5.7

Kendall-analyser af henholdsvis afstrømning, N-belastning og P-belastning mod vegetationsparametrene

Kendalls Tau, nonparametrisk korrelation gennem perioden 1989-1999

	Afstrømning		N-belastning		P-belastning	
	Kendall	Sign	Kendall	Sign	Kendall	Sign
Dybdegrænse, ålegræs	-0,127		-0,236		0,091	
Dækningsgrad, ålegræs 0-1 m	-0,018		0,164		0,345	*
Dækningsgrad, ålegræs 1-2 m	0,164		0,127		-0,127	
Dækningsgrad, ålegræs 2-4 m	0,236		0,345		0,164	
Dækningsgrad, ålegræs 4-6 m	0,418	*	0,382		-0,236	
Dækningsgrad, ålegræs total	0,236		0,345		0,018	
Antal makroalgearter	0,156		0,022		-0,511	*
Evenness	-0,022		0,111		0,289	
Enårige makroalger	-0,556	**	-0,333		0,378	
Flerårige makroalger	-0,156		0,067		0,244	

Korrelation med afstrømning og belastning fra året før

	Afstrømning-1		N-belastning-1		P-belastning-1	
	Kendall	Sign	Kendall	Sign	Kendall	Sign
Dybdegrænse, ålegræs	-0,244		-0,422		0,111	
Dækningsgrad, ålegræs 0-1 m	0,067		0,067		0,333	
Dækningsgrad, ålegræs 1-2 m	-0,244		-0,067		-0,156	
Dækningsgrad, ålegræs 2-4 m	0,022		0,378		0,111	
Dækningsgrad, ålegræs 4-6 m	-0,156		-0,067		-0,244	
Dækningsgrad, ålegræs total	0,067		0,067		0,067	
Antal makroalgearter	0,056		-0,167		-0,444	*
Evenness	-0,111		-0,333		0,056	
Enårige makroalger	0		0		0,389	*
Flerårige makroalger	0		0		0,5	**

Korrelation med afstrømning og belastning fra 2 år før

	Afstrømning-1		N-belastning-1		P-belastning-1	
	Kendall	Sign	Kendall	Sign	Kendall	Sign
Dybdegrænse, ålegræs	-0,111		-0,333		-0,056	
Dækningsgrad, ålegræs 0-1 m	-0,278		-0,278		0,333	
Dækningsgrad, ålegræs 1-2 m	-0,556	**	-0,778	**	-0,056	
Dækningsgrad, ålegræs 2-4 m	-0,333	*	-0,111		0,389	
Dækningsgrad, ålegræs 4-6 m	-0,722	**	-0,611	**	0,111	
Dækningsgrad, ålegræs total	-0,5	*	-0,5	*	0,111	
Antal makroalgearter	0,286		0,143		-0,429	
Evenness	-0,143		-0,143		0,143	
Enårige makroalger	0,286		0,286		0,714	**
Flerårige makroalger	0,071		0,071		0,5	**

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

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

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 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

2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. 42 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelers jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. 26 s., 50,00 kr.
- Nr. 314: Virkemidler i pesticidpolitikken. Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Af Hasler, B., Schou, J.S., Ørum, J.E. & Gårn Hansen, L. 71 s., 75,00 kr.
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. 28 s. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 219 s., 120,00 kr.
- Nr. 323: Test af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. 120 s., 140,00 kr.
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. 50 s., 45,00 kr.
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 57 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 326: Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller. Integrerede MiljøinformationsSystemer (IMIS). Af Schou, J.S., Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. 61 s., 75,00 kr.
- Nr. 327: Konsekvenser af ny beregningsmetode for skorstenshøjder ved lugtemission. Af Løfstrøm, L. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøgaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. (i trykken)
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrative registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal Informations System. Af Hansen, H.S. & Skov-Petersen, H. (i trykken)
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. (i trykken)
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A.
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al.
- Nr. 334: Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al.
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al.
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.)
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al.

[Tom side]

Denne rapport giver en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden i de danske farvande i 1999 på baggrund af overvågningsprogrammet NOVA 2003. Miljøtilstanden i de danske farvande udviser generelt stor følsomhed overfor variationer i klimaet fra år til år, fordi eutrofieringsniveauet er højt. I 1999 var klimaet ugunstigt for havmiljøet. Store mængder af nedbør medførte en stor tilførsel af næringsstoffer, der gav anledning til forhøjede biomasser af planktonalger, lavere sigtbarhed i vandet og ringere dybdeudbredelse af ålegræs og makroalger. Det varme og stille sommervejr udløste de værste iltsvind i mange år. De seneste tre års positive udvikling i havmiljøet blev dermed brudt i 1999. I de frie vandmasser blev miljøforholdene dog ikke helt så dårlige, som det kunne forventes på baggrund af klimaet alene. Fosfatudledningerne er reduceret kraftigt i de sidste 10 år, men for de fleste parametre ses ingen sikker langtidsudvikling. Koncentrationerne af tungmetaller og miljøfremmede stoffer er på et niveau, som betegnes som ikke særligt forurenet. Effekter af PCB kan ikke udelukkes, og hormonelle forstyrrelser hos snegle pga. TBT er udbredte. Målsætningerne for havmiljøet er dermed ikke opfyldt. Med de nuværende koncentrationer af næringsstoffer forventes ingen store ændringer i havmiljøet i de kommende år. Forbedringer forudsætter, at kvælstoftilførslen reduceres som målsat i Vandmiljøplanen.

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-575-1
ISSN (trykt) 0905-815x
ISSN (elektronisk) 1600-0048